

ARBEITSBERICHT

Institut für Ökonomie

**Sozioökonomische Bewertung
von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung
der biologischen Vielfalt der Wälder**

von

Markus Küpker
Johannes-Gustav Küppers
Peter Elsasser
Carsten Thoro



**Bundesforschungsanstalt
für Forst- und Holzwirtschaft**

und

Zentrum Holzwirtschaft
Universität Hamburg

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg
Hausadresse: Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg
Postadresse: Postfach 80 02 09, 21002 Hamburg

Tel: 040 / 73962-301
Fax: 040 / 73962-317
Email: oekonomie@holz.uni-hamburg.de
Internet: <http://www.bfafh.de>

Institut für Ökonomie

Sozioökonomische Bewertung von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt der Wälder

von

Markus Küpker,¹ Johannes-Gustav Küppers,² Peter Elsasser² und Carsten Thoro²

¹ Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft, Arbeitsbereich Weltforstwirtschaft

² Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Ökonomie

Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2005 / 1

Hamburg, Januar 2005

**Verbundprojekt
„Zur biologischen Vielfalt der Wälder in Deutschland“**

Gefördert
vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft

Aktenzeichen:
514-33.62/99HS048

Koordinierung: F. Scholz, S. Schüler

Schlussbericht

Teilprojekt IV:

**Sozioökonomische Bewertung
von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung
der biologischen Vielfalt der Wälder**

Stichwort: Ökonomie

Laufzeit und Berichtszeitraum: 01.10.2000-31.12.2003

Eine gedruckte Version des vorliegenden Textes ist erhältlich beim Institut für Ökonomie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg.

Der vollständige Abschlussbericht aller Teilprojekte, eine projektübergreifende Einführung, die teilprojektübergreifenden Antworten auf die Fragen des BMVEL an das Verbundprojekt sowie die Anhänge können bezogen werden unter:

<http://www.rrz.uni-hamburg.de/OekoGenetik/biodiversitaet/>

Inhalt

1. ÖKONOMISCHE AUSWIRKUNGEN VON MAßNAHMEN ZUR FÖRDERUNG DER BIOLOGISCHEN VIelfALT AUF FORSTBETRIEBE (BETRIEBSWIRTSCHAFTLICHER TEIL)	
JOHANNES-GUSTAV KÜPPERS	3
1.1 Ziel und Ablauf des Projekts	3
1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde	4
1.3 Material und Methode	10
1.4 Betriebswirtschaftliche Auswirkungen von Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern	12
1.4.1 Zur ökonomischen Situation von Forstbetrieben	12
1.4.2 Ertragsersparungen der vier Hauptbaumarten	20
1.4.3 Vermögensbetrachtung bei Unterschutzstellung von Waldökosystemen	22
1.4.4 Verzicht auf Nutzung von Biotopbäumen in bewirtschafteten Beständen	24
1.4.5 Ökonomische Implikationen des Bestandesumbaus	27
1.4.6 Vergleich der Modellergebnisse mit den betrieblichen Maßnahmen des Forstamtes der Hansestadt Lübeck	32
1.4.7 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse	38
1.5 Zusammenfassung zu Teil 1	38
1.6 Gegenüberstellung des ursprünglich geplanten Vorgehens zum tatsächlichen Vorgehen	40
2. SOZIOÖKONOMISCHE BEWERTUNG VON MAßNAHMEN ZUR ERHALTUNG UND FÖRDERUNG DER BIOLOGISCHEN VIelfALT DER WÄLDER IN DEUTSCHLAND (VOLKSWIRTSCHAFTLICHER TEIL)	
MARKUS KÜPKER	42
2.1 Ziele und Aufgabenstellung des Teilprojekts Ökonomie (Volkswirtschaftlicher Teil)	42
2.1.1 Aufgaben der Ökonomie	43
2.1.2 Planung und Ablauf	45
2.1.3 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde	46
2.2 Material und Methoden	48
2.2.1 Kontingente Bewertungsmethode	49
2.2.2 Befragung	52
2.3 Ergebnisse	58
2.3.1 Befragung im Bundesgebiet: Akzeptanz zur bundesweiten Durchführung der Maßnahmen	59
2.3.2 Befragung in Schleswig-Holstein: Akzeptanz zur Durchführung der Maßnahmen in Schleswig-Holstein	64

2.3.3	Zusammenfassende Übersicht: Bundesgebiet - Schleswig-Holstein	68
2.3.4	Korrelationsanalysen	70
2.3.5	Zahlungsbereitschaften	76
2.3.6	Befragung im Bundesgebiet: Zahlungsbereitschaften zur bundesweiten Durchführung der Maßnahmen	77
2.3.7	Befragung in Schleswig-Holstein: Zahlungsbereitschaften zur Durchführung der Maßnahmen in Schleswig-Holstein	80
2.3.8	Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse	82
2.4	Potentielle Konflikte zwischen Biodiversitätsschutz und anderen von der Gesellschaft geforderten Leistungen der Wälder	88
PETER ELSASSER		
2.4.1	Zielkonflikte aus produktionstechnischer Sicht	88
2.4.2	Konfliktlösungsansätze aus produktionstechnischer Sicht	95
2.4.3	Partizipative Ansätze zur Konfliktlösung	100
2.5	Zusammenfassung zu Teil 2	105
3	LITERATURVERZEICHNIS	106
3.1	Zu Teil 1	106
3.2	Zu Teil 2, Abschnitte 2.1 bis 2.3	107
3.3	Zu Teil 2, Abschnitt 2.4	110

1 Ökonomische Auswirkungen von Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt auf Forstbetriebe (betriebswirtschaftlicher Teil)

JOHANNES-GUSTAV KÜPPERS

1.1 Ziel und Ablauf des Projekts

Ziel dieses Vorhabens ist es, die ökonomischen Auswirkungen von Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt auf Forstbetriebe zu erfassen.

Um betriebswirtschaftliche Konsequenzen aufzeigen zu können, die aus erhöhten Anforderungen an die Forstbetriebe resultieren, ist es zunächst notwendig, die anzustrebenden Zielzustände und die notwendigen Maßnahmen zu formulieren.

Hierzu wurden im Verbundprojekt die aus den verschiedenen Aspekten der biologischen Vielfalt resultierenden Forderungen diskutiert. Dabei zeigte sich, dass zahlreiche Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Aspekten der biologischen Vielfalt gegeben sind, die nur schwer aufeinander abzustimmen waren. Eine klare Strukturierung der anzustrebenden Zielzustände und die Übertragung dieser Forderungen auf die Bestandessituation eines realen Forstbetriebes war innerhalb dieses Projektes nicht möglich. Dies hat zur Folge, dass nicht Zielzustände sondern Maßnahmen definiert werden, von denen man annehmen kann, dass diese einen Beitrag zur Verbesserung der biologischen Vielfalt leisten.

Diese Maßnahmen werden einer modellhaften ökonomischen Analyse unterzogen. Eine solche modellhafte Analyse kann u.U. weit an der betrieblichen Realität vorbeigehen. Die Ursachen für eine unzutreffende Erfassung von Belastungen ist in der Annahme über die betriebliche Zielsetzung zu sehen, die in der Modellanalyse einseitig ökonomisch ausgerichtet ist. Ein Blick auf die Waldbaukonzepte der Landesforstverwaltungen zeigt beispielsweise, dass Naturschutzziele, und damit Aspekte der biologischen Vielfalt bereits vielfältig in der betrieblichen Zielsetzung integriert sind.

Um zu realitätsnäheren Einschätzungen der ökonomischen Wirkungen zu kommen, werden die Modellergebnisse an Einzelfallbeispielen aus der Revierförsterei Behlendorf des Forstamtes der Hansestadt Lübeck überprüft.

1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Die Förderung der biologischen Vielfalt im Wald hat vielfältige Aspekte. Dabei sind vor allem drei Bereiche angesprochen: Die Förderung der Artenvielfalt, Schutz und Förderung von natürlichen/naturnahen Ökosystemen (worunter in diesem Verbundprojekt die potentielle natürliche Waldvegetation verstanden wird) sowie die Förderung und der Erhalt der genetischen Vielfalt einzelner Arten, Populationen und Populationsgemeinschaften.

Da die Forstwirtschaft sehr eng mit den natürlichen Abläufen der Waldökosysteme verbunden ist, sind bei der Bewirtschaftung der Wälder alle genannten Aspekte der biologischen Vielfalt betroffen. Ob sich aus der Bewirtschaftung ein positiver oder ein negativer Einfluss ergibt, hängt von den Maßnahmen und den Naturschutzziele ab, die verfolgt werden. Da die naturräumlichen Bedingungen und die zu betrachtenden Wälder vielfältig sein können, ergibt sich auch für die Förderung der biologischen Vielfalt ein weites Spektrum von anzustrebenden Zielen und Maßnahmen. Darüber hinaus stellt sich die Frage nach dem notwendigen Grad der Zielerreichung, wobei auch Fragen nach dem Flächenumfang und dem Zeitpunkt der Maßnahmendurchführung zu beantworten sind.

Möglichkeiten zur Förderung der biologische Vielfalt im Wald

Im Vorläuferprojekt „Wichtige Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Wäldern“ (SCHOLZ, DEGEN, 1999) sind bereits umfangreiche Untersuchungen durchgeführt worden, die eine Basis für die Formulierung von Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern liefern. Insbesondere im Teilprojekt „Einfluß der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch- und Krautschicht unter besonderer Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes und des Verbissdruckes durch Wild“ (HEUVELDOP, ELLENBERG, KRIEBITZSCH, v. OHEIMB, 1999) wurden zahlreiche Empfehlungen zur Förderung und zum Schutz von natürlichen Waldökosystemen gegeben. Nachfolgend werden hieraus einige Maßnahmen aufgelistet, die für die Bewirtschaftung von Wäldern, und damit für Forstbetriebe relevant erscheinen:

- Prozessschutz zur Förderung der potenziellen natürlichen Waldvegetation,
- Umbau von nicht standortheimischen Nadelholzbeständen in laubholzreiche Bestände,
- Verwendung von standortheimischen Baumarten bei der Bestandesbegründung,
- Duldung der Dominanz der Buche auf großer Fläche,
- Erhaltung und Förderung von Misch- und Pionierbaumarten,
- einzelstamm-, horst-, gruppen- oder truppweise Nutzungen.

In dem Teilprojekt „Erarbeitung von Entscheidungshilfen für eine nachhaltige Forstwirtschaft zum Schutze der genetischen Vielfalt von Waldbaum- und Waldstraucharten“ (SCHOLZ, DEGEN, LLAMAS-GÓMEZ, 1999) wurden Maßnahmen entwickelt, die die genetischen Zielsetzungen unterstützen können; hierzu gehören:

- lange Verjüngungszeiträume und kleinflächiges Vorgehen,
- Naturverjüngung bei optimaler Kombination von Umweltbedingungen und genetischem Potential des Bestandes,
- bei künstlicher Bestandesverjüngung sollte beachtet werden, dass das Vermehrungsgut aus geeigneten, angepassten Beständen und das Erntegut von einer möglichst hohen Anzahl von Erntebäumen stammt,
- Bestandesneubegründungen mit ausreichend hohen Pflanzenzahlen,
- Saatgut bzw. Pflanzen aus verschiedenen Erntejahren,
- Auslesedurchforstung.

Auch im Teilprojekt „Folgewirkungen Wald- und Forstgeschichtlicher Entwicklungen für die aktuelle genetische Zusammensetzung unserer Waldbaumpopulationen“ (GREGORIUS, SCHOPPA, 1999) wurden Verhaltensvorschläge aufgezeigt, die für den Forstbetrieb relevant sind:

- Sicherung der Dauerbestockung,
- Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Baumartenmischung entsprechend der natürlichen Waldgesellschaft,
- gestufte Altersstruktur und heterogene Entwicklungsbedingungen,
- Naturverjüngungen kontinuierlich in gestaffelten langen Verjüngungszeiträumen,
- fortwährende potenzielle Beteiligung fruktifizierungsfähiger Bäume durch Ausdehnung des Nutzungsalters und Bestandesstrukturierung,
- Künstliche Verjüngung nur in Ausnahmefällen,
- Verwendung von lokal erworbenen Wildlingen,
- Sicherung vorhandener Wälder mit naturnaher Bestockung.

Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt in Waldbaukonzepten der Landesforstverwaltungen

Die in den Teilprojekten des Verbundvorhabens „Wichtige Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Wäldern“ (SCHOLZ, DEGEN, 1999) geforderten Maßnahmen sind für Forstbetriebe z.T. nicht ungewöhnlich. Sollen die ökonomischen Auswirkungen solcher Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt ermittelt werden, so muss dies vor dem

Hintergrund der Zielsetzung der Forstbetriebe geschehen. Diese sind im einzelnen weitgehend unbekannt. Deshalb erscheint es nützlich, die Waldbaukonzepte der Landesforstverwaltungen eingehender zu betrachten, in die bereits eine Reihe von Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt in Wäldern Eingang gefunden haben. Ein ausführlicher Vergleich der Waldbaukonzepte (ROSIN, 2000) zeigt, dass:

- neun Landesforstverwaltungen ihre Waldbewirtschaftung als naturnah, zwei als ökologisch und jeweils eine Forstverwaltung sie als standortgerecht bzw. naturgemäß bezeichnen,
- alle Landesforstverwaltungen stabile, strukturreiche, standortgerechte und weitestgehend natürliche Waldbestände anstreben,
- die Wälder möglichst naturnah sein sollen, wobei solche Bewirtschaftungsformen angewendet werden sollen, die sich an Naturwäldern und ihren natürlichen Prozessen orientieren,
- die Nadelbaumarten in der Zukunft überwiegend nur noch Anteilflächen zwischen 40 und 50 Prozent umfassen sollen, was im Durchschnitt eine Abnahme der Nadelbaumartenanteile und eine dementsprechende Zunahme der Laubbaumanteile um rund 15 Prozent-Punkte bedeutet,
- Herkunftsempfehlungen für die Beschaffung von Saat- und Pflanzgut aus autochthonen oder regional bewährten Beständen gegeben werden und auf die Wahrung der genetischen Vielfalt hingewiesen wird,
- die genetische Vielfalt vornehmlich über die generative oder vegetative Vermehrung autochthoner und regional bewährter Baumartenrassen erhalten werden soll,
- die Naturverjüngung gegenüber der künstlichen Bestandesbegründung zu bevorzugen ist, wobei aber die Voraussetzung ist, dass die Samenbäume den Qualitätsansprüchen genügen, aus geeigneten Herkünften stammen und genetisch vielfältig sind,
- alle Landesforstverwaltungen möglichst kleinflächige Naturverjüngungen mit langen Verjüngungszeiträumen anstreben, welche durch Spreng- und Teilmasten entstehen,
- die künstliche Bestandesbegründung gemäß allen Waldbauprogrammen immer dann vorzuziehen ist, wenn ein Bestand eine Naturverjüngung von überwiegend standortswidrigen Baumarten erwarten lässt,
- die Abkehr vom schlagweisen Hochwald für die Landesforstverwaltungen von entscheidender Bedeutung ist – langfristiges Ziel ist der Dauerwald,
- die Landesforstverwaltungen anstreben, mit Hilfe der Waldpflege strukturreiche, ungleichaltrige, stabile und gemischte Dauerwälder zu erziehen, die eine hohe

ökologische und ökonomische Anpassungsfähigkeit sichern. Nur auf Standorten, auf denen die Standortverhältnisse die Erziehung von Mischwäldern nicht erlauben, tolerieren sie Reinbestände.

Vorstehende Aspekte betreffen vor allem die Bewirtschaftung der Bestände. Darüber hinaus wird in den Waldbauprogrammen i.d.R. ausführlich auf Naturschutzmaßnahmen – speziell auch auf die Erhöhung der ökologischen Vielfalt – eingegangen. Zum Totholz wird z.B. gesagt, dass „in allen Staatswäldern in ganzflächiger Verteilung einzelne Bäume, Baumgruppen oder Bestandesteile auch über das wirtschaftliche Nutzungsalter hinaus erhalten und ihrem natürlichen Verfall überlassen“ werden sollen (ROSIN, 2000, S. 77).

„Ökologisch wertvolle Sonderbiotope unterliegen in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Sachsen, Bayern und Saarland besonderem Schutz. [...] Generell lässt sich festhalten, dass alle waldbaulichen Maßnahmen im Rahmen der Behandlung von Mooren, Moorrändern und Bruchwäldern zurückhaltend und vorsichtig durchzuführen sind“ (ROSIN, 2000, S. 81).

„Wälder, in denen seltene und gefährdete Tier- und Pflanzenarten vorkommen, sind gemäß der Landesforstverwaltung von Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Baden-Württemberg schutzzielgerecht zu erhalten und zu entwickeln. Daneben sollen in Niedersachsen, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Thüringen und Saarland auch ganze Waldgesellschaften, die von Natur aus oder durch Bewirtschaftung selten geworden sind, gesichert und ggf. wieder entwickelt werden. [...] Neben diesen allgemeinen Bestimmungen werden zudem bestimmte Tier und Pflanzenarten sowie seltene heimische Baumarten von einigen Landesforstverwaltungen unter besonderen Schutz gestellt“ (ROSIN, 2000, S. 82).

Waldbauliche und ertragskundliche Erfahrungen

Die betriebswirtschaftliche Abschätzung der Auswirkungen der Maßnahmen stützt sich i.d.R. auf waldbauliche und ertragskundliche Grundlagen. Insbesondere für den Übergang von konventionell aufgebauten Beständen zu mehrschichtigen und/bzw. gemischten Beständen sind allerdings nur geringe Erfahrungen verfügbar. Von den Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt wie auch von den Waldbaukonzepten wird in erster Linie eine Verbesserung der Bestandesstabilität erwartet. Struktureiche Bestände sollen dazu beitragen, durch Selbstregulation Kosten zu vermeiden, die bei herkömmlicher Bewirtschaftung speziell für Bestandesbegründung und -pflege notwendig sind.

Der Übergang vom Altersklassenwald zu Beständen mit Plenterstrukturen kann nach SCHÜTZ (2001, S. 173) jedoch lange Zeitspannen umfassen, so dass die daraus zu erwarteten Selbstregulationseffekte oft Jahrzehnte auf sich warten lassen. Auch wird darauf verwiesen, dass die notwendigen „Überhälter/Altbäume“ vorzeitig absterben können, da diese aufgrund ihrer Herkunft aus gleichaltrigen Beständen physiologisch älter sind als solche, die in Beständen mit Plenterstrukturen erwachsen. Die Folgegeneration zeigt sich oft als gleichförmige Unterschicht und lässt dann auch für die nächsten Generationen nicht erwarten, dass die angestrebten Strukturen entstehen.

Für den Bestandesumbau müssen generell einige Voraussetzungen gegeben sein, die eine sinnvolle Überführung in Plenterwald zulassen. Hierzu wird in erster Linie die mechanische Stabilität des Hauptbestandes, eine hohe Lebenserwartung der Bäume, die während des gesamten Überführungszeitraumes die Oberschicht bilden sollen, eine gestaffelte Verjüngung, die die Selbstregulation sicherstellt und eine Annäherung an die ideale Plenterstruktur gefordert (SCHÜTZ, 2001, S. 176).

Sind die Voraussetzungen für den Bestandesumbau positiv, so sind Überlegungen bezüglich des zu erwartenden Holzzuwachses für die Abschätzung der ökonomischen Situation notwendig. Für gemischte Bestände wird oft diskutiert, dass der Holzzuwachs (anteilsbezogen) höher ist als der des jeweiligen Reinbestandes. PRETZSCH (2003) geht jedoch davon aus, dass die Beimischung meist zu einer Minderung der Gesamtleistung führt. Der Vorteil, der von PRETZSCH in der Baumartenmischung gesehen wird, besteht in der Risikostreuung als Folge waldbaulicher Diversifikation. Er kommt zu dem Ergebnis, dass eine Buchenbeimischung zur Fichte u.U. einen beträchtlichen Ertragsentgang verursacht (PRETZSCH, 2003, S. 95).

„Die Risikostreuung durch Baumartenvielfalt muss aber nicht zwangsläufig auf eine Baumartenmischung hinauslaufen. Denn die gewünschte Diversifikation könnte man auch durch räumlich voneinander getrennte Reinbestände der Arten herstellen. Durch eine räumliche Trennung der Arten könnten etwaige negative Wechselwirkungen der Artenmischung umgangen und vermehrter Pflegeaufwand bei enger Verzahnung von Mischbaumarten mit unterschiedlichem Leistungsvermögen vermieden werden“ (PRETZSCH, 2003, S. 96).

Ökonomische Auswirkungen für die Forstbetriebe

In einer Studie zum Umbau des Harzes hat KONITZER (2000) die Startphase der naturalen Entwicklung gleichartiger Fichtenreinbestände zu strukturreichen Mischbeständen über einen

Zeitraum von vier Jahrzehnten prognostiziert und im Hinblick auf ihre monetären Konsequenzen durchleuchtet. Bei der Analyse waldbaulicher Strategien wurde „deutlich, dass sich aus den wenigen bisher gesammelten Erfahrungen noch kein fertiges Fundament für eindeutige Folgerungen bilden lässt“ (KONITZER, 2000, S. 9). KONITZER simulierte die ertragskundlichen Parameter für den Waldumbau durch das Programm Bwin 2.5, insbesondere um ein möglichst ökonomisch optimiertes Nutzungsregime für die abzulösende Bestockung zu ermitteln. Aussagen zur Entstehung und Entwicklung einer neuen Waldgeneration können nach Aussage von KONITZER mit dem Programm allerdings nicht getroffen werden. Ergebnisse aus dieser Studie zeigen, dass ein früher Umbau mit früh einsetzender Zielstärkennutzung und geringen Zielstärken sich als schädlich auf die Entwicklung des Bestandesgesamtwertes auswirkt. Wird kein Zinsanspruch formuliert, führt das zu langen Bestandesumbauphasen, woraus Liquiditätsengpässe resultieren (KONITZER, 2000, S. 166 f). Wird seitens der Waldbesitzer ein hoher Anspruch an die Rendite gestellt, so sinken die Dimensionen der Zielstärken (KONITZER, 2000, S. 135). Zur Verminderung von Liquiditätsengpässen schlägt KONITZER vor, einen möglichst hohen Anteil des deutlich weniger Kulturausgaben erfordernden Waldentwicklungstyps mit einem hohen Anteil Fichte und einer geringeren Buchenbeimischung anzustreben. Generell bemerkt KONITZER, dass die heute verfügbaren Einzelbaumwachstumsmodelle sich ausnahmslos erst in der Anfangsphase ihrer Entwicklung befinden. „Da die Datenbasis für die Ermittlung der Wachstumsalgorithmen gegenwärtig fast ausschließlich aus Beständen stammt, in denen noch eine Hoch-, Nieder- oder gestaffelte Durchforstung eine eher flächige Endnutzung der Fichte angestrebt wird, können die Ergebnisse der simulierten Zielstärkennutzung erst in Zukunft verifiziert werden“ (KONITZER, 2000, S. 172).

Mit einer ähnlichen Problematik befasste sich auch HANEWINKEL (1998). In dieser Studie wurde auf den Plenterwald und auf die Plenterwaldüberführung eingegangen. Dieser Studie ist zu entnehmen, und dies steht im Gegensatz zu den bei SIEGMUND (1973) und SCHÜTZ (1989) (zitiert nach HANEWINKEL, 1998) gemachten Aussagen zur ökonomischen Vorteilhaftigkeit des Plenterwaldes im Vergleich zum Altersklassenwald, dass sich die Reinerträge in der günstigen Variante nur wenig unterscheiden. Auch die übrigen naturalen und ökonomischen Kennzahlen wie z.B. Stammholzanteile, mittlere Messzahlen, Erntekosten und produktive Arbeitsstunden sind nach HANEWINKEL (1998, S. 249) kaum voneinander unterschieden. Auch bei den von HANEWINKEL durchgeführten ökonomischen Kalkulationen wurden beunruhigend ungünstige Ergebnisse ermittelt. Bei Unterstellung eines kalkulatorischen Zinsfußes von deutlich mehr als 1 % kommt HANEWINKEL (1998, S. 221) zu

der Aussage, wonach er „eine Beendigung – zumindest eine drastische Veränderung – der Waldbewirtschaftung nahe legt.“

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass für eine detaillierte Bewertung der ökonomischen Auswirkungen aufgrund von Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt einerseits Erfahrungen gegeben sind, andererseits wesentliche Bewertungsvoraussetzungen jedoch noch nicht verfügbar sind.

1.3 Material und Methode

In dieser Untersuchung sollen die ökonomischen Auswirkungen von Maßnahmen erfasst werden, die geeignet sind, die biologische Vielfalt in Wirtschaftswäldern zu verbessern. Es geht in dieser Studie also nicht darum, welche Belastungen den Forstbetrieben aus konservierenden Naturschutzmaßnahmen entstehen, d.h. aus solchen Maßnahmen, die vorrangig auf den Erhalt eines bestimmten Zustandes eines Biotops bzw. einer bestimmten Wirkung hin gerichtet sind.

Im vorhergehenden Abschnitt wurden einige Leitlinien von Waldbauprogrammen der Länder dargestellt. Wie bereits dort dargelegt, beinhalten die betrieblichen Zielsetzungen der Landesforstverwaltungen auch Maßnahmen, die geeignet sind, zu einer Verbesserung der biologischen Vielfalt in Wäldern beizutragen. Die ökonomischen Auswirkungen von bestimmten Maßnahmen lassen sich deshalb nicht pauschal den Belastungen aus der Förderung der biologischen Vielfalt zurechnen. Es müsste zuvor eine klare Abgrenzung von den wirtschaftlichen Zielen des Betriebes erfolgen. Dies ist nur für konkrete Bestände bzw. Betriebe möglich.

Für die Erfassung der ökonomischen Auswirkungen für Forstbetriebe aufgrund von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern wäre die Formulierung eines Zielzustandes für einen Landschaftsausschnitt bzw. für einen Forstbetrieb wünschenswert. Dafür wäre eine Bestandsaufnahme der ökologisch bedeutsamen Merkmale sowie der Vergleich des Ist-Zustandes mit dem anzustrebenden Ziel-Zustand vorzunehmen, woraus sich dann die Basis zur Formulierung der Entwicklungsmaßnahmen ergäbe.

Bei der Formulierung der Zielzustände und der dazu notwendigen Maßnahmen wären dabei Konflikte zwischen den Teilaspekten der biologischen Vielfalt abzuwägen; denn Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt, der natürlichen Waldökosysteme und der genetischen Vielfalt können oft nicht gleichzeitig in einem Bestand Berücksichtigung finden. Ein weiterer wesentlicher Aspekt wäre darin zu sehen, dass für die Kosten, die mit einer

Maßnahme verbunden sind, ein strenger Flächenbezug erforderlich ist, denn diese hängen stets von der vorgefundenen Situation in den Beständen ab.

Ebenso wichtig für die Erfassung der betrieblichen Belastungen wäre ein klarer Zeitbezug für die Realisierung der gewünschten Zielzustände. Ist eine Umsetzung der geforderten Maßnahmen aus ökologischen Gründen sofort notwendig, so sind die betrieblichen Belastungen höher als in einer Situation, in der der Zeitpunkt der Umsetzung auf die betrieblichen Bedingungen angepasst werden kann.

Eine umfassende Formulierung des Zielzustandes und ein darauf abgestimmtes Maßnahmenkonzept für einen konkreten Forstbetrieb konnte im Rahmen dieser Studie allerdings nicht geleistet werden. Die naturwissenschaftlichen Voraussetzungen für die Formulierung eines solchen Zielzustandes lagen bei Beginn nicht vor; sie wurden z.T. erst im Zuge dieser Studie erarbeitet. Stattdessen werden Maßnahmen, die von den naturwissenschaftlichen Projektpartnern ausgewählt wurden und von denen man positive Beiträge für die Sicherung und Verbesserung der biologischen Vielfalt erwartet, auf ihre ökonomischen Auswirkungen hin untersucht.

Als wesentliche Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt werden der Umbau von Nadelwald zu Laub- und Mischwald, die Anreicherung bewirtschafteter Bestände mit Totholz, die Einrichtung von Schutzgebieten in Naturwäldern, die Vernetzung fragmentierter Wälder und Populationen sowie die Verringerung überhöhter Wilddichte gesehen.

Aus ökonomischer Sicht bedingen die Einrichtung von Schutzgebieten sowie die Förderung und Belassung von Totholz in bewirtschafteten Beständen als wesentliche Beiträge zur Förderung der biologischen Vielfalt einen Verzicht auf Nutzung. Diesen gilt es zu bewerten.

Waldumbau und Vernetzung fragmentierter Bestände sind ein zweiter Bewertungsbereich. Dabei beschränkt sich die Analyse im wesentlichen auf den Waldumbau, da die aus Erstaufforstungen zur Überwindung der Waldfragmentierung resultierenden ökonomischen Auswirkungen außerhalb des Forstbetriebes angesiedelt und somit nicht dem Forstbetrieb zuzurechnen sind.

Die Reduktion überhöhter Wilddichte wird in dieser Untersuchung nicht bewertet, da diese in den naturwissenschaftlichen Teilprojekten unberücksichtigt blieb und von daher keine Empfehlungen zur konkreten Maßnahmengestaltung gegeben wurden, die betriebswirtschaftlich hätten beurteilt werden können.

1.4 Betriebswirtschaftliche Auswirkungen von Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern

In diesem Kapitel wird zunächst ein Überblick über die ökonomische Situation von Forstbetrieben in Deutschland gegeben. Daran anschließend wird anhand von Modellrechnungen dargestellt, welche ökonomischen Rahmenbedingungen für die vier Hauptbaumarten gegeben sind. In einem weiteren Abschnitt wird auf die Bewertung von Nutzungsverzichten und Bestandesumbaumaßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt eingegangen. In Anschluss daran wird überprüft, in wieweit die modellhaft ermittelten Belastungen auch ihren Niederschlag im Forstbetrieb der Hansestadt Lübeck finden.

1.4.1 Zur ökonomischen Situation von Forstbetrieben

Für die Abwägung konkurrierender und konfligierender Interessen zwischen den Anforderungen seitens der Förderung der biologischen Vielfalt und wirtschaftlichen Zielsetzungen spielt die wirtschaftliche Ausgangslage der Waldbewirtschaftung eine entscheidende Rolle. Diese wirtschaftliche Situation der Waldbewirtschaftung in Deutschland ist schwer zu erfassen. Hier wird auszugsweise auf eine Untersuchung zurückgegriffen, die kürzlich im Institut für Ökonomie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft für das BMVEL im Zusammenhang mit der Novellierung des Bundeswaldgesetzes und Fragen der guten fachlichen Praxis erstellt wurde (THOROE et al. 2003, S. 16 bis 24).

„Der Wald in Deutschland verteilt sich auf sehr unterschiedliche Besitzarten und Größenklassen. Von der Waldfläche in Deutschland, die mit 10,7 Mio. ha ausgewiesen wird, lassen sich nach den Ergebnissen der Agrarstrukturhebungen bis 1996 fast 9,5 Mio. ha Betrieben zuordnen, untergliedert nach Besitzart und Größenklassen (siehe Tabelle 1). Dieser Wald verteilt sich auf knapp 450.000 Betriebe (seit 1999 werden Forstbetriebe nur noch ab 10 ha Waldfläche erfasst; dadurch sinkt die Waldfläche, die sich Betrieben zuordnen lässt, auf 8,4 Mio. ha). Von den Betrieben sind mehr als 97 % kleiner als 50 ha (19 % sogar kleiner als 1 ha). Da sich eine geregelte nachhaltige Waldbewirtschaftung nur in größeren Betriebseinheiten praktizieren lässt, bedeutet dies im Umkehrschluss, dass die weitaus überwiegende Zahl der Betriebe mit Wald sich entsprechenden Anforderungen von der Sache her entziehen kann (aussetzende Betriebe). Nachhaltig bewirtschaften lassen sich diese Flächen nur, wenn sie in größere Einheiten (in Form von Forstbetriebsgemeinschaften etc.) eingebracht werden. Da solche Mitgliedschaften auf freiwilliger Basis beruhen, wird eine Mitgliedschaft daran gebunden sein, dass die Waldbewirtschaftung eine tragfähige wirtschaftliche Basis hat. Viele Kleinprivatwalduntersuchungen der letzten Jahre weisen

länderübergreifend heute schon auf Waldbesitzertypen hin, „die sich durch einen Verzicht auf die Nutzung der eigenen Holzressourcen auszeichnen“ (SCHRAML, HÄRDTER 2002, S. 140 und die dort zitierte Literatur).

Kommt man von der Waldfläche und nicht von der Zahl der Betriebe her, dann entfallen immerhin noch 20 % Waldfläche auf Betriebe unter 50 ha. Andererseits aber besitzen die Betriebe mit mehr als 1.000 ha etwa 58 % der Waldfläche.

Die weit überwiegende Anzahl der Kleinbetriebe (etwa 430.000) ist dem Privatwald zuzuordnen. Allerdings sind von den knapp 12.000 Körperschaftswaldbetrieben auch mehr als 60 % kleiner als 50 ha.

Tabelle 1: Betriebe mit Wald nach Besitzarten und Größenklassen¹⁾ 1996

Betriebsgröße von ... bis unter ... ha	Staatswald ²⁾			Körperschaftswald ³⁾			Privatwald ⁴⁾			Insgesamt		
	Betriebe	Waldfläche		Betriebe	Waldfläche		Betriebe	Waldfläche		Betriebe	Waldfläche	
	Zahl	insg. in 1.000 ha	je Betrieb in ha	Zahl	insg. in 1.000 ha	je Betrieb in ha	Zahl	insg. in 1.000 ha	je Betrieb in ha	Zahl	insg. in 1.000 ha	je Betrieb in ha
Deutschland												
unter 1 bis 50	--	--	--	--	--	--	86.396	39,6	0,5	86.396	39,6	0,5
50 bis 200	83	1,1	12,9	7.319	87,8	12,0	343.496	1.764,9	5,1	350.898	1.853,8	5,3
200 bis 500	35	4,5	129,1	2.299	250,2	108,9	4.456	404,3	90,7	6.790	659,0	97,1
500 bis 1.000	57	20,9	366,0	1.226	391,1	319,0	927	287,3	309,9	2.210	699,2	316,4
1.000 und mehr	108	79,8	739,1	583	414,8	711,5	286	197,3	689,8	977	691,9	708,2
Insgesamt	1.153	4.021,8	3.488,1	11.887	2.084,9	175,4	435.757⁵⁾	3.373,6	7,7	448.797	9.480,4	21,1

1) Jährliche Erhebung der Betriebsgrößenstruktur (1996 vorläufig); Forstbetriebe erst ab 1 ha Waldfläche erfasst

2) Bund und Länder

3) Bezirke, Kreise, Gemeinden und deren Verbände sowie Kirchen, kirchliche Anstalten u. a.

4) Natürliche Personen des privaten Rechts

5) Darunter rd. 143.685 private Forstbetriebe mit rd. 1,87 Mio. ha Wald

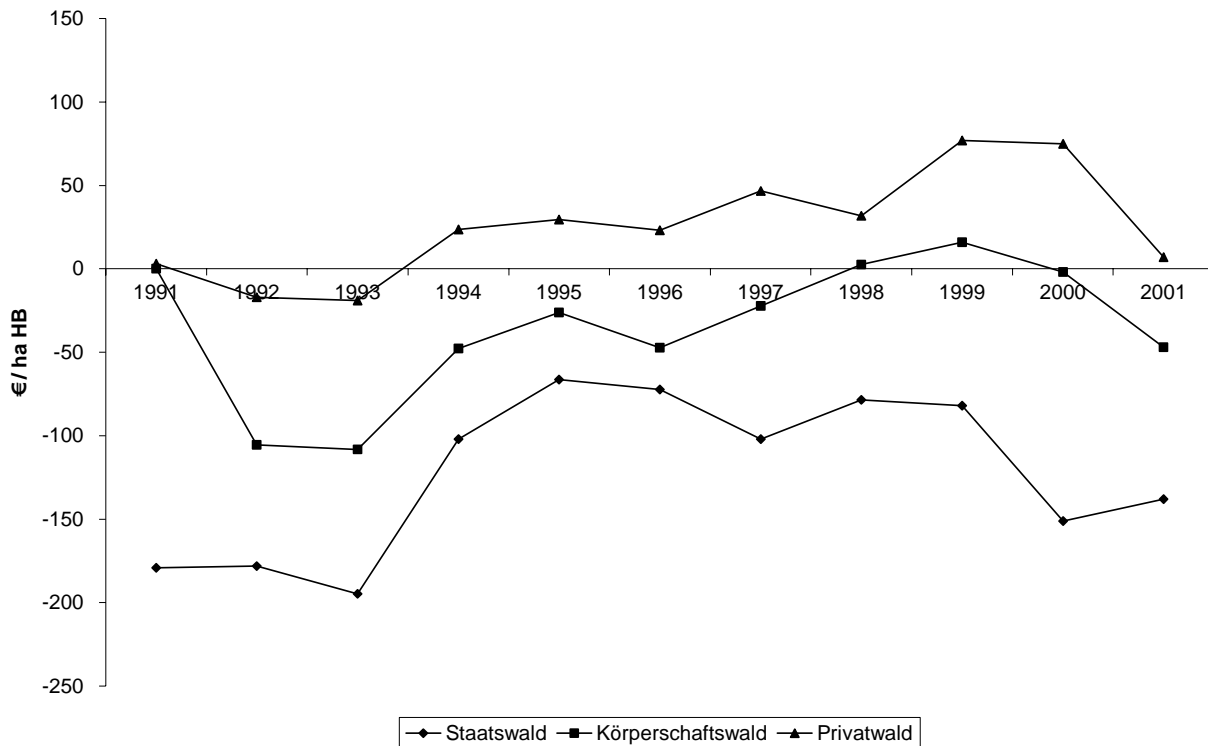
Quelle: BML 1997

Aufschluss über die wirtschaftliche Lage der Forstbetriebe gibt der Agrarbericht des BML (verschiedene Jahrgänge). Das Testbetriebsnetz, das für diese jährliche Berichterstattung etabliert wurde, erfasst im Privat- und Körperschaftswald jedoch nur Betriebe mit mehr als 200 ha. In Abbildung 1 sind die Ergebnisse der Testbetriebe von 1991 bis 2001 in Form der Reinerträge I (ohne Förderung) zusammengestellt. In den 90er Jahren zeigt sich für die Betriebe des Staatswaldes durchgängig ein negatives Ergebnis. Dabei schwanken die durchschnittlichen Reinerträge im Zeitablauf zwischen fast -200 €/ha (1993) und -68 €/ha (1995). Auch die durchschnittlichen Betriebsergebnisse des Körperschaftswaldes zeigen fast durchgängig negative Reinerträge I; nur in den Jahren 1998 und 1999 wurden geringe positive Reinerträge I erzielt. Für die Betriebe des Privatwaldes sind die durchschnittlichen Reinerträge I durchweg leicht positiv; allerdings lagen Anfang der 90er Jahre, als die Holzmärkte noch die Folgen der starken Windwürfe zu verkraften hatten, auch beim Privatwald die durchschnittlichen Reinerträge I im negativen Bereich.

Etwas günstiger stellt sich die Lage dar, wenn man die Förderung mit einbezieht (siehe Abbildung 2). Die Reinerträge II (einschließlich Förderung) zeigen für den Privatwald durchgängig positive Ergebnisse in einer Größenordnung von etwa 70 €/ha; auch für den Körperschaftswald werden, mit Ausnahme der durch die Windwürfe geprägten Jahre, im Durchschnitt leicht positive Ergebnisse erzielt, die allerdings deutlich unter denen des Privatwaldes liegen.

Diese durchschnittlichen Reinerträge illustrieren die durchweg kritische wirtschaftliche Lage der Forstbetriebe mit mehr als 200 ha. Für einzelne Betriebe stellt sich die Lage noch weit dramatischer dar. Eine Gruppierung der Forstbetriebe nach Reinertragsklassen zeigt, dass selbst in der zweiten Hälfte der 90er Jahre (1996 – 2001) mehr als 60 % der Körperschaftswaldbetriebe negative Reinerträge I (ohne Förderung) aufwiesen, bei 20 % lag dieser Reinertrag unter -100 €/ha (mit einem Durchschnittswert innerhalb dieser Gruppe zwischen -155 €/ha (1997) und -196 €/ha (1998)). Selbst wenn man die Förderung einrechnet, bleibt für die Reinertragsklassen (I) unter -50 €/ha im Durchschnitt ein negatives Ergebnis, und hierunter fallen ca. 40 % der Körperschaftswaldbetriebe.

Abbildung 1: Reinertrag I (ohne Förderung) nach Eigentumsarten

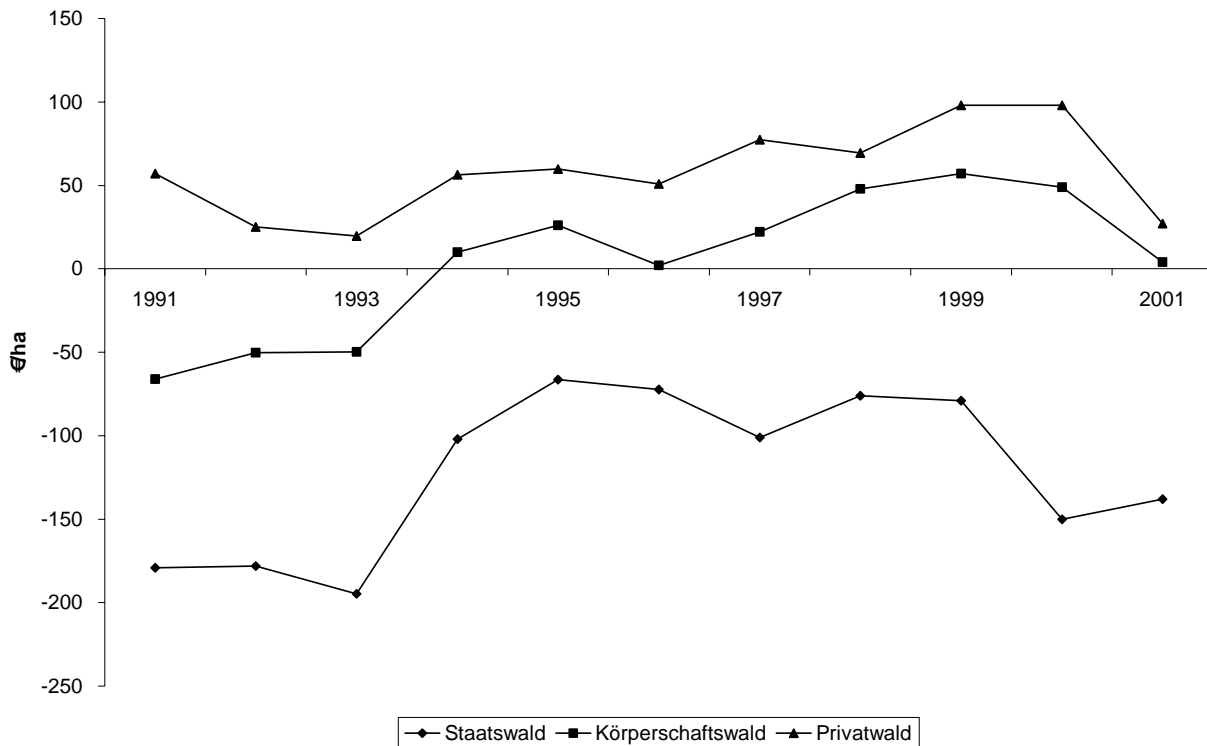


Quelle: BML (verschiedene Jahrgänge). Reinerträge gelten bis FWJ 1996 nur für die alten Bundesländer.

Für den Privatwald stellt sich diese Verteilung auf die Reinertragsklassen (dem besseren Durchschnittsergebnis folgend) etwas günstiger dar. Hier fallen im Zeitraum 1996 – 2001 im Schnitt etwa 40 % der Betriebe in die Klassen mit negativen Reinerträgen I (ohne Förderung). Allerdings zeigt sich auch hier, dass in diesem Zeitraum immerhin zwischen 5 % und 10 % der Betriebe auch unter Einbeziehung der Förderung im Durchschnitt negative Reinerträge II von etwa -90 €/ha aufwiesen, weitere 10 % bis 15 % (in der Reinertragsklasse I -100 €/ha bis -50 €/ha) solche von etwa -30 €/ha.

Für die Privatwaldbetriebe des Testbetriebsnetzes lassen sich auch längere Zeitreihen zusammenstellen, die sich nach Baumarten und nach Hiebssätzen weiter aufgliedern lassen (siehe Abbildungen 3 u. 4). Hieran wird deutlich, dass das Wirtschaftsergebnis der privaten Forstbetriebe sich ohne Berücksichtigung der Förderung über die letzten 20 Jahre nicht verbessert, sondern tendenziell verschlechtert hat (ins Auge fällt bei dieser Darstellung im Jahr 1990 der Ausreißer nach oben. Dieses Ergebnis ist Folge der weit überplanmäßigen Holzeinschläge aufgrund der Windwürfe. Diese haben den Forstbetrieben die in den Betriebsergebnissen festgehaltenen Liquiditätszuwächse gebracht; die Vermögensschäden infolge vorzeitigen Abtriebs (Vorratsauflösungen) werden in den ermittelten Reinerträgen nicht sichtbar).

Abbildung 2: Reinertrag II (mit Förderung) nach Eigentumsarten

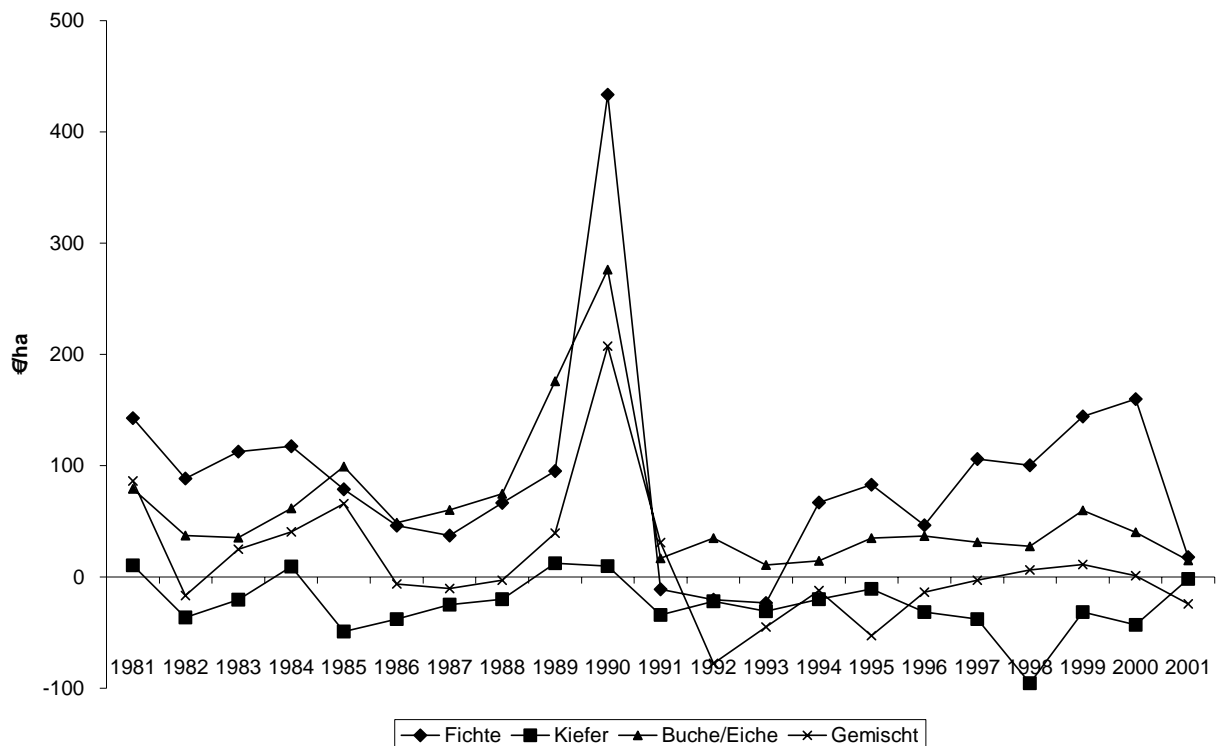


Quelle: BML (verschiedene Jahrgänge). Reinerträge gelten bis FWJ 1996 nur für die alten Bundesländer.

Die Differenzierung der Reinerträge im Privatwald nach Baumarten zeigt, dass die Fichtenbetriebe fast durchgängig die besten und auch ohne Förderung positive Betriebsergebnisse erzielen (siehe Abbildung 3). Am Ende der Skala liegen die Kiefernbetriebe. Hier bewegen sich die Reinerträge (ohne Förderung) zumeist im negativen Bereich.

Die Differenzierung nach dem Hiebssatz, der die unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten aufgrund der standörtlichen Voraussetzungen, der Baumartenzusammensetzung und des Alters der Bestände ebenso reflektiert wie die wirtschaftlichen Zielsetzungen der Waldbesitzer, macht den Zusammenhang von wirtschaftlichem Leistungspotential und Betriebsergebnis deutlich (siehe Abbildung 4). Erwartungsgemäß weist die Gruppe der Forstbetriebe mit dem höchsten Hiebssatz auch den höchsten jährlichen Reinertrag aus. Als äußerst kritisch ist die Situation der Gruppe von Betrieben mit einem Hiebssatz unter 3,5 Fm zu sehen. Diese weist nur in wenigen Ausnahmeh Jahren positive Reinerträge I (ohne Förderung) auf.

Abbildung 3: Reinertrag, Privatwaldbetriebe nach Hauptbaumarten (ohne Förderung)

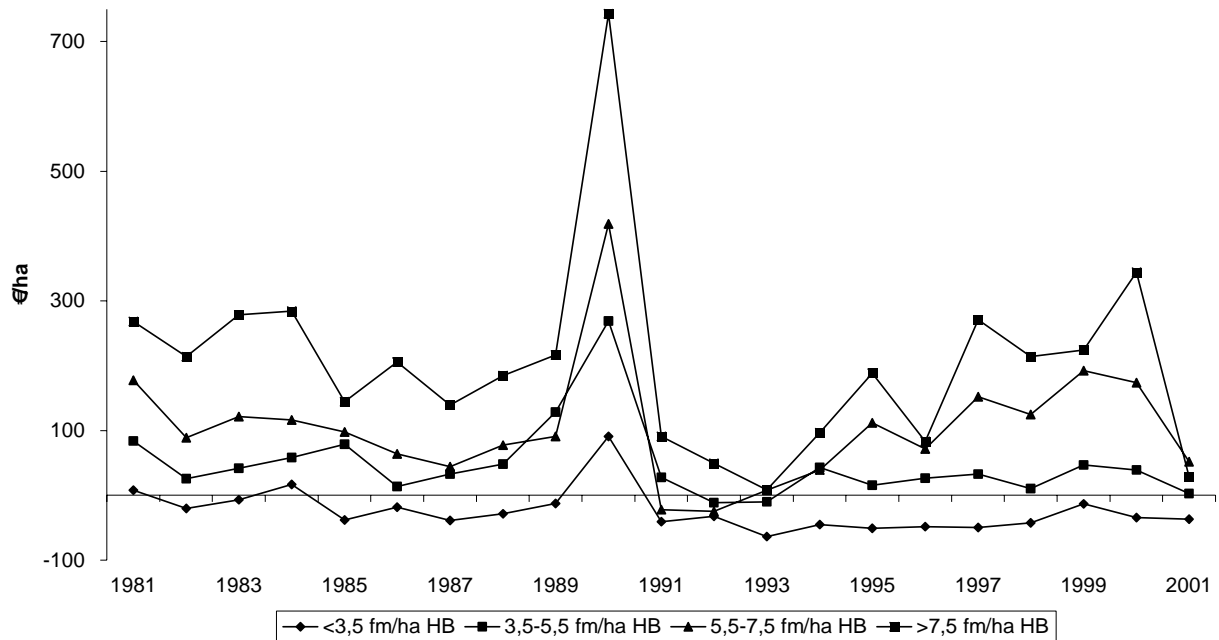


Quelle: BML (verschiedene Jahrgänge). Reinerträge gelten bis FWJ 1996 nur für die alten Bundesländer.

Für kleinere Forstbetriebe ist die wirtschaftliche Situation, soweit sich hierüber Aufzeichnungen finden, tendenziell schlechter als für die im Testbetriebsnetz erfassten Forstbetriebe mit mehr als 200 ha. So zeigt die Auswertung der im Testbetriebsnetz des Agrarberichts erfassten landwirtschaftlichen Vollerwerbsbetriebe mit Wald für den forstlichen Betriebsteil auch nach Einbeziehung der Förderung (Reinertrag II) im Durchschnitt fast durchgängig negative Ergebnisse. Dies ist insbesondere auf die hohen negativen Ergebnisse pro ha in den Betrieben mit kleinen Waldflächen (< 10 ha) zurückzuführen. Bei den Betrieben mit mehr als 50 ha Waldfläche überwiegen in den letzten Jahren positive Ergebnisse, wenn man die Förderung mit einbezieht (BMVEL 2003).

Bei den Betrieben mit kleinen Waldflächen ist wiederum darauf hinzuweisen, dass diese sich einer geregelten nachhaltigen Waldbewirtschaftung zum großen Teil entziehen. Gerade der sogenannte Bauernwald unterscheidet sich in seiner Bewirtschaftungsform und in den Bewirtschaftungszielen z.T. grundlegend von der erwerbsmäßig betriebenen Forstwirtschaft. Hier spielt z.T. die Deckung des Eigenbedarfs (Brennholz, Zaunpfähle, Bauholz etc.) noch eine entscheidende Rolle. An diesem Eigenbedarf sind dann auch die Ziele für die Bewirtschaftung der Waldflächen orientiert.

Abbildung 4: Reinertrag, Privatwaldbetriebe nach jährlichem Hiebssatz (ohne Förderung)



Quelle: BML (verschiedene Jahrgänge). Reinerträge gelten bis FWJ 1996 nur für die alten Bundesländer.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die wirtschaftliche Lage der Waldbewirtschaftung in Deutschland kritisch ist. Ohne Einrechnung der staatlichen Förderung werden im Durchschnitt über alle Eigentumsarten gesehen keine positiven Reinerträge erzielt. Auch unter Einrechnung der Förderung sind die erzielten Reinerträge pro ha im Vergleich zu anderen Landnutzungsarten bescheiden.

Im Kleinprivatwald hat das Interesse an einer wirtschaftlichen Nutzung der Wälder zudem stark abgenommen. Andererseits haben die Waldeigentümer aber auch dann Lasten zu tragen, wenn sie die Bewirtschaftung aufgeben. Beiträge zur Unfallversicherung, Wasser- und Bodenverbandsbeiträge oder auch Grundsteuern haben den Charakter von Sollertragssteuern, die – ökonomisch gesehen – den Besitzer zu einer wirtschaftlichen Nutzung der Flächen anhalten sollen: Ist der Besitzer nicht in der Lage, diese von ihm geforderten Beiträge zu erbringen, so wird – über kurz oder lang – ein Wechsel an einen Besitzer erfolgen, der diese Beiträge erwirtschaften kann oder sie zu tragen bereit ist.

Solche Beiträge (Betriebssteuern, Beiträge und Versicherungen) werden für die Privatbetriebe des Testbetriebsnetzes für 2001 im Durchschnitt mit 14 €/ha ausgewiesen. Dies erscheint als Absolutbetrag nicht hoch. Er ist aber vor dem Hintergrund der kritischen Ertragslage zu sehen, und zudem streuen diese Lasten ganz erheblich. Wenn die Präzisierung der ordnungsgemäßen Waldbewirtschaftung oder eine gesetzliche Verpflichtung zur

Einhaltung der guten fachlichen Praxis eine weitere Beschränkung der Eigentümerbefugnisse mit sich bringt, dann können diese Beschränkungen im Einzelfall durchaus Enteignungscharakter haben; denn vielen Waldeigentümern dürfte es nicht schwer fallen, nachzuweisen, dass sie die am Eigentum haftende Verpflichtung gegenüber der Allgemeinheit aus der Nutzung der Wälder dann nicht mehr bestreiten können.“

1.4.2 Ertragserwartungen der vier Hauptbaumarten

Vor dem Hintergrund der schwierigen ökonomischen Situation der Forstwirtschaft erscheint es zwingend notwendig, die wirtschaftlichen Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen im Zusammenhang mit der Förderung der biologischen Vielfalt vor der Planung und Durchführung zu umreißen.

Zwar ist das Wachstumsverhalten der Bestände nur in grobem Rahmen abschätzbar, und auch die natürlichen und ökonomischen Risiken für Produktionszeiträume zwischen 100 und mehr als 200 Jahren sind kaum vorhersagbar, gleichwohl gibt es zu einer Abschätzung der Erträge und der Kosten sowie der Ermittlung von Deckungsbeiträgen über den Produktionszeitraum hinweg keine echte Alternative.

In Tabelle 2 werden die Ergebnisse solcher Deckungsbeitragskalkulationen vorgestellt, um einen generellen Überblick über die wirtschaftlichen Ausgangsbedingungen für die Hauptbaumarten und ihre speziellen Produktionszeiten zu vermitteln.

Die Ergebnisse wurden mit Hilfe eines Kalkulationsprogramms errechnet, das auf Ertragstafeln (SCHÖBER, 1979), Bestandessortentafeln '82/85 (SCHÖPFER, DAUBER, 1989), EST-Vorgabezeiten und Holzerlösen (ZMP, 2003) aufgebaut ist. Für verschiedene Produktionszeiten werden Deckungsbeiträge für die Hauptbaumarten erzeugt. Neben den Holzerlösen und Holzerntekosten (jeweils Basis FWJ 2002) wurden alle weiteren Kosten des Forstbetriebes berücksichtigt; lediglich die Verwaltungskosten blieben unberücksichtigt.

Ein Vergleich der Deckungsbeiträge (Tabelle 2) nach Baumarten zeigt, dass die Kiefernwirtschaft lediglich unter günstigsten Bedingungen positive Deckungsbeiträge liefert. Nur bei Unterstellung hoher Massenleistungen und geringer Produktionsrisiken sind jährliche Deckungsbeiträge in einer Größenordnung zwischen 15 und 70 €/ha zu erwarten. Für Buche und Eiche errechnen sich bei längeren Umtriebszeiten jährliche Deckungsbeiträge von mehr als 200 €/ha (Buche, I. Ekl., U=150 Jahre) bzw. 300 €/ha (Eiche, I Ekl., U=200 Jahre). Für Fichte sind Deckungsbeiträge in ähnlicher Höhe schon bei einer unterstellten Umtriebszeit von 120 Jahren zu erreichen (I. Ekl.).

Tabelle 2: Jährliche Deckungsbeiträge nach Baumarten und Umtriebszeiten (in €/ha und Jahr)

Ekl.	Eiche			Buche			Fichte			Kiefer		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
U												
80	-128	-145	-147	-103	-111	-125	109	3	-109	-28	-74	-104
100	-43	-80	-116	-13	-56	-85	187	84	-9	17	-33	-65
120	52	-11	-78	86	16	-37	226	126	47	48	-6	-40
140	140	60	-38	183	87	14				68	13	-23
150	177	90	-16	218	122	39						
160	212	117	4									
180	275	164	44									
200	324	202	77									

Quelle: eigene Berechnungen

Grundsätzlich ernüchert die nur geringe Rendite forstlicher Produktion (Tabelle 3). Für keine der hier kalkulierten Varianten kann unter derzeitigen Produktionsbedingungen eine interne Verzinsung von mehr als 1 % errechnet werden. Die günstigste wirtschaftliche Situation ist für Fichtenbestände zu erwarten, jedoch müssen außerordentlich günstige Produktionsverhältnisse gegeben sein, wenn eine Rendite von mehr als 0,7 % möglich sein soll. Dieses Niveau ist im Vergleich nur von der Eichenwirtschaft erreichbar, wenn eine Produktionszeit von mehr als 200 Jahren durchgehalten werden kann. Treten über die notwendige Produktionszeit Liquiditätsengpässe auf, die durch eine Kreditaufnahme zu überbrücken sind, so kann dadurch die geplante Produktionszeit und sogar die Rohholzproduktion insgesamt in Frage gestellt sein (vgl. Tabelle 3). Für Buchenbestände ist nach derzeitigen Produktionsbedingungen eine noch geringere interne Verzinsung zu erwarten. Eine Überlegenheit gegenüber der Eichenwirtschaft ist nicht festzustellen.

Die vorgestellte interne Verzinsung sowie die Deckungsbeitragskalkulationen (Tabellen 2 und 3) bestätigen die Ergebnisse des BMVEL-Testbetriebsnetzes (Abbildung 3). Die Forstbetriebe mit führender Baumart Fichte weisen i.d.R. die günstigsten Ergebnisse auf. Die Laubholzbetriebe nehmen, in den Modellrechnungen und im Testbetriebsnetzvergleich eine mittlere Situation ein. Für die Hauptbaumart Kiefer zeigen sowohl die Ergebnisse des Testbetriebsnetzes als auch die kalkulierten Ergebnisse eine negative Reinertragssituation.

Tabelle 3: Interne Verzinsung nach Baumarten und Umtriebszeiten (%)

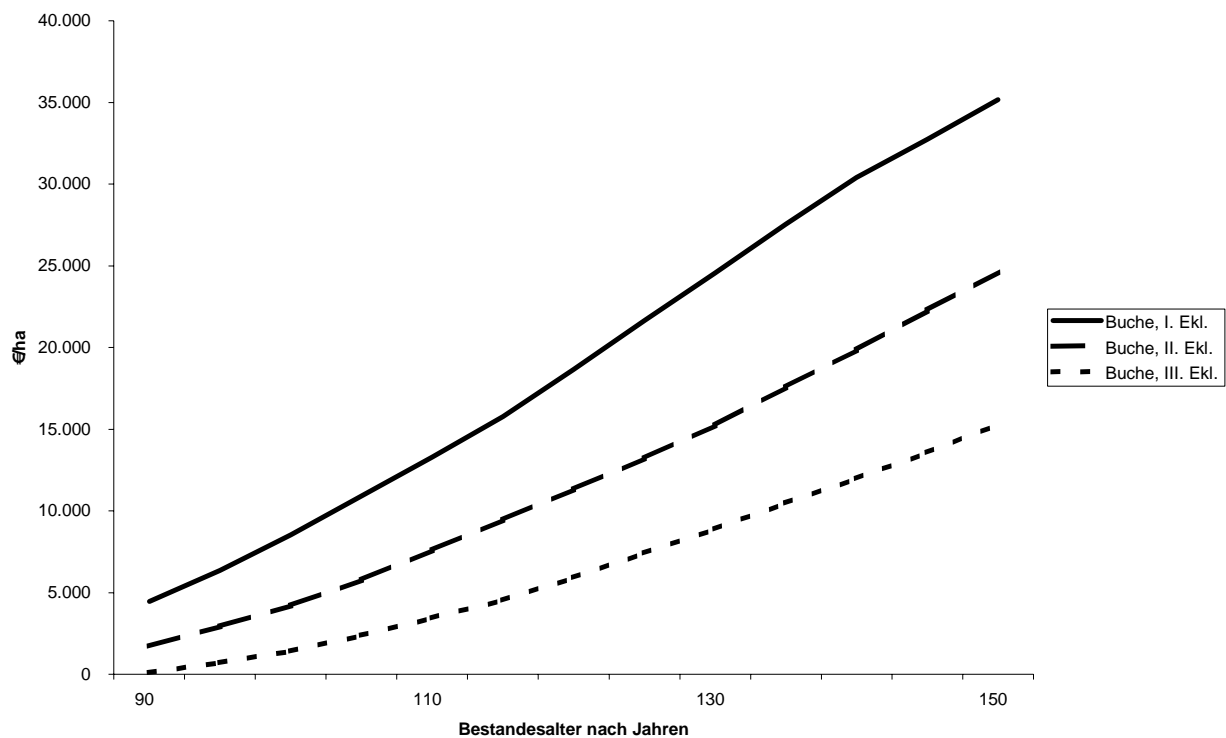
Ekl.	Eiche			Buche			Fichte			Kiefer		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
U												
100							0,60					
120							0,73	0,18				
140	0,21			0,43								
150	0,36			0,54	0,12							
160	0,47	0,08										
180	0,62	0,28										
200	0,69	0,39										

Quelle: eigene Berechnungen

1.4.3 Vermögensbetrachtung bei Unterschutzstellung von Waldökosystemen

Obwohl die forstliche Produktion keine hohen Renditeerwartungen erlaubt, ist das Vermögen der Forstbetriebe i.d.R. erheblich. Auch bei geringen ökonomischen Erträgen können sich in den Beständen aufgrund der ungewöhnlich langen Produktionszeiträume beträchtliche Vermögenswerte akkumulieren. Je nach Baumart, Holzvorrat und Bestandesalter variieren die Bestandeswerte erheblich. Die Abbildungen 5 und 6 zeigen für die Baumarten Buche und Eiche in Abhängigkeit vom Bestandesalter unter standardisierten Verhältnissen für verschiedene Ertragsklassen typische Verläufe der Entwicklung der Abtriebswerte (unterstellt wird wiederum die Erlös-Kosten-Situation des FWJ 2002). Die Abtriebswerte stellen die jeweiligen erntekostenfreien Holzverkaufserlöse des aufstockenden Holzvorrates zum entsprechenden Alter der Bestände dar.

Abbildung 5: Abtriebswerte nach Bestandesalter für Buche

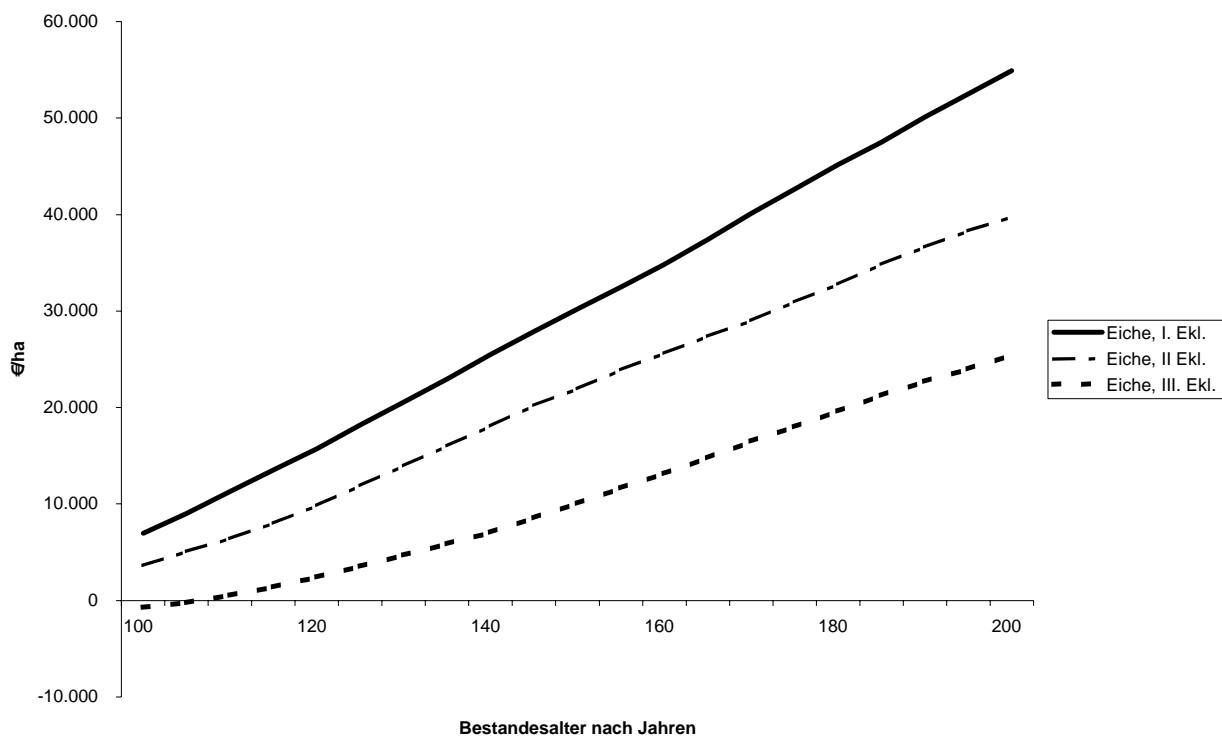


Quelle: eigene Berechnungen

Nach den durchgeführten Berechnungen ist beispielsweise für Buchen-Bestände unter 100 Jahren kein nennenswerter Abtriebswert zu verbuchen. Gründe hierfür sind in erster Linie in den Kosten für die Holzernte zu sehen, die bei jungen Beständen oft höher sind als die Holzerlöse. Im Verlauf der nächsten Jahrzehnte des Bestandeslebens vervielfacht sich dann der Abtriebswert der Buchenbestände. Unter den hier unterstellten ökonomischen Rahmenbedingungen hinsichtlich der Kosten und der Erlöse erreichen Buchenbestände im Alter von 140 Jahren Abtriebswerte bis zu 30.000 €/ha.

Ebenso wie bei den Buchenbeständen sind bei Eichenbeständen auf der Basis der unterstellten ökonomischen Parameter (Kosten und Erlöse) bis zu einem Bestandesalter von 100 Jahren keine nennenswerten Abtriebswerte zu erzielen. Auch bei Eichenbeständen steigt der durchschnittliche Abtriebswert in der zweiten Hälfte des Bestandeslebens deutlich an, wobei Abtriebswerte von mehr als 50.000 €/ha möglich sein können. Hierfür sind allerdings Produktionszeiten von 200 Jahren zu unterstellen.

Abbildung 6: Abtriebswerte nach Bestandesalter für Eiche



Quelle: eigene Berechnungen

Die vorgestellten Ergebnisse basieren auf durchschnittlichen Produktionssituationen. Je nach Standort, Bestandesbehandlung und auftretenden Schadereignissen können in Einzelfällen erhebliche Abweichungen auftreten. Nicht zuletzt ist mit zunehmendem Bestandesalter und mit Überschreitung der sogenannten Optimalphase mit einer Entwertung des Holzes zu rechnen. An dieser Stelle sei nur an die drastische Minderung der Holzqualität durch Rotkernbildung bei der Buche erinnert, die in den vorgestellten Modellrechnungen nicht zum Ausdruck kommen kann.

Werden zur Förderung der biologischen Vielfalt Bestände im höheren Alter aus der forstlichen Nutzung genommen und der natürlichen Entwicklung überlassen, so werden dem Forstbetrieb erhebliche Vermögensteile entzogen. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass mit den aufgebauten Holzvorratsvermögen in der Vergangenheit erhebliche Investitionen verbunden waren.

1.4.4 Verzicht auf Nutzung von Biotopbäumen in bewirtschafteten Beständen

Unter Biotopbäumen werden hier Bäume verstanden, die der natürlichen Zersetzung überlassen werden, um holzbrütenden und holzzersetzenden Organismen zusätzlichen Lebensraum zu verschaffen. Hierfür werden bis zu 10 % des Holzvorrates als notwendig erachtet. Als

Biotopbäume werden i.d.R. Bäume mit geringer Holzqualität (Güteklasse C od. schlechter) ausgewählt. Die Ausweisung von Biotopbäumen in Beständen jüngeren und mittleren Alters unterbleibt. Lediglich zu Beginn der Endnutzung wird mit der Ausweisung (möglichst geringwertiger) Baumindividuen begonnen, wobei zum Ende der Endnutzungsphase die angestrebte Anzahl an Biotopbäumen im Bestand verbleibt.

So wünschenswert aus Sicht des Naturschutzes eine Ausweisung von stehenden Biotopbäumen ist, so ist doch zu bedenken, dass normalerweise nur wenige absterbende oder abgestorbene Bäume in bewirtschafteten Beständen zur Auswahl stehen. Erst in Beständen, die über viele Jahrzehnte nicht bewirtschaftet wurden, ist mit einem deutlich höheren Anteil an stehendem Totholz zu rechnen. Die rasch ablaufenden Zersetzungsprozesse lassen zudem die Anreicherung der Bestände mit totem Holzmaterial Grenzen erreichen. Eine aktive Vermehrung von stehendem totem Holz wird seitens des Naturschutzes abgelehnt, da anthropogene Steuerung nicht gewünscht wird. In der Praxis können deshalb nur lebende Bäume ausgewählt werden, die dann dem natürlichen Zerfall überlassen werden. Die Auswahl erfolgt in Beständen, in denen mit der Endnutzung bzw. Zielstärkennutzung begonnen wird. Da Waldbäume im Zeitpunkt der Zielstärkennutzung noch weit von ihrem maximal möglichen biologischen Alter entfernt sind, ist regelmäßig davon auszugehen, dass diese sogenannten Totholzanwärter noch viele Jahre, Jahrzehnte oder nicht selten auch Jahrhunderte überleben können.

Die kurze Skizzierung zeigt, dass der Anreicherung der Bestände mit Totholz einerseits Grenzen gesteckt sind und andererseits die Höhe der Nutzungsverzichte je nach Ausgestaltung der Kriterien zur Anreicherung von Beständen mit Totholz sehr weit streuen kann.

Um einen Rahmen der ökonomischen Nutzungsverzichte zu generieren, werden die eingangs dargestellten Kalkulationen zur Bewertung der Biotopbäume genutzt. Für die in Tabelle 4 dargestellte „Variante 1“ wurde von durchschnittlichen Sortenverhältnissen ausgegangen. Für die „Variante 2“ wurden nur Bäume mit Stammholz der Güteklasse C oder geringwertige Holzsortimente für die Bewertung unterstellt.

Durch gezielte Ausweisung qualitativ geringwertiger Stämme können die Nutzungsverzichte, insbesondere bei Eiche und Buche, deutlich abgemindert werden. Bei der Eiche kann der Nutzungsverzicht durch die Auswahl weniger wertvoller Biotopbäume etwa halbiert werden. Für Buchen ist die Reduktion der Nutzungsverzichte ähnlich wie bei der Eiche; hier beträgt die Minderung der Nutzungsverzichte ca. 40 %, wobei insgesamt ein wesentlich geringeres Erlösniveau erreicht wird. Bei Fichte und Kiefer führt die Auswahl der Stämme nach Qualitätsmerkmalen nur zu einer marginalen Minderung der Nutzungsverzichte, da

bekanntermaßen bei diesen Baumarten eine deutlich geringere Qualitäts-/Preisdifferenzierung gegeben ist.

Tabelle 4: Kalkulatorische erntekostenfreie Holzerlöse für Totholzanzwarter (in €Efm; Erlöse FWJ 2002, jeweils II. Ekl.)

Bestandesalter	Eiche		Buche		Fichte		Kiefer	
	Varianten							
	1	2	1	2	1	2	1	2
100					33	27		
120					40	33	24	22
140			40	25			30	26
150			48	29				
160	81	43						
180	98	49						

Variante 1 = normale Sortenverteilung

Variante 2 = nur Bäume mit einem Stammstück der Güteklasse „C“ oder geringwertiger

Quelle: eigene Berechnungen

In Tabelle 5 werden die Nutzungsverzichte pro ha dargestellt, wenn davon ausgegangen wird, das 10 % des Holzvorrates dem natürlichen Verfall überlassen wird.

Tabelle 5: Kalkulatorische erntekostenfreie Holzerlöse für Totholzanzwarter (in €ha; Erlöse FWJ 2002, jeweils II. Ekl.)

Bestandesalter	Eiche		Buche		Fichte		Kiefer	
	Varianten							
	1	2	1	2	1	2	1	2
100					1.700	1.400		
120					2.100	1.800	750	700
140			2.000	1.200			900	800
150			2.500	1.500				
160	2.600	1.400						
180	3.300	1.600						

Variante 1 = normale Sortenverteilung

Variante 2 = nur Bäume mit einem Stammstück der Güteklasse „C“ oder geringwertiger

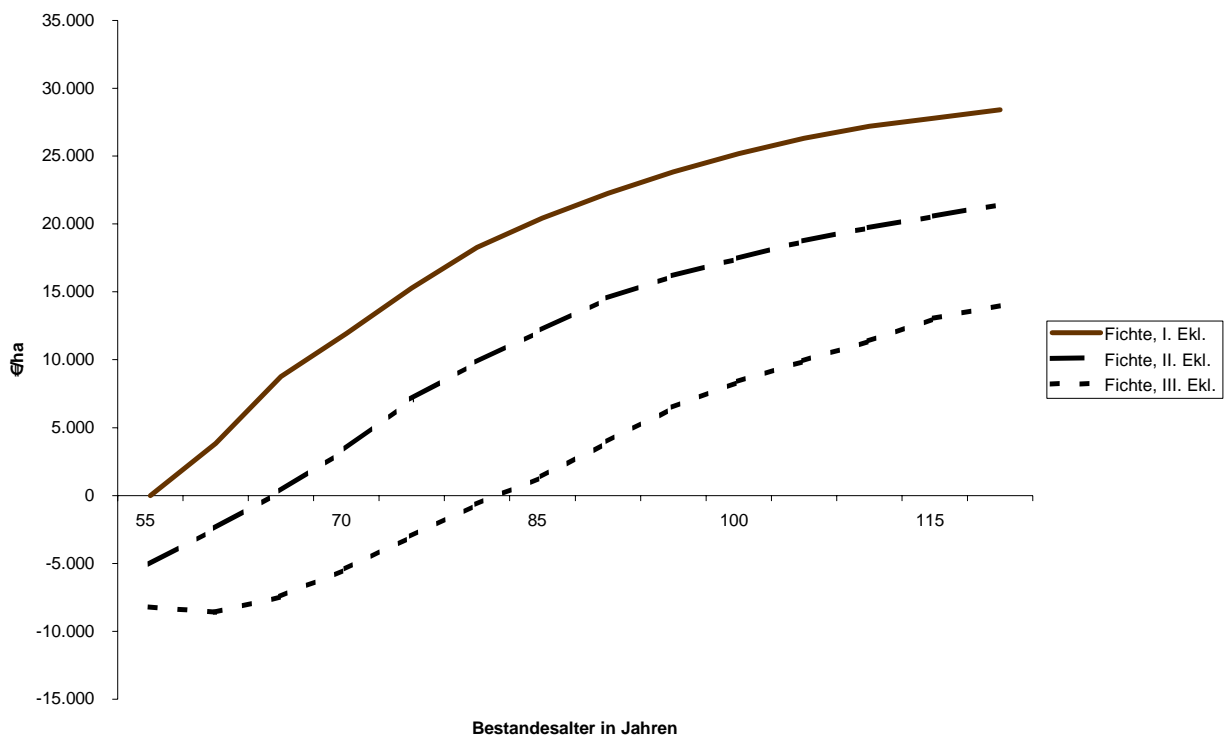
Quelle: eigene Berechnungen

1.4.5 Ökonomische Implikationen des Bestandesumbaus

In diesem Abschnitt sollen zwei Facetten des Bestandesumbaus behandelt werden: der Umbau von standortwidrigen Fichtenbeständen in Buchenbestände und der Verzicht auf steuernde Eingriffe in Eichen-Buchen-Mischbestände.

Beim Umbau von Fichtenbeständen in Buchenbestände ist der Zeitpunkt des Umbaus von entscheidender Bedeutung für die ökonomischen Belastungen, die dem Forstbetrieb daraus erwachsen können. Wie Tabelle 3 zu entnehmen ist, steigt die interne Verzinsung von Fichtenbeständen (Beispiel: I. Ekl.) bis zum Bestandesalter 120 Jahre noch an. Demzufolge würde eine vorzeitige Nutzung des umzubauenden Bestandes, auch teilweise, einen Verzicht auf die volle Ausschöpfung des Renditepotentials der Baumart bedeuten. Je nach Leistungsfähigkeit des Bestandes könnten sich per Saldo sogar Belastungen ergeben, wenn die Erntekosten des Abtriebes nicht durch entsprechende Verkaufserlöse gedeckt werden können. Wie der Abbildung 7 zu entnehmen ist, sind unter ungünstigen Bedingungen mehrere tausend €/ha dafür zu veranschlagen.

Abbildung 7: Abtriebswerte nach Bestandesalter für Fichte



Quelle: eigene Berechnungen

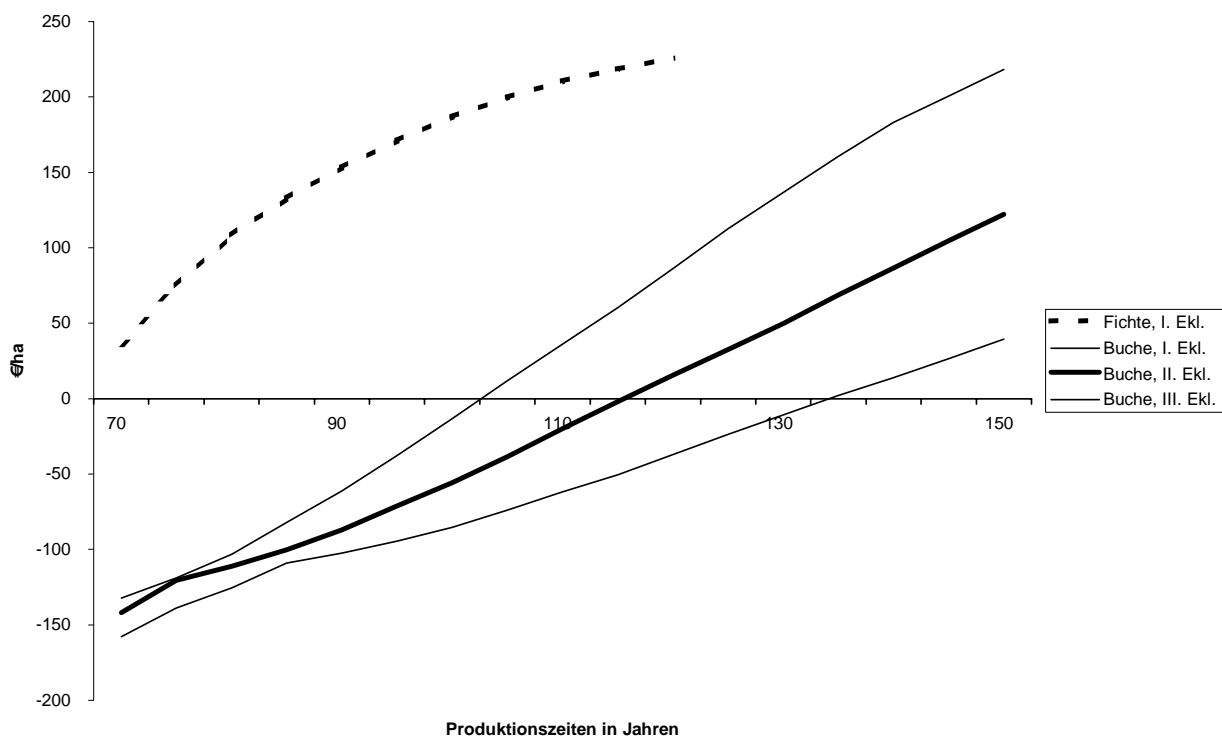
Ein weiterer wesentlicher Aspekt ist in der unterschiedlichen Ertragserwartung der Baumarten zu sehen. Um dies zu verdeutlichen, wird wiederum auf Deckungsbeitragsvergleiche zurück-

gegriffen. Abbildung 8 zeigt die Entwicklung der Deckungsbeiträge der Baumarten Fichte (I. Ekl.) und Buche (I., II. und III. Ekl.) in Abhängigkeit von den jeweiligen Produktionszeiten.

Da die Ertragsklasse der umzubauenden Bestockung nicht mit der Ertragsklasse der Folgebestockung in Zusammenhang steht, ist ein Vergleich der Ertragserwartungen der betrachteten Baumarten nicht leicht möglich. Aus diesem Grund wurde in der Abbildung 8 die Ertragserwartung der umzubauenden Bestockung (Fichte) mit einem Fächer der Ertragserwartung der alternativen Baumart (Buche) kontrastiert.

Wie Abbildung 8 zeigt, können nach dem Umbau auch mit der Alternativbaumart Deckungsbeiträge erwirtschaftet werden, die an das Niveau der vormaligen Fichtenbestockung anknüpfen. Wesentlich ist jedoch, dass zur Erreichung einer ähnlichen ökonomischen Situation ein deutlich längerer Produktionszeitrahmen notwendig ist. Dies kommt dann in einer entsprechend geringeren internen Verzinsung zum Ausdruck.

Abbildung 8: Deckungsbeiträge für Buche u. Fichte nach verschiedenen Produktionszeiten



Quelle: eigene Berechnungen

Neben der Reduktion der Ertragserwartungen und dem Verlust früherer Investitionen ist die Betrachtung der Zahlungsströme und der damit verbundenen Liquidität notwendig.

Um die Zusammenhänge zwischen wirtschaftlichem Erfolg und Umtriebszeit noch einmal näher zu betrachten, werden in den folgenden Abbildungen die Entwicklung der

durchschnittlichen jährlichen erntekostenfreien Erlöse, der Deckungslasten, der Verwaltungskosten sowie der Reinerträge in Abhängigkeit von der Umtriebszeit für die Baumarten Eiche, Buche und Fichte vorgestellt. Die für die jeweiligen Jahre dargestellten Säulenabschnitte stellen jährliche Durchschnittsbeträge für die bis zum jeweiligen Alter der Bestände zurückgelegte Wachstumszeit dar.

Für die Eichenbestände ergibt sich danach, dass erst nach 80 Jahren die Summe der Holzerlöse die Summe der Erntekosten abdeckt. Positive Reinerträge sind für Eichenbestände nur dann zu erwarten, wenn die Produktionszeit länger als 130 Jahre ist; anders ausgedrückt heißt dies, dass Eichenbestände mehr als 130 Jahre alt werden müssen, bevor der Forstbetrieb aus dieser Investition Überschüsse verzeichnet.

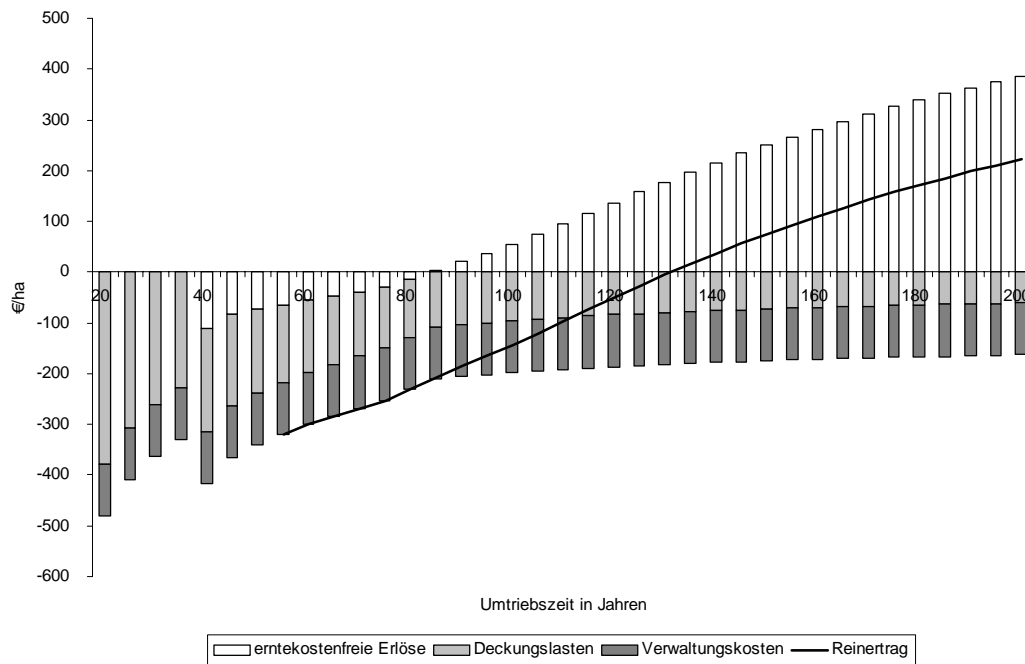
Bei Buchenbeständen stellt sich die Situation ähnlich dar. Hier sind wie bei den Eichenbeständen erst jenseits eines Bestandesalters von 80 Jahren Überschüsse aus der Holzernte zu erwarten. Kostendeckung ist bei Buchenbeständen nur unwesentlich früher als bei den Eichenbeständen mit ca. 120 Jahren zu erzielen.

Bei Fichtenbeständen ergibt sich bereits ab Alter 60 Jahre ein Überschuss aus der Holzernte. Positive Reinerträge sind hier ab einer Umtriebszeit von 80 Jahren zu erwarten.

Für die ökonomische Abschätzung des Bestandesumbaus bedeutet dies, dass beim Übergang von der Fichtenwirtschaft zur Laubholzwirtschaft die planmäßige Kostendeckung von 80 Jahren bei Fichte auf 120/130 Jahre bei Laubholz verlängert wird. Überschüsse aus der Holzernte werden ebenfalls 20 Jahre später erwirtschaftet.

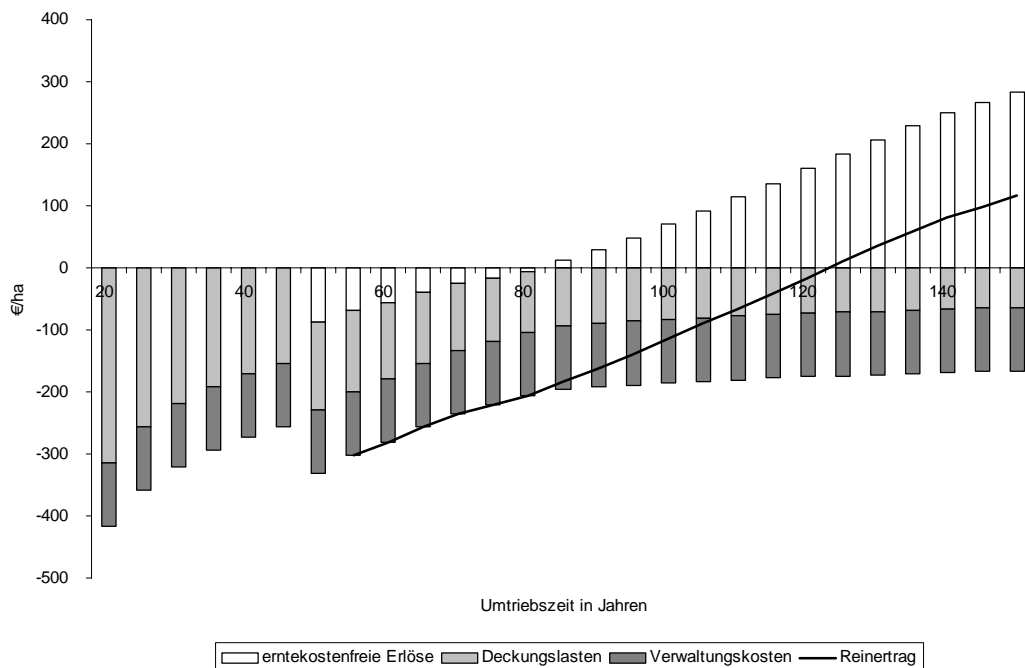
Werden in erheblichem Umfang Nadelholzbestände umgebaut, so ist bei Unterstellung der derzeitigen Wirtschaftsbedingungen zukünftig mit deutlichen Engpässen bei der Liquiditätsentwicklung zu rechnen, wodurch mittel- bis langfristig Probleme entstehen können.

Abbildung 9: Vergleich von erntekostenfreien Erlösen, Deckungslasten u. Reinerträgen für Eiche



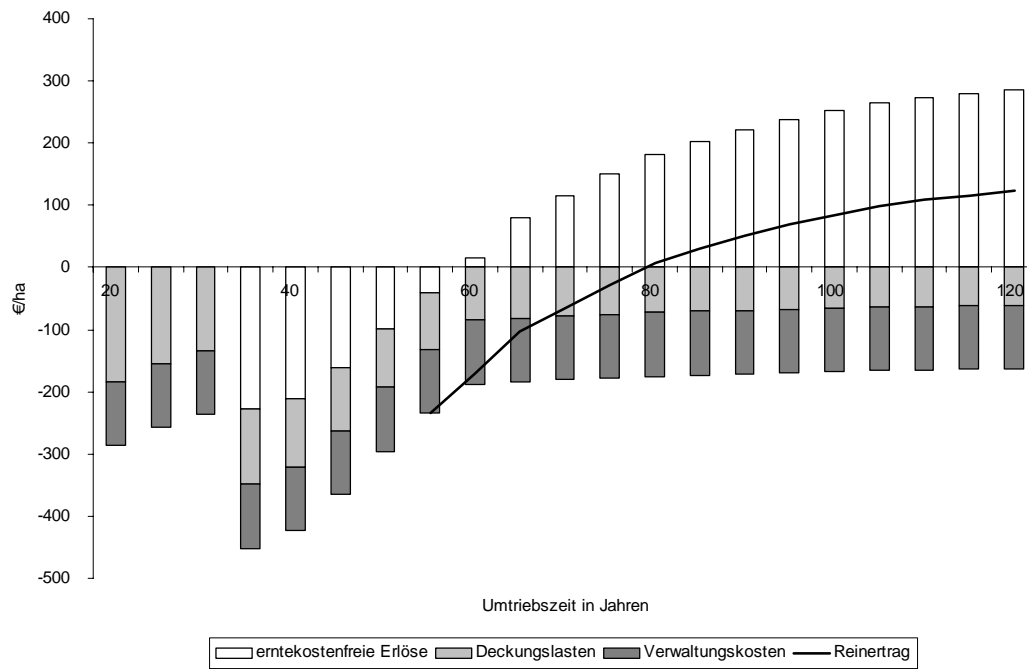
Quelle: eigene Berechnungen

Abbildung 10: Vergleich von erntekostenfreien Erlösen, Deckungslasten u. Reinerträgen für Buche



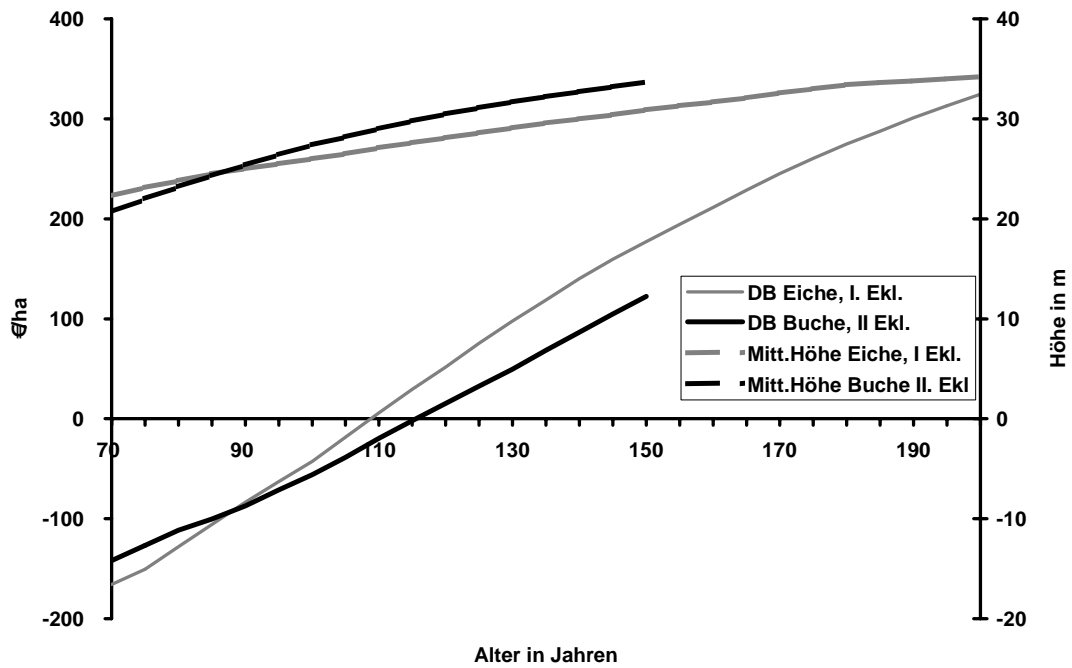
Quelle: eigene Berechnungen

Abbildung 11: Vergleich von erntekostenfreien Erlösen, Deckungslasten u. Reinerträgen für Fichte



Quelle: eigene Berechnungen

Abbildung 12: Deckungsbeiträge im Vergleich zur Entwicklung der Mittenhöhen für Eiche und Buche



Quelle: eigene Berechnungen

Im Folgenden sollen die ökonomischen Auswirkungen eines Verzichtes auf regulierende waldbauliche Eingriffe in Eichen-Buchen-Mischbeständen etwas näher beleuchtet werden. Nach dem Verlauf des Höhenwachstums beider Baumarten kommt es etwa in der Mitte des Bestandeslebens zur Umkehr der Dominanzverhältnisse. Unterbleiben in dieser Entwicklungsphase fördernde waldbauliche Eingriffe (im dargestellten Beispiel zu Gunsten der Eiche), dann reduzieren sich auch die Ertragsaussichten. Bezogen auf die Abbildung 12 wäre ein stetiger Übergang von den Deckungsbeiträgen der Eiche hin zu den Deckungsbeiträgen der Buche zu verzeichnen.

Die vorgestellten Modellrechnungen zeigen, dass die ökonomischen Auswirkungen aus den Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern sehr vielfältig sein können. Ob diese auch in Forstbetrieben relevant werden, hängt ganz entscheidend von der tatsächlichen Situation des Forstbetriebes ab. Auch die in den Modellrechnungen getroffenen Annahmen bezüglich des Bestandeswachstums und der zukünftigen Erlös-Kosten-Situation stellen ebenso eine Quelle für Fehleinschätzungen dar.

Die Forderungen, die aus den vorgenommenen Modellrechnungen folgen, insbesondere vor dem Hintergrund der derzeitigen ökonomischen Situation der Forstbetriebe, können nur darin gesehen werden, dass bei der Förderung der biologischen Vielfalt in hohem Maße auf die Vermeidung von zusätzlichen Kosten und Liquiditätsengpässen geachtet wird.

1.4.6 Vergleich der Modellergebnisse mit den betrieblichen Maßnahmen des Forstamtes der Hansestadt Lübeck

Um die vorgestellten betriebswirtschaftlichen Auswirkungen verifizieren zu können, werden die von den naturwissenschaftlichen Projektpartnern vorgeschlagenen Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt vor dem Hintergrund existierender Bestände auf ihre ökonomischen Auswirkungen überprüft.

Hierfür wurde das Forstrevier Behlendorf des Forstamtes der Hansestadt Lübeck ausgewählt. Vorteilhaft erschien dieses Forstrevier deshalb, weil die hiervon bewirtschafteten Bestände im west-östlich-verlaufenden Landschaftsausschnitt gelegen sind, der vom Teilprojekt I (TP I) einer ausführlichen naturwissenschaftlichen Untersuchung unterzogen wurde, so dass für diese Bestände fundierte Aussagen zur Förderung der biologischen Vielfalt gemacht werden konnten.

Bei der Überprüfung, ob Bestände aus ökologischen Gründen aus der Bewirtschaftung heraus genommen werden sollen, wurden seitens des TP I folgende Aussagen formuliert:

„Mehrere im Forstort Behlendorf gelegene Feuchtwälder (Erlen-Eschen-Wälder, Erlen-Bruchwälder) wurden in Augenschein genommen. Dabei informierte der Leiter des

Reviere Behlendorf (Herr Kropla) über Art und Ausmaß der in der Vergangenheit durchgeführten Nutzung. Die Nutzung erfolgte z.B. in der Abt. 63 b einzelstammweise an wenigen ausgewählten Bäumen (v.a. Erle und Esche). Die Entnahme der Stämme konnte dabei von den Bestandesrändern (Rückewege) her vorgenommen werden. In einigen Beständen (Abt. 64 b, 63 f 2 und 63 f 5) erfolgte darüber hinaus die Entnahme von Balsampappeln. Diese Maßnahme dient in erster Linie dem Waldumbau (größere Naturnähe durch Annäherung an die pnV) und wurde durchgeführt, da zum Einschlagszeitpunkt vergleichsweise günstige Absatzmöglichkeiten bestanden.

Es bestand Einigkeit bei allen Beteiligten darüber, dass die in den letzten Jahren in Feuchtwäldern des Forstortes Behlendorf durchgeführte extensive Nutzung die Gefäßpflanzenvielfalt der Bestände nicht beeinträchtigt. Vielmehr ist für einige Gefäßpflanzenarten der Feuchtwälder sogar eine Förderung durch Auflichtung denkbar. Für epiphytische Flechten ist nach Ergebnissen des Teilprojektes I gerade im Bereich von Feuchtstandorten ein hoher Anteil von alten Hainbuchen, Eschen, Ulmen, Berg- und Spitz-Ahorn von Bedeutung. Für einige epiphytische Flechtenarten kann eine maßvolle Auflichtung in Feuchtwäldern jedoch sogar fördernd wirken.“

Ein völliger Verzicht auf Bewirtschaftung wurde seitens des TP I in keinem Bestand des Forstrevieres Behlendorf empfohlen.

Zur Förderung der Totholzanreicherung in bewirtschafteten Beständen des Forstrevieres Behlendorf wurde seitens des TP I folgende Feststellung getroffen:

„Das Totholzkonzept des Stadtforstamtes Lübeck wurde beispielhaft an Beständen im Forstort Behlendorf von Herrn Kropla erläutert. Dieses Konzept fordert, dass in jedem Bestand, in dem mit der Zielstärkennutzung begonnen wird, ein Vorratsanteil von 10 % so genannter Totholzanzwarter ausgewiesen und deren Holzmasse nicht entnommen wird. In der Regel handelt es sich dabei um schlechtwüchsige Bäume der Güteklasse C oder schlechter. Lediglich einzelne „Horstbäume“ und Spechthöhlen-Bäume gehören besseren Güteklassen an. Neben Rotbuchen und Eichen werden auch seltenere Baumarten (z.B. Edellaubhölzer) einbezogen. Es bestand Konsens, dass das vom Stadtforstamt Lübeck praktizierte Auswahlverfahren nicht nur den ökologischen, sondern auch den ökonomischen Anforderungen an ein Totholzkonzept gerecht wird.

Einigkeit bestand ebenfalls darüber, dass Totholzanzwarter aus ökologischer Sicht nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche verteilt sein müssen, sondern sich die Auswahl an ökonomischen Kriterien (geringe Leistungsklassen) orientieren kann. Eine Aufhebung des Totholzanzwarter-Status ist bei gleichzeitiger Ausweisung von Ersatzbäumen denkbar, wenn

dies für den Forstbetrieb sinnvoll erscheint, z.B. wenn wertvolle Horstbäume ihre Funktion verloren haben. Damit wird dem Forstbetrieb Flexibilität ermöglicht. Vonseiten des Teilprojektes I wurde noch einmal darauf hingewiesen, dass eine 10 %-Grenze aus ökologischer Sicht nicht zwingend erscheint.“

Einige Bestände des Reviers Behlendorf, in denen Totholzanwärter ausgewählt wurden, sind in Tabelle 6 aufgeführt. Dabei handelt es sich i.d.R. um Bestände, in denen bereits Verjüngungsmaßnahmen eingeleitet wurden. Im Rahmen der beginnenden Zielstärkennutzung wurden für die Totholzanreicherung grundsätzlich Bäume ausgewählt, die eine geringe Holzqualität aufwiesen. Das bedeutet, dass die Nutzungsverzichte nur mit etwa den Beträgen der „Variante 2“ (Tabelle 4) zu verbuchen sind. Ein erster Blick zeigt aber, dass die ausgewählten Stämme nicht ausreichen, um die vom Forstbetrieb geplante Holzmenge von 10 % des Vorrates für die Totholzanreicherung zu erbringen. Der Grund hierfür ist darin zu sehen, dass in diesen Beständen nicht genügend Stämme vorhanden sind, auf die der Forstbetrieb aus ökonomischen Gründen hätte verzichten wollen. Da die Zielstärkennutzung bzw. die Bestandesverjüngung in den aufgelisteten Beständen noch nicht abgeschlossen ist, kann auch noch in der Zukunft eine ergänzende Auswahl stattfinden, da davon auszugehen ist, dass holzentwertende Einflüsse die Ernte einiger Stämme ökonomisch uninteressanter werden lassen.

Tabelle 6: Ausgewiesene Totholzanwärter in Beispielbeständen der Revierförsterei Behlendorf

Abteilung	Buche	Eiche	Fichte	Birke	Hainbuche	Σ
	ha	Anzahl Bäume/Baumarten-Alter				
1 a	5,0 6/133	24/193				30
5 b1	11,8 45/148	3/173				48
55 c1	16,9 55/133	12/153	2/128	1/93		70
58 a1	6,7 21/132	20/187			1/132	42
64 a	4,5 10/127	18/182			1/127	29
Σ	137	77	2	1	2	

Da es nur mit hohem Aufwand möglich ist, den tatsächlichen Wert (erntekostenfreier Holzerlös) der belassenen Totholzanwärter zu ermitteln, wurde eine Schätzung in Anlehnung an die Modellrechnungen vorgenommen (vgl. Tabellen 4 u. 5). Dabei wurde davon ausgegangen, dass die in Tabelle 6 aufgeführten Bäume eine durchschnittliche Holzmasse aufweisen. Es wurde ferner davon ausgegangen, dass bei der Bewertung durchschnittliche Stärkeklassen aber nur geringe Güteklassen zu unterstellen sind. Die in Tabelle 7 mitgeteilten Ergebnisse

deuten auf erhebliche Nutzungsverzichte hin. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass z.Z. in den betrachteten Beständen mit einer Fläche von zusammen 45 ha auf Holzerlöse (erntekostenfrei) in Höhe von fast 35.000 € verzichtet wird. Werden die noch ausstehenden Bäume ebenfalls ausgewiesen, so ist wegen der besseren Durchschnittsqualität mit einer überproportionalen Zunahme der Nutzungsverzichte zu rechnen (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 7: Kalkulatorische erntekostenfreie Holzerlöse der ausgewiesenen Totholzanwärter in der Revierförsterei Behlendorf (in €Bestand)

Abteilung	ha	Buche	Eiche	Fichte	Birke	Hainbuche	je ha
1 a	5,0	556	7.505				1.631
5 b1	11,8	6.487	667				606
55 c1	16,9	5.097	1.305	131	11		387
58 a1	6,7	1.799	5.427			86	1.091
64 a	4,5	687	4.660			69	1.203

Quelle: eigene Berechnungen

Für eine ökonomische Betrachtung von Umbaubeständen wurden in Behlendorf zusammen mit dem Revierleiter und dem Teilprojekt I ebenfalls Bestände näher beleuchtet.

Im folgenden sind vier Schwerpunkte zusammengestellt.

Umbau von Nadelholz- in Laubholzbestände

„Nach der naturwissenschaftlichen Begründung (TP I) führt der Umbau von Nadelholz- in Laubholzbestände zu größerer Naturnähe und Annäherung an die potenziell natürliche Vegetation, wie es in den Waldbauprogrammen der meisten Bundesländer gefordert wird. Die Maßnahme fördert darüber hinaus das für Laubwaldgesellschaften typische Arteninventar. Zugleich wird die Stabilität der Wälder erhöht. An geeigneten Standorten mit sauren Böden kann allerdings die Fichte als Nebenbaumart toleriert werden, um den ökonomischen Belangen der Forstbetriebe entgegen zu kommen.“

In Fichten-Beständen des Reviers Behlendorf werden Umbaumaßnahmen zu Laubholzbeständen in verschiedenster Weise durchgeführt.

In mittelalten Fichten-Beständen werden Umbaumaßnahmen i.d.R. dann vorgenommen, wenn hierfür Risikovorfälle (Windwürfe bzw. Borkenkäferkalamitäten) Gelegenheiten bieten. In die ankommende Nadelholz-Naturverjüngung der entstandenen Bestandeslücken

werden Laubholzpflanzen eingebracht, oder die natürlich ankommenden Laubhölzer werden gefördert (Abt. 51 e, Abt. 51 b 5).

Eine weitere Variante zum Umbau von Nadelholzbeständen wird durch die Förderung des vorhandenen Laubholz-Anteils in Fichtenbeständen im Rahmen der Durchforstung vorgenommen. Hier werden lediglich vorhandene Einzelbäume gefördert, ohne zusätzliche Umbaumaßnahmen zu ergreifen (Abt. 54 d 3, Abt. 54 a 2).

Aufwändige Voranbauten mit Buchen wurden im Revier Behlendorf in erster Linie unter älteren Fichtenbeständen vorgenommen, in denen bereits Endnutzungsmaßnahmen möglich sind. Es wird hierbei eher das waldbauliche Ziel des Forstbetriebes verfolgt, als die Verbesserung der biologischen Vielfalt der Bestände (Abt. 54 c 1, Abt. 52 b 1, b 2, b 4, c 2, d 3, e 4).

Das skizzierte Vorgehen beim Umbau von Fichtenbeständen im Forstrevier Behlendorf zeigt deutlich, dass in der betrieblichen Umsetzung generell die ökonomischen Belange des Forstbetriebes, sowohl bei der Wahl des Umbauzeitpunktes als auch bei der Durchführung des Umbaues, nicht außer Acht gelassen werden.

Erhalt und Förderung standorttypischer „Bodensaurer Buchen-Wälder“

Von naturwissenschaftlicher Seite (TP I) wird folgende Begründung für die Maßnahme genannt:

„Deutschland hat für den Erhalt von Rotbuchenwäldern, deren weltweiter Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa liegt, eine besondere Verantwortung. Infolge degradierender Waldnutzung im Mittelalter und der frühen Neuzeit sind bodensaure Rotbuchenwälder gerade im Norddeutschen Tiefland selten geworden. Diese Waldgesellschaft entspricht jedoch auf weiten Flächen der potenziell natürlichen Vegetation. Naturnahe Ausprägungen dieses Waldtyps beherbergen i.d.R. ein für sie charakteristisches Artenspektrum zahlreicher Tier- und Pflanzengruppen. Besondere, von den Zielsetzungen des Forstbetriebes abweichende Bestandesbewirtschaftungsmaßnahmen wurden aus Gründen der Förderung der biologischen Vielfalt nicht gefordert (Abt. 55 c 1, Abt. 56 a 1).“

Zulassen von natürlichen Bestandesentwicklungen in Eichen-Buchen-Mischbeständen

„Der Verzicht auf die Förderung von Stiel- und Traubeneiche führt nach Einschätzung des TP I zu größerer Naturnähe der Bestände und wird daher im Waldbauprogramm des Forstamtes der Hansestadt Lübeck gefordert. In Hinblick auf die biologische Vielfalt

(Gefäßpflanzen, Moose, Flechten, Vögel, xylobionte Pilze und Insekten) ist allerdings ein gewisser Eichen-Anteil positiv zu bewerten (Abt. 1 a, Abt. 12 a 1, Abt. 57 c 2).“

Für die Bestände der Abt 1 a und 12 a 1 ergibt sich derzeit aus diesen Forderungen eine eher geringe ökonomische Bedeutung. Die Einschätzung gründet darauf, dass in beiden Beständen die Eichen einen hohen Bestandesanteil (73 bzw. 89 %) innehaben und daher nicht mit einem wesentlichen Ausfall der Eichen aufgrund abnehmender Konkurrenzkraft zu rechnen ist. Für den Mischbestand in Abt. 57 c 2 ist beim Verzicht auf Förderung der Eichen schon eher mit deren Ausfall zu rechnen, da hier ein relativ junges Bestandesalter und ein geringer Bestandesanteil der Eiche gegeben sind. Zudem weist der Buchenanteil dieses Mischbestandes eine erhebliche Leistungsstärke auf (Lkl. 10), die der beigemischten Eiche (Lkl. 7) deutlich überlegen ist. Damit sind in diesem Bestand andere Konkurrenzverhältnisse festzustellen als in dem zuvor dargestellten Beispiel (vgl. Abbildung 9). Auch bei diesem Beispielsbestand ist nicht mit erheblichen ökonomischen Belastungen für den Forstbetrieb zu rechnen, wenn auf die gezielte Förderung der Eichen verzichtet wird, da ohnehin die Deckungsbeiträge der leistungsstarken Buche hier denen der Eiche nicht unterlegen sind (vgl. Tabelle 2).

Förderung von Edellaubbäumen als Mischbaumarten

„Außerhalb von grund- und stauwasserbeeinflussten Standorten sind Edellaubhölzer wie z.B. Esche und Ahorn-Arten gegenüber der Buche nicht konkurrenzfähig. Sie tragen aber zur Vielfalt der Baumarten erheblich bei. Darüber hinaus haben sie Bedeutung für die Gefäßpflanzenvielfalt in der Strauch- und Krautschicht (Lichtangebot, Nährstoffkreislauf). Auch die Diversität epiphytischer Flechten wird positiv beeinflusst“ (TP I).

Die Förderung von Edellaubhölzern ist in der Revierförsterei Behlendorf Bestandteil des Betriebszieles. In erster Linie sind hier Samenbäume zu erhalten. Bis zu einem Anteil von 5 % werden alle vorhandenen Individuen gepflegt bzw. geschützt, steigt der Anteil der Edellaubbäume darüber hinaus, gelten bei Pflegeeingriffen nur Qualitätsaspekte (Abt. 66 a 2). Eine Belastung aufgrund von Förderung der biologischen Vielfalt kann hierin nicht erkannt werden. Vielmehr trägt die Diversifizierung der Holzproduktion auch zur Minderung betrieblicher Risiken bei.

1.4.7 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen ein weites Spektrum der möglichen Belastungen. Auf der einen Seite können die Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt und die daraus resultierenden ökonomischen Belastungen für die Forstbetriebe so erheblich sein, dass ihre Existenz gefährdet ist. Sind andererseits die als notwendig erachteten Maßnahmen harmonisch in den Betriebsablauf integrierbar, so können die daraus zu erwartenden Belastungen deutlich abgemildert werden.

Um ökonomische Härten für Forstbetriebe zu vermeiden, ist es daher notwendig, in jedem Einzelfall zu prüfen, inwieweit bei der Formulierung der Anforderungen seitens des Naturschutzes auf betriebliche Notwendigkeiten Rücksicht genommen werden kann. Angesichts der allgemein schwierigen ökonomischen Situation der Forstbetriebe erscheint es zwingend erforderlich, jede erdenkliche Entlastung der Forstbetriebe zu nutzen; d.h. in diesem Falle, seitens des Naturschutzes jede Ausweichmöglichkeit zu suchen, die eine geringere betriebliche Belastung erwarten lässt. Hierzu erscheint es sinnvoll, die Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt so zu formulieren, dass beim Forstbetrieb ein Höchstmaß an innerbetrieblicher Entscheidungsfreiheit verbleibt.

1.5 Zusammenfassung zu Teil 1

Wesentliche Beiträge zur Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern werden im Verzicht auf Nutzungen, d.h. in der Einrichtung von Schutzgebieten (1.), in der Förderung und Belassung von Totholz in bewirtschafteten Beständen (2.) und im Waldumbau (3.) gesehen.

Von entscheidender Wichtigkeit für die Beurteilung der betrieblichen Belastungen aus den Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt ist die Betrachtung der betriebswirtschaftlichen Situation der Forstbetriebe. Forstbetriebe aller Eigentumsarten verzeichnen auch unter Berücksichtigung von Fördermitteln unbefriedigende ökonomische Ergebnisse. Weitere Belastungen erscheinen ökonomisch kaum tragbar.

Zu 1.: Sollen Bestände unter Schutz gestellt werden, dann ist i.d.R. davon auszugehen, dass den Forstbetrieben Vermögensteile entzogen werden. Auch bei geringen ökonomischen Ertragserwartungen können in den Beständen aufgrund der ungewöhnlich langen Produktionszeiträume erhebliche Vermögenswerte akkumuliert sein. Je nach Baumart, Holzvorrat und Bestandesalter variieren die Bestandeswerte ganz erheblich. Es können Abtriebswerte in Höhe von 30.000 €/ha bei Buche bzw. 50.000 €/ha bei Eiche in den Beständen herangewachsen sein.

Zu 2.: Die Belastung, die aus der Ausweisung von Totholzanwärmern für den Forstbetrieb resultieren kann, ist stark davon abhängig, wie die Anforderungen hierzu formuliert werden. Bezogen auf die Holzmenge kann etwa von einem Einnahmeverzicht (erntekostenfrei) in Höhe von 25 bis 100 €/fm ausgegangen werden. Bezogen auf die Fläche bedeutet dies, dass bis zu 3.000 €/ha anzusetzen sind, je nach dem, welche Holzmenge hierfür als notwendig erachtet wird (hier bis zu 10 % des Holzvorrates).

Eine gezielte Auswahl qualitativ geringwertiger Bäume für die Anreicherung bewirtschafteter Bestände mit Totholz kann die Nutzungsverzichte, insbesondere bei Eiche und Buche, deutlich abmindern. Bei der Eiche halbiert sich der Nutzungsverzicht durch die Auswahl von Biotopbäumen minderer Holzqualität von i.D. 90 €/fm auf ca. 45 €/fm. In Buchenbeständen fällt hierdurch der Nutzungsverzicht mit ca. 40 % etwas geringer aus, wobei insgesamt ein wesentlich geringeres Niveau erreicht wird. Bei Fichte und Kiefer kann die gezielte Auswahl geringwertiger Bäume nur zu einer leichten Minderung der Nutzungsverzichte beitragen, da bekanntermaßen bei diesen Baumarten die Qualitäts- bzw. Preisdifferenzierung weniger deutlich ist.

Zu 3.: Ein wesentlicher Aspekt beim Umbau von Nadelholzbeständen ist in der unterschiedlichen Ertragsersparnis der Baumarten zu sehen. Da die Ertragsklasse der umzubauenden Bestockung nicht mit der Ertragsklasse der Folgebestockung in Zusammenhang steht, ist ein Vergleich der Ertragsersparnis der betrachteten Baumarten ohne konkreten Bestandesbezug nur begrenzt möglich. Wie Modellrechnungen zeigen, können nach dem Umbau (Buche statt Fichte) unter günstigen Bedingungen auch mit der Alternativbaumart Deckungsbeiträge erwirtschaftet werden, die an das Niveau der vormaligen Bestockung anknüpfen. Ein wesentlicher Unterschied besteht jedoch darin, dass zur Erreichung dieser ökonomischen Situation ein längerer Produktionszeitraum notwendig ist. Dies kommt in der deutlich geringeren internen Verzinsung bei der Buche zum Ausdruck.

Neben den veränderten Ertragsersparnis und dem Verlust früherer Investitionen ist auch der Entwicklung der zukünftigen Liquidität Beachtung zu schenken. Für Eichenbestände ergibt sich, dass i.d.R. erst nach 80 Jahren die Summe der Holzerlöse die Summe der bisherigen Erntekosten abdeckt. Positive Reinerträge sind für Eichenbestände nur dann zu erwarten, wenn die Produktionszeit mindestens 130 Jahre beträgt; anders ausgedrückt heißt dies, dass Eichenbestände mehr als 130 Jahre alt werden müssen, bevor Forstbetriebe aus dieser Investition Überschüsse (bis dahin noch keine Verzinsung des eingesetzten Kapitals) verzeichnen. Dies gilt in ähnlicher Weise auch für Buchenbestände.

Für Fichtenbestände ist dagegen ein Überschuss aus der Holzernte bereits bei einem Alter von 60 Jahren zu erzielen. Positive Reinerträge sind ab einer Umtriebszeit von 80 Jahren möglich. Für die ökonomische Abschätzung des Bestandesumbaus bedeutet dies, dass beim Übergang von einer Fichtenwirtschaft zur Laubholzwirtschaft die planmäßige Kostendeckung von 80 Jahren bei Fichte auf 120/130 Jahre bei Laubholz hinausgeschoben wird. Überschüsse aus der Holzernte sind ebenfalls um 20 Jahre später zu erwarten.

Neben dem völligen Umbau der Bestände können auch andere Forderungen Einfluss auf die betriebswirtschaftliche Situation haben. Sind z.B. die natürlichen Wachstumsverhältnisse in bestehenden Mischbeständen zu tolerieren und waldbaulichen Eingriffe hierauf abzustimmen, kann dies ebenfalls zu Verzichten führen (wie z.B. bei einem Eichen-Buchen-Mischbestand). Nach dem Verlauf des Höhenwachstums der Baumarten Eiche (I. Ekl.) und Buche (II. Ekl.) kommt es etwa in der Mitte des Bestandeslebens zur Umkehr der Dominanzverhältnisse. Unterbleiben in dieser Entwicklungsphase fördernde waldbauliche Eingriffe (hier zu Gunsten der Eiche), dann reduzieren sich entsprechend der Gewichte der Baumarten auch die Deckungsbeiträge.

Werden in erheblichem Umfang Nadelholzbestände umgebaut, so ist bei Annahme der derzeitigen Wirtschaftsbedingungen in der Zukunft mit Engpässen bei der Liquiditätsentwicklung zu rechnen. Werden darüber hinaus weiterhin Bestandesflächen unter Schutz gestellt, dann ist insbesondere vor dem Hintergrund der eingangs dargestellten angespannten ökonomischen Situation der Forstbetriebe die Frage zu stellen, ob mittel- bis langfristig die Existenz der Forstbetriebe gefährdet ist.

1.6 Gegenüberstellung des ursprünglich geplanten Vorgehens zum tatsächlichen Vorgehen

Der Projektantrag sah ursprünglich vor, dass konkrete Förderziele und darauf abgestimmte waldbauliche Strategien für konkrete Forstbestände bzw. Forstorte von den naturwissenschaftlichen Projektpartnern formuliert werden. Hierfür sollten die Opportunitätskosten ermittelt werden, die dann der Bedeutung gegenübergestellt werden sollte, die den jeweiligen Einzelmaßnahmen aus naturwissenschaftlicher Sicht zur Erfüllung des Oberzieles „Schutz der biologischen Vielfalt im Wald“ zugerechnet werden.

Anhand der Fallstudie „Südostholstein“ sollten für diese Region standort- bzw. regionenspezifisch die betriebswirtschaftlichen Bewertungsergebnisse der Schutzmaßnahmen mit den in der selben Region erhobenen Zahlungsbereitschaft kontrastiert werden.

Das ursprüngliche Projektziel konnte nicht voll realisiert werden, da die hierfür erforderlichen naturwissenschaftlichen Kenntnisse erst im Laufe dieses Gesamtprojektes zusammengetragen wurden. In Abänderung des ursprünglichen Projektauftrages wurde deshalb unter Abstimmung mit den beteiligten Projektpartnern und dem BMVEL ein alternatives Vorgehen gewählt. Danach wurden für bestimmte Maßnahmenfelder Modellrechnungen durchgeführt. Die gewonnenen Ergebnisse wurden dann anhand von Beispielbeständen des Forstamtes der Hansestadt Lübeck auf ihre Relevanz hin überprüft.

2 Sozioökonomische Bewertung von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt der Wälder in Deutschland (volkswirtschaftlicher Teil)

MARKUS KÜPKER

2.1 Ziele und Aufgabenstellung des Teilprojekts Ökonomie (Volkswirtschaftlicher Teil)

Während drei naturwissenschaftliche Teilprojekte¹ im Rahmen des Verbundprojekts „Zur biologischen Vielfalt der Wälder in Deutschland“ (unter Beteiligung der Universitäten Hamburg und Göttingen sowie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg) geeignete Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in Wäldern erarbeiten, verfolgt das volkswirtschaftliche Arbeitsgebiet des ökonomischen Teilprojekts² die Beantwortung der folgenden Fragen:

- Wie beurteilt die Bevölkerung die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Sicherung der biologischen Vielfalt – insbesondere der Ökosystem- und Artenvielfalt – im Wald?
- Wie ist der ökonomische Nutzen solcher Maßnahmen für die Bevölkerung aus volkswirtschaftlicher Sicht zu bewerten?
- Inwieweit bestehen Konflikte mit anderen von der Gesellschaft geforderten Leistungen der Wälder, und wie können diese vermieden bzw. verringert werden? Wie kann die Öffentlichkeit in die Gestaltung von Erhaltungsmaßnahmen einbezogen werden?

Aus naturwissenschaftlicher Sicht wird oftmals eine alleinige naturwissenschaftliche Expertenbewertung als ausreichend angesehen. Um allerdings den gesellschaftlichen Nutzen sozioökonomisch zu ermitteln, ist eine bevölkerungsrepräsentative Befragung notwendig. Denn erst dadurch lassen sich die individuellen Zahlungsbereitschaften errechnen, aus denen der individuelle Nutzen seitens der Bevölkerung aus der Biodiversität in Wäldern ermittelt werden kann.

Hintergrund dieser ökonomischen Betrachtungsweise ist, dass Menschen für die Natur unterschiedliche Präferenzen besitzen können. Der Umgang mit Präferenzen für Umweltgüter

¹ Die naturwissenschaftlichen Projektpartner bearbeiten die Gebiete Waldökosysteme/Artenvielfalt, Autochthonie, Metapopulation/Genfluss

² Das Teilprojekt Ökonomie besteht aus einem betriebswirtschaftlichen Arbeitsteil (Institut für Ökonomie, BFH Hamburg) und einem volkswirtschaftlichen Teil (Ordinariat für Weltforstwirtschaft, Uni Hamburg)

ist dabei analog zu der Art und Weise, in der mit Präferenzen für andere Güter verfahren wird. Sie sind in ihrer subjektiven Natur nach rein private Informationen des jeweiligen Individuums, und der Wert, den Menschen der Natur zuordnen, basiert allein auf individueller Entscheidung. Für die exogene Bewertung aus ökonomischer Sicht gelten somit die Grundsätze des methodologischen Individualismus. Aufgrund des vielfachen Verwendungskonflikts um die Ressourcen eines Umweltgutes wäre es nicht möglich, dass ein Ökonom oder Ökologe allein über die Ressource Wald entscheidet, es sei denn, dass diese Grundsätze zugunsten eines „wohlwollenden ökologischen Diktators“ aufgegeben werden sollten (WEIMANN, 1999).

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es, eine sozioökonomische Bewertung von biologischer Vielfalt in Wäldern vorzunehmen, indem die Akzeptanz und der Nutzen aus diesen Maßnahmen für die Bevölkerung ermittelt sowie potentielle Konflikte mit anderen Waldleistungen dargestellt werden.

2.1.1 Aufgaben der Ökonomie

Die Ökonomie setzt sich zur Aufgabe, die Aktivitäten der Menschen so zu gestalten, dass sie ihre materiellen Bedürfnisse in einer durch Knappheiten gekennzeichneten Welt befriedigen können. Diese Aktivitäten schließen auch die Nutzung der Umwelt mit ein. Die Realisierung von Maßnahmen im Rahmen des Umwelt- und Naturschutzes ist mit Kosten verbunden. Diese Kosten umfassen den alternativen Einsatz von knappen Ressourcen etwa in bezug auf Arbeit, Kapital und Technik. Der Schutz der natürlichen Ressource „Biologische Vielfalt von Wäldern“ kann bedeuten, dass eine anderweitige (wirtschaftliche) Nutzung in Form der Holzproduktion beispielsweise nicht oder nur eingeschränkt möglich ist. Die Opportunitätskosten³ des Schutzes dieser biologischen Ressource stellen somit den (gesellschaftlichen) Wert der entgangenen Alternativen dar. Ökonomisch bedeutsam werden diese Schutzmaßnahmen dann, wenn der hieraus zu erwartende Nutzen größer ist als die entgangenen Erträge des alternativen Ressourceneinsatzes (also hier: der Holzproduktion).

Während die Kosten entsprechender Maßnahmen in den Forstbetrieben anfallen, kommt ihr Nutzen nicht in erster Linie den Forstbetrieben zugute, sondern denjenigen, die die Schutzleistungen in Anspruch nehmen. Ohne eine Honorierung dieser Schutzleistungen bestehen somit für Forstbetriebe keine wirtschaftlichen Anreize, den Schutz biologischer Vielfalt in Wäldern gegenüber ertragreicheren Nutzungen zu favorisieren. Da es aber gleichzeitig Forderungen an das Leistungsspektrum der Wälder gibt (etwa hinsichtlich der

³ Opportunitätskosten spiegeln die wahren wirtschaftlichen Kosten einer Sache wider, wie sie aus der verpassten Gelegenheit (beispielsweise aus dem Verzicht auf Holzproduktion) bestehen (FOLDVARY, 2000).

Holznutzung, der Freizeitgestaltung wie Erholung, Sport, etc.), die in Konkurrenz zum Schutz der biologischen Vielfalt stehen können, sind Nutzungskonflikte vorprogrammiert.

Bei Bestandsaufnahmen zur Behandlung des Themas „Biodiversität“ treten z. T. erhebliche Divergenzen an Wahrnehmungen, Begriffen und theoretischen Systematisierungen zu Tage. Im Interesse der praktischen Ziele der Politik bei der Erhaltung der Vielfalt des Lebendigen (also der Biodiversität) können diese Divergenzen nicht unbeachtet bleiben. Unklarheiten bei der adäquaten Beschreibung der mit „Biodiversität“ gemeinten Schutzgüter gilt es durch interdisziplinäre Anstrengung zu überwinden, damit die politische und gesellschaftliche Diskussion auf einer tragfähigen Grundlage stattfinden kann. Nur eine klare Begriffsdefinition⁴ kann eine ausreichende Grundlage sowohl für wissenschaftliche Forschungsprogramme als auch für die Rechtfertigung politischer Handlungsweisen sein (z.B. zur Erhaltung der Arten; vgl. GUTMANN & JANICH, 2001).

Der aus dem Ausdruck „biological diversity“ entstandene Kurzbegriff „Biodiversität“ ist geprägt worden, um einer breiten Öffentlichkeit den globalen Verlust von biotischer Vielfalt bewusst zu machen, die wissenschaftlichen, politischen und sozioökonomischen Dimensionen zu verdeutlichen und gleichzeitig politischen Einfluss zu gewinnen. Mit der zunehmenden Verwendung in der Naturwissenschaft und in der politischen Agenda steht der Begriff im Zentrum nationaler und internationaler Umweltpolitik (Übereinkommen über die biologische Vielfalt der Konferenz der UNCED von Rio de Janeiro 1992)⁵.

Zu diesem Zweck und um die biologische Vielfalt messen und bewerten zu können sind Indikatoren als Instrumente zur Darstellung der komplexen Zusammenhänge notwendig. Diese Indikatoren⁶ dienen der Kommunikation und der richtungsweisenden Politiksteuerung ebenso wie der Evaluation der hieraus resultierenden Entscheidungsfolgen. Sie werden benötigt, um die relevanten Sachverhalte zu vereinfachen und um politische Entscheidungen voranzutreiben (SPANGENBERG 1999).

Unter Wissenschaftlern ist es allerdings strittig, welche Elemente aus dem umfangreichen Sortiment der Biodiversität für die jeweilige Fragestellung am zweckmäßigsten sind und welche Maße zur Erfassung hierfür geeignet erscheinen. Biodiversität erfasst Vielfalt auf der Ebene der Gene, der Arten (bzw. Populationen) und der Ökosysteme. Daneben gibt es ökologisch-funktionale Prozesse (sog. Sphären), die sich innerhalb jeder dieser Ebene wiederfinden: die Komposition (Beschreibung der

⁴ Z.B. die „Vilmer Thesen zur Biodiversität“ (PIECHOCKI et al., 2003).

⁵ Überblick zur Entstehungsgeschichte des Begriffs „Biodiversität“ vgl.: PIECHOCKI (2002) und FLITNER (1999).

⁶ Im Bereich der Biodiversitätskonvention gibt es Versuche, sich auf international geltende Indikatoren zu einigen (vgl. hierzu KORN, 1999) sowie Vorschläge zu konkreten Indikatoren, z.B. in der Forstwirtschaft (vgl. SPANGENBERG, 1999).

Einzelelemente), die Struktur (räumliche Verteilung) und die Funktionen (Wechselwirkungen innerhalb des Systems). Somit besitzt das Konzept „Biodiversität“ einen sehr hohen Bedeutungsumfang, kann die Komplexität der Natur annähernd abbilden und ist gleichzeitig operational, da es eine an die Fragestellung angepasste Selektion von Indikatoren erlaubt.

Vor diesem Hintergrund werden zunächst die Elemente bestimmt, die aus naturwissenschaftlicher Sicht für den Erhalt und für die Förderung der Biodiversität bedeutend sind, bevor die eigentliche Bewertung vorgenommen wird. Denn für eine fundierte Politikberatung sind pragmatische Konzepte unerlässlich, so dass in der vorliegenden Arbeit konkrete Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in Wäldern die Grundlage für die sozioökonomische Bewertung bilden. Demzufolge wurde innerhalb des Verbundprojekts seitens des Teilprojekts Ökonomie in Zusammenarbeit mit den Projektpartnern Maßnahmen ausgearbeitet und konkretisiert, die aus naturwissenschaftlicher Sicht zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität in Wäldern für erforderlich erachtet werden. Die ausgearbeiteten Maßnahmen bilden die Grundlage für eine realistische Situationsbeschreibung von Umweltzuständen mit den daraus resultierenden Umweltwirkungen. Diese Informationen zur Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern bilden den Hauptbestandteil der Befragung, mit der die Akzeptanz der Maßnahmen ermittelt wird.

Die einzelnen Maßnahmen werden zu einem Bündel zusammengefasst, und für dieses konkrete Maßnahmenbündel (im folgenden „Programm“ genannt) gilt es zudem, den Nutzen für die Bevölkerung zu ermitteln – sowohl bundesweit als auch für Schleswig-Holstein (sh. Kap. 2.2.2). Aus ökonomischer Sicht stellt das Untersuchungsobjekt – der Schutz der biologischen Vielfalt in Wäldern – eine Leistung dar, die Charakteristika eines öffentlichen Gutes aufweist. Da die Schutzleistungen (die aus den hier erörterten Maßnahmen resultieren) nicht marktgängig sind, erfolgt ihre Bewertung nicht über Preise wie bei privaten Gütern, sondern über eine hierfür zur Verfügung stehende Methode der Umweltökonomie: über die Kontingente Bewertung mittels Befragung (sh. Kap. 2.2).

2.1.2 Planung und Ablauf

Im Rahmen mehrerer Arbeitstreffen der vier Teilprojekte und bei einer Besprechung mit den Mitarbeitern der Revierförsterei Behlendorf konnten die relevanten Fragen zwischen den Teilprojekten geklärt werden, die die Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität betreffen, und die den Hauptteil der Befragung ausmachen. Dazu wurden u.a. ein Dialogpapier und ein Stichprobenstrategiepapier entwickelt (sh. Anhang). Aufgrund dieser Ergebnisse und des Abschlußberichts des Vorgängerprojekts (Stichwort: Artenvielfalt) vom 1.10.96-30.9.99 (Az.: 514-33.62/96HS003) wurden die bisher entwickelten Schutzmaßnahmen zur Erhaltung und

Förderung der Biodiversität für die ökonomische Bewertung zusammengefasst und präzisiert. Um diese Maßnahmen allgemeinverständlich für die Befragung zu formulieren, wurden in Zusammenarbeit mit den Projektpartnern Fragen hinsichtlich des Erläuterungs- und Konkretisierungsbedarfs unter den Aspekten der Nachhaltigkeit und der Selbstregulation der betreffenden biologischen Ressource geklärt (sh. Anhang). Auf dieser Grundlage und der anschließenden Präzisierung konnten die Maßnahmen in die Befragung integriert werden, um darauf aufbauend die Methode der Kontingenten Bewertung anzuwenden (sh. Kap. 2.2.1).

Im Rahmen der Durchführung einer Vorstudie (Pretest) war es möglich, potentielle Quellen von Fehlern und Missverständnissen in der Formulierung der Fragen und der Programmbeschreibung bereits im Vorfeld der eigentlichen Hauptbefragung aufzudecken. Entsprechend des Pretests wurden die Fragebögen, wo nötig, für die Hauptbefragung modifiziert. Die repräsentative Befragung wurde von einem professionellen Unternehmen in Schleswig-Holstein und im Bundesgebiet durchgeführt.

2.1.3 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Mit dieser Arbeit über die ökonomische Bewertung von Biodiversität in Wäldern Deutschlands wurde weitgehend Neuland betreten. In Deutschland leistet die akademische Umweltökonomie einen vergleichsweise geringen Beitrag zur Bewertungsdiskussion, da es zum Teil großen Widerstand gegen die Idee gibt, Landschaften und Umwelt allgemein in monetären Einheiten zu bewerten.⁷ Im Vordergrund dieser Untersuchung steht primär die Schaffung einer breiten Grundlage für die politische und gesellschaftliche Diskussion im Rahmen der Politikberatung.

Die Frage nach dem ökonomischen Wert der biologischen Vielfalt führt zunächst zu der vorgelagerten Frage, wodurch sich der ökonomische Wert eines Gutes⁸ bestimmt. Der Wert allgemein beschreibt die Präferenz (Interesse, Wichtigkeit, Dringlichkeit) einer Person an (oder für) etwas. Werte werden stets vom Menschen bestimmt und Menschen zugeordnet. Bei Werten, die Menschen der Umwelt zuschreiben – den Umweltwerten –, unterscheidet man drei Wertebenen (vgl. BERGEN, 2001): Der Nutzen als Ausdruck individueller Präferenzen, das Gemeinwohl als Ausdruck gesellschaftlicher Präferenzen und die Natur in ihren natürlichen Prozessen und Systemen. Während die Naturwissenschaften die Wertebene Natur (Zuordnung von „Eigenwerten“ der Natur durch Experten) und die Rechts- und

⁷ Zu Ursachen der geringen Akzeptanz der ökonomischen Umweltbewertung vgl. PRUCKNER (2001).

⁸ Nach MENGER (1934, S. 3 ff.) erlangt eine Sache Güterqualität dadurch, indem vier Voraussetzungen zusammentreffen: 1. Ein menschliches Bedürfnis; 2. Vorhandensein von Eigenschaften an der Sache, um das menschliche Bedürfnis befriedigen zu können; 3. Erkennen dieses Kausal-Zusammenhangs durch den Menschen; 4. Verfügung über die Sache, um es der Befriedigung des Bedürfnisses zuzuführen.

Sozialwissenschaften die Wertebene „Gemeinwohl“ (Aufstellen von Regeln kollektiven Wohlverhaltens) in den Vordergrund stellen, beschäftigen sich die Wirtschaftswissenschaften mit der Wertebene des Nutzens, d.h. mit der Erfassung der Wertschätzung eines Gutes, aus dem eine einzelne Person Nutzen zieht. Die heutige neoklassische Ökonomie bedient sich einer subjektiven Wertlehre, wobei sich der Wert eines Gutes letztlich aus dem Nutzen ableitet, den es einem Individuum stiftet. Die jeweiligen individuellen Bewertungen drücken sich in einer entsprechenden Zahlungsbereitschaft (bzw. Nachfrage) für das Gut aus. Diesen Zahlungsbereitschaften steht eine Angebotsbereitschaft der Produzenten gegenüber, die sich letztlich an den Grenzkosten der Herstellung des jeweiligen Gutes orientiert. Auf funktionierenden Märkten bilden sich durch das Aufeinandertreffen von Angebot und Nachfrage Preise, die dafür sorgen, dass nur jene in den Genuss eines Gutes kommen, deren Wertschätzung für das Gut mindestens den Grenzkosten für seine Produktion entspricht. Diese Preise können als Maßstab für den Wert der Güter herangezogen werden. Für Güter, die nicht am Markt gehandelt werden, existieren keine Preise; sie würden bei rein marktwirtschaftlich ausgeprägten Allokationsentscheidungen vernachlässigt werden. Dies gilt vielfach für die unterschiedlichen Elemente der „Biodiversität“, und ihre weltweite Reduktion ist zum Teil auf eben diese Problematik zurückzuführen (vgl. hierzu SWANSON, 1994).

Dieses Problem aus ökonomischer Sicht anzugehen, erfordert, die entsprechenden Güter monetär zu bewerten und entsprechend in die Allokationsentscheidungen zu integrieren. Dieser Ansatz stößt bei Nicht-Ökonomen auf fundamentale Kritik. Sie hinterfragen vielfach, ob denn biologische Vielfalt überhaupt im Geldmaßstab bewertet werden darf.⁹ Das Anliegen ökonomischer Bewertung liegt jedoch nicht in der Angabe eines absoluten Wertmaßstabes, sondern in der Möglichkeit, in spezifischen Entscheidungssituationen aufzuzeigen, worin die Kosten und Nutzen der jeweiligen Entscheidung entstehen. Beispielsweise ist für Entscheidungen nützlich zu wissen, dass der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt, und damit der Wert der Erhaltung einer bestimmten Waldfläche größer sein kann als der Wert einer alternativen, destruktiven Landnutzung. Damit können neben möglichen ethischen Gründen gewichtige ökonomische Argumente für die Erhaltung des Waldes bestehen (LERCH, 1999).

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt die Nutzenermittlung mit Hilfe der Kontingenten Bewertung auf der Grundlage einer Befragung (sh. Kap. 2.2.2).

In methodischer Hinsicht konnte bei der Verwendung der kontingenten Bewertungsmethode in der Befragung und bei der Ausgestaltung der Fragebögen an Arbeiten des Instituts

⁹ zur Begriffsbestimmung instrumenteller, intrinsischer und inhärenter Werte zur biologischen Vielfalt vgl. Lerch (1999).

für Ökonomie der BFH angeknüpft werden. Dies betraf die Durchführung von focus-group Befragungen und des Pretests ebenso wie die Wahl des Zahlungsverkehrsmittels und das Design der Bezahlkarte (vgl. ELSASSER, 1996; ELSASSER & MEYERHOFF, 2001a, sh. Kap. 2.2.2).

2.2 Material und Methoden

Bevor auf konkrete Methoden zur ökonomischen Bewertung näher eingegangen und deren Anwendbarkeit in Bezug auf die biologische Vielfalt untersucht wird, muss zunächst erörtert werden, in welchen Kategorien Biodiversität einen Wert für Individuen darstellt.

Der ökonomische Wert einer natürlichen Ressource setzt sich sowohl aus nutzungsabhängigen Wertschätzungen (sog. Gebrauchswerte) zusammen, als auch aus Wertschätzungen, die unabhängig von jeder Form der direkten Nutzung bestehen (sog. Nichtgebrauchswerte). Gebrauchswerte sind solche Werte, die dadurch entstehen, dass Individuen ein Gut direkt nutzen, wie z.B. den Wald zu Erholungszwecken. Demgegenüber stiften Nichtgebrauchswerte auf indirektem Wege Nutzen für den Einzelnen. So entsteht z.B. ein Existenzwert für eine Person dadurch, dass sie aus dem bloßen Vorhandensein einer einzelnen Art Nutzen zieht, möglicherweise ohne jemals diese Art gesehen zu haben. Beim Optionswert kann ein Nutzen daraus erwachsen, dass heute noch unbekanntes Nutzungsmöglichkeiten des Waldes in der Zukunft realisiert werden können, beispielsweise die Nutzung der biologischen Vielfalt des Waldes als Gen-Pool. Andererseits kann die indirekte Wertschätzung auch darauf basieren, Nutzungsmöglichkeiten an die Nachkommen – als Vermächtniswert – weiterzuerben.

Der Nutzen, der mit dem Gebrauch eines Gutes in Verbindung gebracht wird, hinterlässt bei *privaten* Gütern anhand des Verhaltens von Wirtschaftssubjekten auf dem Markt „Spuren“ in Form von Markttransaktionen. Der Preis, den ein Individuum für ein Gut bezahlt, stellt bei funktionierenden Märkten eine untere Schranke für die Wertschätzung dieses Gutes dar, weil es dieses Gut – bei rationalem Verhalten – ansonsten nicht konsumieren würde. Da Umweltgüter nicht auf Märkten gehandelt werden, existiert für sie kein solcher Preis. Deshalb lässt sich der Nutzen, der durch den Gebrauch von Gütern entsteht, nicht durch Marktbeobachtung ermitteln, und offenbarte Präferenzen können somit hier nicht zur Wertermittlung herangezogen werden. Solche Umweltgüter haben die Charakteristik sogenannter öffentlicher Güter; denn ihnen fehlen zwei grundlegende Eigenschaften, die privaten Gütern eigen sind (ARNOLD, 1992):

- die Möglichkeit des Nutzungsausschlusses (wenn z.B. ein potentieller Nutzer die Zahlung für die Inanspruchnahme verweigert),

- die Rivalität in der Nutzung, die bedingt, dass das in Anspruch genommene Gut nicht gleichzeitig durch mehrere Wirtschaftseinheiten genutzt werden kann.

Daher ist es für die Bewertung notwendig, sich auf eine Methode zu stützen, die ein Maß für die Wertschätzung der Individuen direkt erfragt. Das leistungsfähigste Instrument, das Bewertungen für Umweltgüter aus Nutzersicht ermittelt, ist die Kontingente Bewertungsmethode, die sowohl die Messung von Gebrauchs- als auch von Nichtgebrauchswerten ermöglicht.

2.2.1 Kontingente Bewertungsmethode

Das Grundprinzip der KBM (im englischen: Contingent Valuation Method) besteht darin, auf dem Wege über Bevölkerungsbefragungen die nicht existierenden Märkte für Umweltgüter zu simulieren. Von dem hypothetischen Nachfrageverhalten des Konsumenten wird sodann auf seine Präferenzen bezüglich des Umweltguts geschlossen. Der hypothetische Markt wird für den Konsumenten im Rahmen eines Interviews entworfen, in dessen Verlauf ihm zunächst alle für die Bewertung des fraglichen Umweltgutes wesentlichen Informationen vermittelt werden. Sodann wird der Respondent vom Interviewer über die Zahlungsmodalitäten (in dieser Untersuchung eine jährliche Zahlung in einen Fonds) und über den Zusammenhang zwischen der von ihm geäußerten Zahlungsbereitschaft einerseits und der Wahrscheinlichkeit, dass das zu bewertende Umweltprogramm auch tatsächlich realisiert wird, andererseits aufgeklärt. Schließlich wird der Befragte gebeten, auf der Basis der ihm zur Verfügung gestellten Informationen anzugeben, welchen Preis er für die Inanspruchnahme des „Komplettangebots“ – in Form der Durchführung des Programms – zu zahlen bereit wäre, wenn er es auf einem realen Markt nachfragen würde.




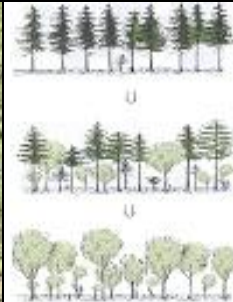
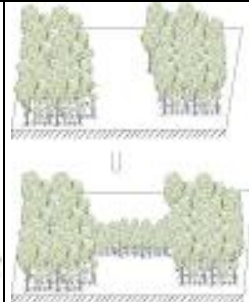
Zentrale Elemente zur Ermittlung des Nutzens unter Verwendung der KBM im Rahmen der vorliegenden Befragung sind:

- Bewertung der *Veränderungen* des Umweltzustandes (d.h.: Vergleich zwischen der aktuellen und der angestrebten Umweltsituation),
- *umfassende* Bewertung der Veränderungen (d.h.: sowohl der gewünschten umweltqualitätsverbessernden Änderungen als auch der möglichen unerwünschten Folgen).

Ein Merkmal bei der Beschreibung des hypothetischen Marktes mit den einhergehenden Umweltwirkungen ist, dass es sich um die Durchführung eines Programms handelt, dessen Verwirklichung für die Zukunft geplant ist, so dass der Interviewte die Auswirkungen des Programms und der hiervon betroffenen Umweltgüter – im Unterschied zu den alltäglichen

Gütern – nicht ansehen kann. Zudem wird der Proband mit einem Gut konfrontiert, mit dem er in seinem Alltag keinen Umgang hat, so dass zudem nicht von früheren Erfahrungen mit diesem Gut profitiert werden kann. Somit hängt die „Attraktivität“ des Programms und damit seine Bewertung durch die einzelnen Haushalte entscheidend von seiner konkreten Ausgestaltung ab, die es den Befragten zu vermitteln gilt. Die einfachste Methode zur Darstellung des Programms besteht in der verbalen Beschreibung. Um das Abstraktionsniveau niedrig zu halten, zur besseren Verständlichkeit und zur Veranschaulichung während der Beschreibung des Programms werden für das Interview Skizzen eingesetzt (s. Abbildung 5).

Abbildung 5: Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in Wäldern

				
Erhalt von Totholz	Verringerung der Wilddichte	Einrichtung von Schutzgebieten	Umbau von Nadelwald zu Laub- und Mischwald	Vernetzung fragmentierter Bestände

Quelle: Eigene Darstellung

In der vorliegenden Untersuchung werden in der Befragung zunächst die jeweiligen Grade der Zustimmung zu den fünf Maßnahmen sowie des Programms insgesamt ermittelt. Es werden sodann die Personen danach befragt, ob sie die geplanten Veränderungen des Waldes einschließlich der hieraus resultierenden Umweltwirkungen insgesamt akzeptieren oder ablehnen. Hieran schließen sich Bewertungsfragen zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft an: Befürworter werden nach ihrer Zahlungsbereitschaft für die Durchführung des geschilderten Programms befragt, ablehnende Personen andererseits nach ihrer Zahlungsbereitschaft zur Verhinderung dieses Programms.

Bei der Anwendung der KBM ist ein Instrumentarium notwendig, das für die Abwicklung des hypothetischen Programms innerhalb der Marktsimulation sorgen kann, ein sog. „Zahlungsvehikel“. Es stellt im Rahmen dieser Befragung einen Fonds dar, in den alle diejenigen einzahlen, die die Durchführung des Programms befürworten (sh. Anhang Fragebögen 1 & 2, Fragen P1-P6a). Umgekehrt können die ablehnenden Personen des Programms in einen entsprechenden Fonds einzahlen, um die Durchführung dieses Programms zu verhindern (sh. Anhang Fragebögen 1 & 2, Fragen C1-C6a). Dieser Fonds

wurde zur Verdeutlichung des Zusammenhangs zwischen Zahlungsbereitschaft einerseits und der Realisierung des Programms andererseits mit einer Rückzahloption versehen, um das Vehikel anreizkompatibel zu gestalten. Das Programm würde unter der Bedingung durchgeführt werden, falls die Summe aller individuellen Zahlungsbereitschaften ausreichend hoch sein würde. Für den Fall, dass mangels Beteiligung nicht genügend Geld zusammen käme, würde das Geld wieder zurückgezahlt werden, und das Programm würde nicht realisiert werden. Im Rahmen der Befragung wurde das Zahlungsverfahren wie folgt beschrieben (s. Übersicht 1):

Übersicht 1: Fragen zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft

Frage zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft unter Verwendung der Fonds-Idee für die Durchführung des Programms

Die Durchführung dieses Programms kostet Geld. Für die Frage der Finanzierung haben wir folgenden gedachten Fall entwickelt: Stellen Sie sich bitte vor, daß die Finanzierung aus einem Fonds erfolgt, in den alle die etwas einzahlen, die für die Verwirklichung dieses Programms sind. Das Programm würde durch die Forstbetriebe durchgeführt und einzig und allein aus den Mitteln des Fonds bezahlt. Dieser Fonds funktioniert nach dem „Entweder/Oder-Prinzip“: Entweder es kommt genügend Geld zusammen, damit das Programm durchgeführt werden kann, oder das gesammelte Geld reicht nicht aus für die vorgesehenen Maßnahmen. In diesem Fall würde das Programm nicht durchgeführt und jeder Befürworter des Programms bekäme sein eingezahltes Geld wieder zurück: Was wären Sie für Ihren Haushalt unter diesen Voraussetzungen im Höchstfall bereit, pro Jahr in einen solchen Fonds einzuzahlen?

Frage zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft unter Verwendung der Fonds-Idee für die Verhinderung des Programms

Sie sind gegen die Durchführung eines solchen Programms. Wir haben nun folgenden gedachten Fall entwickelt: Angenommen, die Durchführung dieses Programms wäre aber beschlossen und könnte nur dadurch verhindert werden, dass den Forstbetrieben, die das Programm durchführen wollen, eine Art Entschädigung für den Verzicht auf das Programm gezahlt wird. Stellen Sie sich dazu bitte vor, daß zur Verhinderung der besprochenen Maßnahmen ein Fonds eingerichtet wird, in den alle die etwas einzahlen, die gegen dieses Programm sind. Aus den Mitteln des Fonds wird die Entschädigung für die Forstbetriebe bezahlt. Dieser Fonds funktioniert nach dem „Entweder/Oder-Prinzip“: Entweder es kommt genügend Geld zusammen, damit die Forstbetriebe entschädigt werden und das Programm damit verhindert werden kann, oder das gesammelte Geld reicht nicht aus, um die Forstbetriebe zu entschädigen. In diesem Fall würde das Programm wie geplant durchgeführt, und jeder Gegner des Programms bekäme sein eingezahltes Geld wieder zurück: Was wären Sie für Ihren Haushalt unter diesen Voraussetzungen im Höchstfall bereit, pro Jahr in einen solchen Fonds zur Verhinderung des Programms einzuzahlen?

Quelle: Eigene Darstellung (sh. Fragen P1 und C1, Anhang Fragebögen)

Gegen die Methode der Kontingenten Bewertung werden zahlreiche Kritikpunkte vorgebracht, die sich auf die Zuverlässigkeit der ermittelten Wertschätzungen und der angewandten Verfahren beziehen. Die kritischen Einwände reichen von der hypothetischen Fragesituation über strategisches Verhalten der Respondenten, auftretende „embedding-Effekte“, frage-

bogenspezifische Verzerrungen bis hin zur generellen Einschätzung, dass die abgeleiteten Ergebnisse zur ökonomischen Theorie nicht konsistent seien.¹⁰

Eine wesentliche Stärke in der Anwendung der KBM liegt darin, dass sie im Vergleich zu anderen Methoden (z.B. Reisekosten-Methode) in der Lage ist, Nichtgebrauchswerte überhaupt zu erfassen. Eine Vernachlässigung der Nichtgebrauchswerte würde zu einer systematischen Unterbewertung von Umweltgütern führen, da der reine Gebrauchswert von Umweltgütern nur einen geringen Teil des Gesamtwertes ausmacht, welcher der Umwelt seitens der Bevölkerung beigemessen wird. Somit ist die einzig brauchbare Methode zur Erfassung sämtlicher Wertschätzungen die KBM, und die Anwendung dieses Verfahrens ist zu diesem Zwecke sinnvoll und notwendig (AHLHEIM, 1995).

2.2.2 Befragung

Um den Grad der Akzeptanz zu den Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität beurteilen zu können, und um einen effizienten Instrumenteneinsatz für die Förderung von Biodiversität im Sinne der Allgemeinheit zu gewährleisten, sind Informationen darüber notwendig, wie hoch der Nutzen der Maßnahmen für diese Allgemeinheit bzw. für Teile der Allgemeinheit ist. Der Aufbau des Fragebogens gliedert sich in vier Hauptbestandteile:

- 1. Biodiversität:** Beschreibung der einzelnen Maßnahmen 1-5 und des Programms für die Ermittlung der Akzeptanz (s. Übersicht 2 im folgenden),
- 2. KBM:** Ermittlung der positiven bzw. negativen Zahlungsbereitschaft zur Durchführung bzw. Ablehnung des Programms (s. Anhang Fragebögen 1 & 2, Fragen P1-P6a bzw. C1-C6a),
- 3. Allgemeiner Teil:** Fragen zum Umweltbewusstsein, Umweltverhalten, Umwelteinstellung allgemein und speziell zum Programm (s. Anhang Fragebögen 1 & 2, Fragen A1-A18),
- 4. Personenbezogene Daten:** Erfassung der soziodemographischen Kennzahlen der befragten Personen (sh. Anhang Fragebögen 1 & 2, Fragen S1-S9).¹¹

Neben den bereits beschriebenen Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität und der Verwendung der Methode (KBM), die den wesentlichen Bestandteil der Befragung bilden, kommen im Allgemeinen Fragenteil Fragen aus dem Bereich sozialpsychologischer Theorien zum Einsatz, und im letzten Teil werden soziodemographischen Kennzahlen erfasst (sh. Anhang Fragebögen 1 und 2, Fragen S1-S9).

¹⁰ Zu Methodenfragen vgl. BATEMAN & WILLIS (2001); BECKENBACH ET AL. (2001); ELSASSER & MEYERHOFF (2001a); ENNEKING (1999); PRUCKNER (1995); WAGNER (2000); zur Diskussion der kritischen Einwände und Methodenfragen vgl. AHLHEIM (1995), HAUSMAN (1993), PRUCKNER (1995); zu Methoden der Wohlfahrtsmessung vgl. AHLHEIM (1995), BECKENBACH et al. (1999), SCHNEIDER (2001).

¹¹ hierzu auch die Ergebnisse der beiden Untersuchungsräume im Anhang

Die in Zusammenarbeit mit den naturwissenschaftlichen Projektpartnern präzisierten Maßnahmen erfordern für die Befragung eine umfassende Beschreibung sowohl der erwarteten Veränderungen (z.B. Förderung der natürlichen Dynamik durch Einrichtung von Schutzgebieten) als auch der damit verbundenen nutzungsrelevanten Wirkungen (z.B. Betretensverbot des Schutzgebietes). Um gesicherte Präferenzen und somit Kenntnisse über die Akzeptanz der Maßnahmen zu gewinnen, waren folgende Voraussetzungen bei der Vermittlung und Beschreibung der Maßnahmen in der Befragung zu beachten:

- **Informiertheit der Befragten:** Um verzerrte Ergebnisse zu vermeiden, müssen die Befragten hinreichend informiert werden. Die von naturwissenschaftlicher Seite vorgeschlagenen Maßnahmen und deren Auswirkungen bedürfen der Beschreibung in einer sprachlich angemessenen Weise, die die Befragten nicht überfordert und zeitlich nicht allzu sehr strapaziert. Deshalb ist eine vermittelbare und repräsentative Auswahl der geplanten Maßnahmen zu treffen.
- **Zuordnungsfehler:** Da Zahlungsbereitschaften nicht grundsätzlich additiv sind, ist der Bezug zur Betrachtungsebene wichtig. Bei der Bewertung des Gutes wird den Befragten beschrieben, auf welcher Aggregationsebene die Beurteilung vorgenommen wird. Somit findet eine Aufteilung der Befragung auf Bundesebene und der Ebene in Schleswig-Holstein statt, um Unterschiede in der klein- und großräumigen Bewertung herauszuarbeiten.

Da das Wissen über Biodiversität in der Bevölkerung nicht sehr verbreitet ist (FRÖR, 2003), würde das Bereitstellen umfangreicher Informationen zum Zeitpunkt des Interviews die Ausgangslage der Befragten verändern. Werden umgekehrt jedoch wesentliche Zusammenhänge außer acht gelassen, würde die Biodiversität unterbewertet, und man würde nicht zu einer optimalen Bewertung gelangen. HANLEY et al. (1995) zeigten, dass mehr Informationen zu einer signifikant höheren Zahlungsbereitschaft führen, solange es nicht zu einem sog. *information overload* kommt, d.h. solange die Befragten kognitiv nicht überfordert werden. Somit kommt es darauf an, eine optimale Menge an bereitgestellter Informationen zu finden, um eine adäquate Bewertung durch die Befragten zu erhalten.

Darüber hinaus kann es zu Verzerrungen der Ergebnisse infolge der Form der Bewertungsfrage, durch strategisches Verhalten der Befragten, durch Aversion gegenüber dem Zahlungsverkehr oder durch die Anwesenheit des Interviewers kommen. Durch ein sorgfältig durchdachtes und zuvor getestetes Konzept können jedoch diese Verzerrungen im Vorfeld analysiert und somit entschärft werden (CARSON et al., 2001).

Daher wurden vor der eigentlichen Durchführung der Hauptbefragung die Fragebögen während der Entwicklungsphase im Rahmen von focus-group-Befragungen (initiierte Gruppenbefragungen) und eines Pretests (eine Vorstudie, die vom Befragungsunternehmen durchgeführt wurde; vgl. 1. Zwischenbericht 12/01) empirisch getestet. Aus den gewonnenen Erfahrungen und Erkenntnissen zur Akzeptanz, Verständlichkeit und Relevanz des getesteten Szenarios wurden die Fragebögen modifiziert und weiterentwickelt. So wurden beispielsweise Änderungen in der sprachlichen Formulierung vorgenommen und inhaltliche Verständnisschwierigkeiten bei der Beschreibung der Maßnahmen behoben.

Zudem hat sich herausgestellt, dass die Integration einer Frage nach der Bereitstellung finanzieller Mittel für ökologische Leistungen des Waldes durch die Bevölkerung sich als nicht praktikabel erwies. Die kognitive Beanspruchung und die zeitliche Inanspruchnahme der Befragten zum Themenkomplex „Biodiversität“ war bereits sehr stark, und eine zusätzliche komplexe Fragestellung zum Thema „Ökologische Leistungen“ überforderte die Befragten. In diesem Zusammenhang hat sich herausgestellt, dass Kenntnisse über staatliche Leistungserbringung (die im Rahmen der focus-group-Befragung geprüft wurden) zum Teil gar nicht und teilweise nur sehr rudimentär vorhanden sind. Die Komplexität der Thematik und die nur vagen Vorstellungen der Befragten der mit dieser Fragestellung verfolgten Zielsetzung (auch aufgrund eines fehlenden Konzeptes zur Definition „ökologischer Leistungen des Waldes“) zeigten sich u.a. in einer hohen Rückfragequote. Dies verursachte einen übermäßig hohen Aufwand an zusätzlicher Informationsbereitstellung und widersprach dem Grundsatz einer einheitlichen Frageformulierung. Die Erfahrungen aus der Testphase dieser focus-group-Befragungen zeigten, dass die Aufnahme einer Fragestellung zur Bereitstellung finanzieller Mittel für ökologische Leistungen im Rahmen der Biodiversitätsthematik nicht angebracht ist.

Nach der endgültigen Fertigstellung der Fragebögen wurde die repräsentative Befragung in Form einer Haushaltsbefragung von einem professionellen Befragungsunternehmen im Bundesgebiet und in Schleswig-Holstein (Stichprobenumfang: $N_{\text{Bund}}=1003$, $N_{\text{SH}}=1000$) durchgeführt. Mit der persönlichen Befragung wurde das geeigneteste Befragungsverfahren gewählt, da das Interview in der vertrauten Umgebung des Befragten stattfindet (als Haushaltsbefragung); es können die optischen Hilfsmittel zum Einsatz gelangen (Skizzen und Bezahlkarte); und Rückfragen können im gewissen Rahmen gestellt werden. Bei der Untersuchung sollten die Unterschiede in der Bewertung zwischen einer eher kleinräumigen Ebene in Schleswig-Holstein und einer großräumigen, bundesweiten Ebene untersucht werden.

Bei der Beschreibung der Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität wurde im Rahmen der Befragung darauf geachtet, dass diese allgemeinverständlich formuliert wurden, um die Befragten nicht einseitig zu informieren. Dabei wurden im Interview sowohl die erwünschten, umweltqualitätsverbessernden Wirkungen als auch mögliche nicht erwünschte Auswirkungen beschrieben. Nach der prägnanten Beschreibung der Maßnahmen wurden die Befragten nach dem Grad der Zustimmung zur Durchführung aufgefordert. Diese Akzeptanz wird in der Befragung anhand einer Likert-Skala (ordinal von 1-5) eingeordnet. In der folgenden Form wurden sowohl nach der Akzeptanz der einzelnen Maßnahmen als auch nach der Akzeptanz des Programms gefragt (Übersicht 2).

Übersicht 2: Beschreibung der einzelnen Maßnahmen und der Frage zur Akzeptanz des Programms

M1: Die erste Maßnahme sieht folgendes vor: Im Wald werden abgestorbene Bäume nicht mehr entfernt sondern bleiben stehen oder liegen und vermodern. Von insgesamt 100 Bäumen im Wald wären das ca. 4 Bäume. Dadurch finden viele Insekten, Pilze und Vögel zusätzlichen Lebensraum und Nahrung. Der Wald sähe dadurch „ursprünglicher“, aber auch weniger „aufgeräumt“ aus. Inwieweit stimmen Sie dieser Maßnahme zu?

M2: Die zweite Maßnahme sieht vor, die Anzahl der Wildtiere, wie Rehe und Hirsche, zu verringern. Denn diese Tiere nehmen ganz bestimmte Bäume als Futter, und dadurch können nur wenige Baumarten im Wald nachwachsen. Damit das nicht passiert, wird das Wild stärker bejagt als jetzt, und die Tiere werden auch nicht mehr gefüttert. Waldbesucher könnten diese Tiere in freier Wildbahn seltener als heute zu sehen bekommen. Inwieweit stimmen Sie dieser Maßnahme zu?

M3: Die dritte Maßnahme sieht vor, etwa ein Zehntel der Waldfläche ganz aus der Bewirtschaftung heraus zu nehmen. Hier wird kein Holz geerntet, und der Wald bleibt ohne Einfluss des Menschen sich selbst überlassen. Waldbesucher dürfen keine Beeren, Pilzen und Pflanzen sammeln und auch nur die vorgeschriebenen Wege benutzen. Teilweise werden diese Flächen auch umzäunt, und dann ist das Betreten ganz verboten. Inwieweit stimmen Sie dieser Maßnahme zu?

M4: Die vierte Maßnahme sieht vor, daß angepflanzte Nadelwälder langfristig in Laub- und Mischwälder verändert werden. Dies geschieht überall dort, wo von Natur aus Laub- und Mischwälder vorkommen würden. Das macht den Wald stabiler gegen Umwelteinflüsse wie Stürme und Schädlinge. Auch gibt es hier mehr Kräuter, Insekten und Vögel. Allerdings würde das Erscheinungsbild der Wälder insgesamt einheitlicher werden, weil dann viele Nadelwälder aus dem Landschaftsbild verschwinden. Inwieweit stimmen Sie dieser Maßnahme zu?

M5: Die fünfte Maßnahme sieht vor, isolierte Waldbestände durch Anpflanzungen miteinander zu verbinden. Die Bäume können sich dadurch besser natürlich fortpflanzen, und Insekten, Vögel und kleine Säugetiere finden hier zusätzlichen Lebensraum. Dadurch gibt es insgesamt in der Landschaft mehr Wald und weniger offene Fläche. Inwieweit stimmen Sie dieser Maßnahme zu?

Bei der nächsten Frage möchte ich gerne von Ihnen wissen, ob Sie dafür oder dagegen sind. Stellen Sie sich bitte vor, alle diese Schutzmaßnahmen würden zu einem einzigen Programm zusammengefasst, das in ganz Deutschland durchgeführt werden soll. Das könnte dann auch den Wald und das Landschaftsbild in Ihrer unmittelbaren Nähe betreffen. Wären Sie insgesamt gesehen eher für oder gegen die Durchführung eines solchen Programms?

Quelle: Eigene Darstellung (sh. Fragen M1-M5, I, Anhang Fragebögen)

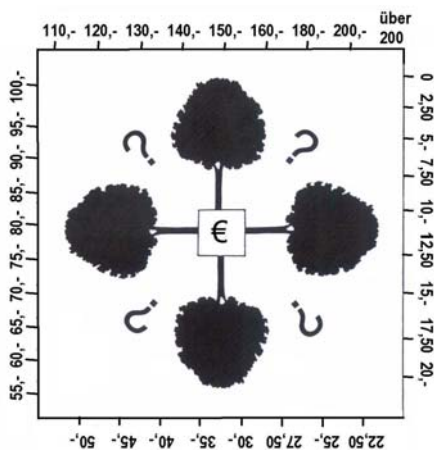
Da in der Befragung sowohl die Durchführung der Maßnahmen im Bundesgebiet als auch in Schleswig-Holstein bewertet wurde, mussten zwei Varianten des Fragebogens konzipiert

werden. Bei der ersten Variante wurde zunächst nach der Bewertung der Maßnahmen bundesweit und anschließend nach der Bewertung der Maßnahmen in Schleswig-Holstein gefragt. Bei der zweiten Variante wurde die umgekehrte Reihenfolge gewählt. Bei der zweiten Variante gibt es eine Besonderheit: Im Gegensatz zur ersten Variante wurde hier nicht automatisch davon ausgegangen, dass die Befragten, die zunächst der Durchführung des Programms in Schleswig-Holstein indifferent gegenüber stehen, auch indifferent gegenüber der Durchführung des Programms im Bundesgebiet seien. Daher wurden diese Personen nicht direkt zum Allgemeinen Fragenteil weitergeleitet (wie im Fragebogen 1), sondern wurden zuvor nach der bundesweiten Bewertung befragt. Diese Besonderheit hängt mit den Unterschieden der Bewertung des klein- und großräumigen Bezugs zum Umweltgut zusammen. Beide Varianten kamen je zur Hälfte in Schleswig-Holstein und bundesweit zum Einsatz, um die Befragten nicht mit einer Bevorzugung der Reihenfolge (Vermeidung des sog. „Reihenfolgeeffektes“) zu beeinflussen.

Da die Befragten a priori keinerlei Preisvorstellung im Hinblick auf Umweltgüter haben (aufgrund fehlender Käuferfahrung dieser Güter), sind die Befragten mit einer völlig neuen „Kaufsituation“ konfrontiert. Damit die Testperson bei der Äußerung eines Preises nicht überfordert wird („Ich habe keine Wertvorstellung“), wird dem Befragten eine sog. Bezahlkarte¹² zur Hilfestellung präsentiert (s. Abbildung 6). Die Höhe der Beträge, die auf dieser Karte abgebildet sind (von 0 - 200 EUR) orientierten sich an den Ergebnissen aus dem Pretest, der 2001 als Grundlage für die Entwicklung der Hauptbefragung durchgeführt wurde. Diese Angaben dienen den Befragten als Orientierungshilfe, so dass der Zahlungskartenansatz zum einen die völlige Beliebigkeit der direkten, unbeschränkten Befragungsmethode und zum anderen das langwierige und zum verfrühten Abbruch verleitende „Herantasten“ an die wahre Zahlungsbereitschaft durch die Versteigerungsmethode vermeidet. Durch die Erfahrungswerte aus dem Pretest wird eine subjektive Beeinflussung durch die Intervallangaben auf der Karte weitgehend vermieden.

¹² zur Verwendung von Bezahlkarten vgl. MITCHEL & CARSON (1981) sowie ELSASSER (1996, S. 24f. & 65ff).

Abbildung 6: Bezahlkarte



Quelle: ELSASSER (1996, S. 67), verändert

Allgemeiner Fragenteil

Bei bisherigen KBM-Bewertungen konnte in Regressionsanalysen oftmals nur ein geringer Teil der Gesamtstreuung der Zahlungsbereitschaft erklärt werden, d.h. die Erklärung der Ursachen für die Höhe der geäußerten Zahlungsbereitschaften war weitgehend unbefriedigend. Neuere Theorien gehen davon aus, dass in den bisherigen empirischen Studien der Einfluss vom individuellen Umweltverhalten und Umweltbewusstsein der Befragten nicht genügend berücksichtigt wurde (vgl. MEYERHOFF, 2003). Aspekte sozialpsychologischer Theorien (vgl. AJZEN & FISHBEIN, 1973), die den Einfluss von umweltbezogenen Einstellungen und Verhaltensweisen erklären könnten, wurden deshalb im Fragebogen (im allgemeinen Teil) mit aufgenommen (sh. Anhang Fragebögen 1 & 2, Fragen A1-A18).

Beispiele für das Spektrum dieser Fragen sind in der Übersicht 3 aufgeführt. Mit den Antworten zu diesen Fragen zum Umweltbewusstsein, Umweltverhalten und Umwelteinstellung lassen sich zusammen mit den Daten der üblicherweise in solchen Befragungen erhobenen soziodemographischen Kennzahlen (z.B. aus der Höhe des Haushaltseinkommens, sh. Anhang Fragebogen 1 & 2: Soziodemographischer Teil, Fragen S1-S9) die Einflüsse auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft feststellen. Berücksichtigt wurden solche Kennzahlen, die als Variablen einen signifikanten Einfluss auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft in ähnlichen KBM-Studien besaßen (vgl. ELSASSER & MEYERHOFF, 2001b) als auch solche Fragen, die in allgemeinen Umweltstudien und KBM-Untersuchungen die Thematik zu Umweltproblemen, Umweltverhalten und Umweltbewusstsein betreffen (vgl. BMU, 2000; KOTCHEN & REILING, 2000; MOISSEINEN, 1999; WIMMER, 1993).

Übersicht 3: Beispiele aus dem Fragenbereich Umweltverhalten und -bewusstsein

Frage A3: Mit den Maßnahmen will man erreichen, daß das Ökosystem Wald gestärkt wird und in einem möglichst natürlichen Zustand erhalten bleibt. Darüber hinaus soll die Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten gefördert werden. Für wie geeignet halten Sie das Programm, um diese Ziele zu erreichen? Sagen Sie mir bitte anhand einer Skala von 1-5, ob Sie es für 1 **sehr geeignet**, oder 5 **überhaupt nicht geeignet** halten. Mit den Werten dazwischen können Sie Ihre Meinung abstufen!

Frage A6: Haben Sie in den letzten 12 Monaten in irgendein Weise etwas für den Umwelt- oder Naturschutz unternommen bzw. sich engagiert (z.B. Teilnahme an einer Unterschriftenaktion, Mitwirken bei Schutzmaßnahmen für bestimmte Tiere oder Pflanzen, Teilnahme an Exkursionen in der Natur)?

Frage A15: Wie würden Sie den Zustand der Wälder als Teil der Natur ...

	sehr gut 1	recht gut 2	mittel- mäßig 3	eher schlecht 4	sehr schlecht 5	(weiß nicht / A. v.)
... insgesamt in Deutschland beurteilen?						
... in Ihrer Stadt, Ihrer Gemeinde beurteilen?						

Quelle: Eigene Darstellung (sh. Fragen A3, A6 und A15, Anhang Fragebögen 1 & 2).

2.3 Ergebnisse

Als wesentliches Ergebnis des volkswirtschaftlichen Teilprojekts ist sowohl die Entwicklung der Fragebögen als auch die Durchführung der Befragungen mit den hieraus gewonnenen Ergebnissen zu nennen. Durch die Befragung wurde die Grundlage für die Beurteilung und Bewertung der Biodiversität aus volkswirtschaftlicher Perspektive gelegt. Im folgenden werden die aus der Durchführung der Befragung gewonnen Ergebnisse näher vorgestellt, getrennt nach den beiden Untersuchungsgebieten der Befragung im Bundesgebiet und in Schleswig-Holstein. In Tabellenübersichten wird zunächst der Grad der Zustimmung zur Durchführung der einzelnen Maßnahmen und zum Programm aufgezeigt.

Um die Motive für Akzeptanz bzw. Ablehnung der einzelnen Maßnahmen und des Programms näher zu beschreiben, werden zudem die Antworten aus dem allgemeinen Fragenteil (A1-A4) zum Programm mit aufgeführt (sh. Kap. 2.3.1 - Kap. 2.3.3).

Anschließend erfolgt die Analyse möglicher Zusammenhänge zwischen der Größe „Akzeptanz des Programms“ und den Erklärungsvariablen (die aus dem Allgemeinen Fragenteil und dem Teil der Soziodemographischen Kennzahlen hervorgehen) mit Hilfe von Korrelationsanalysen. Die statistische Auswertung beschäftigt sich hierbei mit der Fragestellung, welche Merkmalsausprägungen in einem signifikanten Zusammenhang zur untersuchten Größe stehen (sh. Kap. 2.3.4).

Die Ergebnisse aus den soziodemographischen Kennzahlen werden in tabellarischer Übersicht im Anhang deskriptiv dargestellt.

Der quantitative Zusammenhang zwischen der Zahlungsbereitschaft und den ermittelten Größen aus den Antworten der Befragungen wird anhand von Regressionsanalysen tiefergehend untersucht werden. Die endgültigen Ergebnisse und die Darstellung der verwendeten Analyseverfahren werden im Rahmen einer Dissertation 2004 veröffentlicht werden.

2.3.1 Befragung im Bundesgebiet: Akzeptanz zur bundesweiten Durchführung der Maßnahmen

Die erste Maßnahme, der Erhalt von Totholz, wurde den Befragten in der Weise erläutert, dass ca. 4% der Waldbäume als liegendes oder stehendes Totholz fungieren sollen. Neben der Funktion als Biotop für diverse Insektenarten (z.B. für xylobionte Käfer) und Pilze wurde auch auf den positive Einfluss auf die Avifauna hingewiesen. Hingegen sähe der Wald durch diese Maßnahme ursprünglicher und „weniger aufgeräumt“ aus.

Der Realisierung dieser Maßnahme stimmten insgesamt 70 % der befragten Bundesbürger zu, 11% verhielten sich indifferent und 19% lehnten einen verstärkten Totholzerhalt ab.

Tabelle 8: Akzeptanz des Erhalts von Totholz (Maßnahme 1)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	418	41,7	41,7	41,7
stimme eingeschränkt zu	283	28,2	28,2	69,9
teils teils	190	18,9	18,9	88,8
stimme eher nicht zu	68	6,8	6,8	95,6
stimme überhaupt nicht zu	44	4,4	4,4	100,0
Gesamt	1003	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Die zweite Maßnahme sieht vor, die Anzahl von Wildtieren zu verringern. Vermieden werden soll hierdurch der erhöhte Verbissdruck an Jungbäumen, um einer Selektion von bestimmten Baumarten vorzubeugen. Auf der anderen Seite könnten Waldbesucher durch die Bejagung die Wildtiere weniger häufig zu Gesicht bekommen. Vor diesem Hintergrund stimmten 28 % einer Verringerung der Wilddichte zu, 30 % verhielten sich indifferent und 42 % lehnten diese ab.

Tabelle 9: Akzeptanz der Verringerung der Wildddichte (Maßnahme 2)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	95	9,5	9,5	9,5
stimme eingeschränkt zu	188	18,7	18,7	28,2
teils teils	305	30,4	30,4	58,6
stimme eher nicht zu	204	20,3	20,3	79,0
stimme überhaupt nicht zu	211	21,0	21,0	100,0
Gesamt	1003	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Die dritte Maßnahme sah eine Einrichtung von Schutzgebieten auf etwa 10 % der Waldfläche vor, die teilweise auch nicht betreten werden dürfen. Hier finde keinerlei Entnahme oder Einfluss durch den Menschen statt, damit die Dynamik des Waldes sich selbst überlassen bleibe. Dadurch müssten Waldbesucher mit gewissen Einschränkungen rechnen (Verbot des Beerensammelns, etc.). Dies akzeptierten 53 %, 22 % verhielten sich indifferent und 25 % lehnten das Einrichten von Schutzgebieten ab.

Tabelle 10: Akzeptanz der Einrichtung von Schutzgebieten (Maßnahme 3)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	258	25,7	25,7	25,7
stimme eingeschränkt zu	270	26,9	26,9	52,6
teils teils	221	22,0	22,0	74,7
stimme eher nicht zu	119	11,9	11,9	86,5
stimme überhaupt nicht zu	135	13,5	13,5	100,0
Gesamt	1003	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Den Umbau von nicht standortheimischen Nadelwäldern zu naturnahen Laub- und Mischwäldern sah die Durchführung der vierten Maßnahme vor. Mit der Anlehnung des Waldbildes an die potentielle natürliche Vegetation solle das Ökosystem Wald gestärkt werden, d.h. vor Kalamitäten und Umwelteinflüssen (wie Käferbefall) geschützt werden. Auch erwarte man eine Zunahme heimischer krautiger Pflanzen, Insekten und Vögeln; das Erscheinungsbild der Wälder könne allerdings durch den Verlust von Nadelwäldern einheitlicher werden. Rund 60 % der Befragten akzeptierten einen langfristigen Umbau von Nadelwäldern in Laub- und Mischwälder, 26 % verhielten sich indifferent und 14 % lehnten diese Umbaumaßnahme ab.

Tabelle 11: Akzeptanz des Umbaus von Nadelwald zu Laub- und Mischwald (Maßnahme 4)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	277	27,6	27,6	27,6
stimme eingeschränkt zu	321	32,0	32,0	59,6
teils teils	265	26,4	26,4	86,0
stimme eher nicht zu	85	8,5	8,5	94,5
stimme überhaupt nicht zu	55	5,5	5,5	100,0
Gesamt	1003	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Die fünfte Maßnahme sieht vor, fragmentierte Waldbestände durch Aufforstungen mit einander zu verbinden. Sowohl der Austausch von Individuen zwischen den isolierten Waldstücken als auch der Genfluss von Baumarten zwischen den Beständen solle erhöht werden. In der Landschaft gäbe es dadurch wenige offene Flächen. Eine Vernetzung solcher Bestände akzeptierten 72 %, 19 % verhielten sich indifferent und 9 % lehnten diese Vernetzung ab.

Tabelle 12: Akzeptanz der Vernetzung fragmentierter Bestände (Maßnahme 5)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	410	40,9	40,9	40,9
stimme eingeschränkt zu	303	30,2	30,2	71,1
teils teils	195	19,4	19,4	90,5
stimme eher nicht zu	65	6,5	6,5	97,0
stimme überhaupt nicht zu	30	3,0	3,0	100,0
Gesamt	1003	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Da die Förderung der biologischen Vielfalt in Wäldern das gesamte Maßnahmenbündel erfordert (d.h. die Durchführung *aller* Maßnahmen), ist es für die eigentliche Fragestellung wichtig, die Zustimmung zu dem Programm zu untersuchen. Das gesamte Programm aus den genannten fünf Maßnahmen akzeptierten schließlich 64 % der Bundesbürger, 20 % verhielten sich indifferent und 16 % lehnten das Programm ab.

Tabelle 13: Akzeptanz der Durchführung des Programms

	Häufigkeit	Prozent	Kumulierte Prozente
Gültig eher dafür	648	64,6	64,6
eher dagegen	158	15,8	80,4
weiß nicht/keine Entscheidung	197	19,6	100,0
Gesamt	1003	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Innerhalb der Befragung betreffen vier Fragen konkret das Programm selbst. Die Ergebnisse aus diesen Fragen (sh. A1-A4 des Allgemeinen Fragenteils im Anhang) zeigen die Motivation, die zur Akzeptanz des Programms führen könnten. Sie verdeutlichen die Einschätzung des Befragten zum Programm.

Zuvorderst wurde die persönliche Auswirkung der Realisierung des Programms von den Befragten eingeschätzt (Frage A1). Danach urteilten rd. 10% von ihnen, dass sie persönliche Nachteile bzw. Einschränkungen erwarteten, rd. 34% waren dagegen der Meinung, dass sie von den Maßnahmen profitieren würden. Rd. 45% sahen für sich persönlich keine Auswirkungen und 11% der Befragten wussten die Auswirkungen nicht einzuschätzen oder hatten die Antwort aus anderen Gründen verweigert.

Tabelle 14: **Frage A1:** Persönliche Auswirkung der Durchführung des Programms

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig Nachteile/Einschränkungen	102	10,2	10,2	10,2
Vorteile/Nutzen	343	34,2	34,2	44,4
keine Auswirkungen	445	44,4	44,4	88,7
weiß nicht /A.v.	113	11,3	11,3	100,0
Gesamt	1003	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Zudem wurden die Befragten aufgefordert, eine Einschätzung abzugeben, wie ihre eigenen Bekannten und Freunde die Realisierung des Programms sehen (Frage A2). Hintergrund dieser Fragestellung ist, dass das eigene Verhalten oft durch das Meinungsbild und Verhaltensweisen der unmittelbaren sozialen Umgebung beeinflusst wird. Danach urteilten rd. 55% der Befragten, dass ihre Freunde/Bekannte dem Programm zustimmen würden, rd. 16% der Befragten waren der Meinung, dass das Programm im Bekanntenkreis auf Ablehnung stoßen würde. Rd. 29% der Befragten konnten die Meinung ihrer Freunde nicht einschätzen oder verweigerten die Antwort aus anderen Gründen.

Tabelle 15: **Frage A2:** Akzeptanz des Programms durch Freunde und Bekannte der Befragten

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig Zustimmung	547	54,5	54,5	54,5
Ablehnung	164	16,4	16,4	70,9
weiß nicht/A. v.	292	29,1	29,1	100,0
Gesamt	1003	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Zum dritten wurde eine Einschätzung vorgenommen, inwieweit das Programm für die Erreichung der ökologischen Ziele geeignet sei (Frage A3). Es wurde den Befragten geschildert, dass mit der Durchführung des Programms das Ökosystem Wald gestärkt würde und in einem möglichst naturnahen Zustand erhalten bleiben sollte. Darüber hinaus solle die Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten gefördert werden. Danach glaubten 54% der Befragten, dass das Programm hierfür (sehr) geeignet sei, rd. 35% nahmen an, dass die Ziele zumindest zum Teil verwirklicht werden könnten, und lediglich 11% gaben an, dass das Programm für diese Ziele nicht geeignet sei. Es wird deutlich, dass 89% der Befragten davon überzeugt sind, dass die Ziele zumindest zu einem Teil durch die Verwirklichung des Programms erreicht werden können.

Tabelle 16: **Frage A3:** Einschätzung des Programms für die Realisierung der ökologischen Ziele

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig sehr geeignet	205	20,4	20,8	20,8
geeignet	327	32,6	33,2	54,0
teilweise geeignet	346	34,5	35,1	89,0
nicht so geeignet	76	7,6	7,7	96,8
überhaupt nicht geeignet	32	3,2	3,2	100,0
Gesamt	986	98,3	100,0	
Fehlend weiß nicht/A.v.	17	1,7		
Gesamt	1003	100,0		

Quelle: Eigene Erhebung

Schließlich wurde anhand der ökologischen Ziele beurteilt, inwieweit diese den Befragten persönlich als wichtig erscheinen. Danach schätzen rd. 71% der Befragten die Ziele als (sehr) wichtig ein, rd. 22% waren der Meinung, dass die Ziele teilweise wichtig seien, und lediglich rd. 7% gaben an, dass die Ziele nicht wichtig seien. Es wird deutlich, dass 92% der Befragten davon überzeugt sind, dass die ökologischen Ziele des Programms zumindest teilweise wichtig sind.

Tabelle 17: **Frage A4:** Beurteilung der ökologischen Ziele des Programms

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig sehr wichtig	327	32,6	32,8	32,8
wichtig	376	37,5	37,7	70,5
teilweise wichtig	216	21,5	21,7	92,2
weniger wichtig	67	6,7	6,7	98,9
überhaupt nicht wichtig	11	1,1	1,1	100,0
Gesamt	997	99,4	100,0	
Fehlend weiß nicht/A.v.	6	,6		
Gesamt	1003	100,0		

Quelle: Eigene Erhebung

Die Ergebnisse aus den Fragen A1-A4 verdeutlichen die hohe Wertschätzung für das Programm. Diese Wertschätzung spiegelt sich in den Ergebnisse zu der Akzeptanz des Programms wider (s. Ergebnisse der Tabelle 13).

2.3.2 Befragung in Schleswig-Holstein: Akzeptanz zur Durchführung der Maßnahmen in Schleswig-Holstein

Die Zustimmung zur Durchführung der einzelnen Maßnahmen und des Programms in Schleswig-Holstein (S.-H.) ähnelt den entsprechenden bundesrepublikanischen Ergebnissen in den Grundzügen, bei allerdings einigen Ausnahmen, auf die im Folgenden hingewiesen wird. Im Einzelnen ergab sich folgendes Bild: Zur Maßnahme 1 sprachen sich 65% der Befragten für den Erhalt von Totholz aus, 22% verhielten sich indifferent und 13% lehnten dies ab.

Tabelle 18: Akzeptanz des Erhalts von Totholz in S.-H. (Maßnahme 1)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	351	35,1	35,1	35,1
stimme eingeschränkt zu	307	30,7	30,7	65,8
teils teils	215	21,5	21,5	87,3
stimme eher nicht zu	87	8,7	8,7	96,0
stimme überhaupt nicht zu	40	4,0	4,0	100,0
Gesamt	1000	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Einer stärkeren Bejugung der Wildtiere stimmten 23% zu, 29% verhielten sich indifferent und 48% lehnten diese Maßnahme ab:

Tabelle 19: Akzeptanz der Verringerung der Wilddichte in S.-H. (Maßnahme 2)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	81	8,1	8,1	8,1
stimme eingeschränkt zu	152	15,2	15,2	23,3
teils teils	293	29,3	29,3	52,6
stimme eher nicht zu	238	23,8	23,8	76,4
stimme überhaupt nicht zu	236	23,6	23,6	100,0
Gesamt	1000	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Die Einrichtung von Schutzgebieten akzeptierten 47%, 28% verhielten sich indifferent und 25% lehnten diese Maßnahme ab:

Tabelle 20: Akzeptanz der Einrichtung von Schutzgebieten in S.-H. (Maßnahme 3)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	193	19,3	19,3	19,3
stimme eingeschränkt zu	285	28,5	28,5	47,8
teils teils	277	27,7	27,7	75,5
stimme eher nicht zu	153	15,3	15,3	90,8
stimme überhaupt nicht zu	92	9,2	9,2	100,0
Gesamt	1000	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Zur Frage nach dem langfristigen Umbau von Nadelwäldern zeigte sich, dass diese Maßnahme in Schleswig-Holstein weniger Zustimmung erfuhr als im Bundesgebiet insgesamt: 47% akzeptierten den langfristigen Umbau von Nadelwäldern, 30% verhielten sich indifferent und 23% lehnten ab (die Vergleichszahlen für das Bundesgebiet sind: 60% Zustimmung, 26% Indifferenz, 14% Ablehnung).

Tabelle 21: Akzeptanz des Umbaus von Nadelwald zu Laub- und Mischwald in S.-H. (Maßnahme 4)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	182	18,2	18,2	18,2
stimme eingeschränkt zu	295	29,5	29,5	47,7
teils teils	295	29,5	29,5	77,2
stimme eher nicht zu	135	13,5	13,5	90,7
stimme überhaupt nicht zu	93	9,3	9,3	100,0
Gesamt	1000	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Eine Vernetzung fragmentierter Bestände akzeptierten 66%, 23% verhielten sich indifferent und 11% lehnten die Vernetzung ab:

Tabelle 22: Akzeptanz der Vernetzung fragmentierter Bestände in S.-H. (Maßnahme 5)

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig stimme voll und ganz zu	323	32,3	32,3	32,3
stimme eingeschränkt zu	340	34,0	34,0	66,3
teils teils	230	23,0	23,0	89,3
stimme eher nicht zu	76	7,6	7,6	96,9
stimme überhaupt nicht zu	31	3,1	3,1	100,0
Gesamt	1000	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Das Gesamtprogramm wiederum, bestehend aus den fünf Maßnahmen, akzeptierten 43% der Befragten in Schleswig-Holstein, 27% verhielten sich indifferent und 30% lehnten dies ab. Damit findet sich in Schleswig-Holstein eine deutlich geringere Akzeptanz des Programms als im Bundesgebiet, in dem ca. $\frac{2}{3}$ aller Befragten das Programm akzeptierten und lediglich 16% es ablehnten.

Tabelle 23: Akzeptanz der Durchführung des Programms in S.-H. (Maßnahmen 1-5)

	Häufigkeit	Prozent	Kumulierte Prozente
Gültig eher dafür	436	43,6	43,6
eher dagegen	298	29,8	73,4
weiß nicht/keine Entscheidung	266	26,6	100,0
Gesamt	1000	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Die persönliche Auswirkung der Realisierung des Programms in Schleswig-Holstein wurde von den Befragten im Vergleich zur bundesweiten Befragung als nahezu identisch eingestuft (Frage A1). Rund 8% der Befragten urteilten, dass sie persönliche Nachteile bzw. Einschränkungen hinnehmen müssten, rund 32% waren der Meinung, dass sie von den Maßnahmen profitieren würden. 47% sahen für sich persönlich keine Auswirkungen und 13% der Befragten wussten die Auswirkungen nicht einzuschätzen oder hatten die Antwort aus anderen Gründen verweigert.

Tabelle 24: **Frage A1:** Persönliche Auswirkung der Durchführung des Programms

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig Nachteile/Einschränkungen	83	8,3	8,3	8,3
Vorteile/Nutzen	314	31,4	31,4	39,7
keine Auswirkungen	470	47,0	47,0	86,7
weiß nicht /A.v.	133	13,3	13,3	100,0
Gesamt	1000	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Zur Einschätzung des Programms durch Freunde und Bekannte (Frage A2) urteilte die Hälfte der Befragten, dass diese dem Programm zustimmen würden; rd. ein Viertel der Befragten waren der Meinung, dass das Programm im Bekanntenkreis auf Ablehnung stoßen würde (gegenüber 16% im Bundesgebiet). Ein weiteres Viertel der Befragten konnte die Meinung ihrer Freunde nicht einschätzen oder verweigerte die Antwort aus anderen Gründen.

Tabelle 25: **Frage A2:** Akzeptanz des Programms durch Freunde und Bekannte der Befragten

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig Zustimmung	500	50,0	50,0	50,0
Ablehnung	247	24,7	24,7	74,7
weiß nicht/A.v.	253	25,3	25,3	100,0
Gesamt	1000	100,0	100,0	

Quelle: Eigene Erhebung

Zur dritten Einschätzung (Eignung des Programms für die Erreichung der ökologischen Ziele, Frage A3) in Schleswig-Holstein ergab eine nur geringfügig geringere Akzeptanz als im Bundesgebiet. Danach glaubten 47% der Befragten, dass das Programm hierfür (sehr) geeignet sei, rd. 35% glaubten, dass zumindest die Ziele zum Teil verwirklicht würden, und lediglich 18% gaben an, dass die Ziele nicht erreicht werden könnten. Es wird deutlich, dass rd. 82% der Befragten davon überzeugt sind, dass die Ziele zumindest zu einem Teil durch die Verwirklichung des Programms erreicht werden können.

Tabelle 26: **Frage A3:** Einschätzung des Programms für die Realisierung der ökologischen Ziele

	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig sehr geeignet	136	13,6	13,8	13,8
geeignet	323	32,3	32,9	46,7
teilweise geeignet	345	34,5	35,1	81,8
nicht so geeignet	138	13,8	14,0	95,8
überhaupt nicht geeignet	41	4,1	4,2	100,0
Gesamt	983	98,3	100,0	
Fehlend weiß nicht/A.v.	17	1,7		
Gesamt	1000	100,0		

Quelle: Eigene Erhebung

Zur Beurteilung der ökologischen Ziele in Schleswig-Holstein ergab sich im Vergleich zum Bundesgebiet ein fast identisches Bild. Rund 67% der Befragten stufen die Ziele als (sehr) wichtig ein, rund 24% gaben an, dass die Ziele teilweise wichtig seien, und lediglich rund 9% glaubten, dass die Ziele nicht wichtig seien. Es besteht ein deutliches Votum für die

Wichtigkeit dieser Ziele, denn 91% der Befragten sind davon überzeugt, dass die ökologischen Ziele des Programms zumindest teilweise wichtig sind.

Tabelle 27: **Frage A4:** Beurteilung der ökologischen Ziele des Programms

		Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig	sehr wichtig	245	24,5	24,7	24,7
	wichtig	422	42,2	42,6	67,4
	teilweise wichtig	238	23,8	24,0	91,4
	weniger wichtig	74	7,4	7,5	98,9
	überhaupt nicht wichtig	11	1,1	1,1	100,0
	Gesamt	990	99,0	100,0	
Fehlend	weiß nicht/A.v.	10	1,0		
Gesamt		1000	100,0		

Quelle: Eigene Erhebung

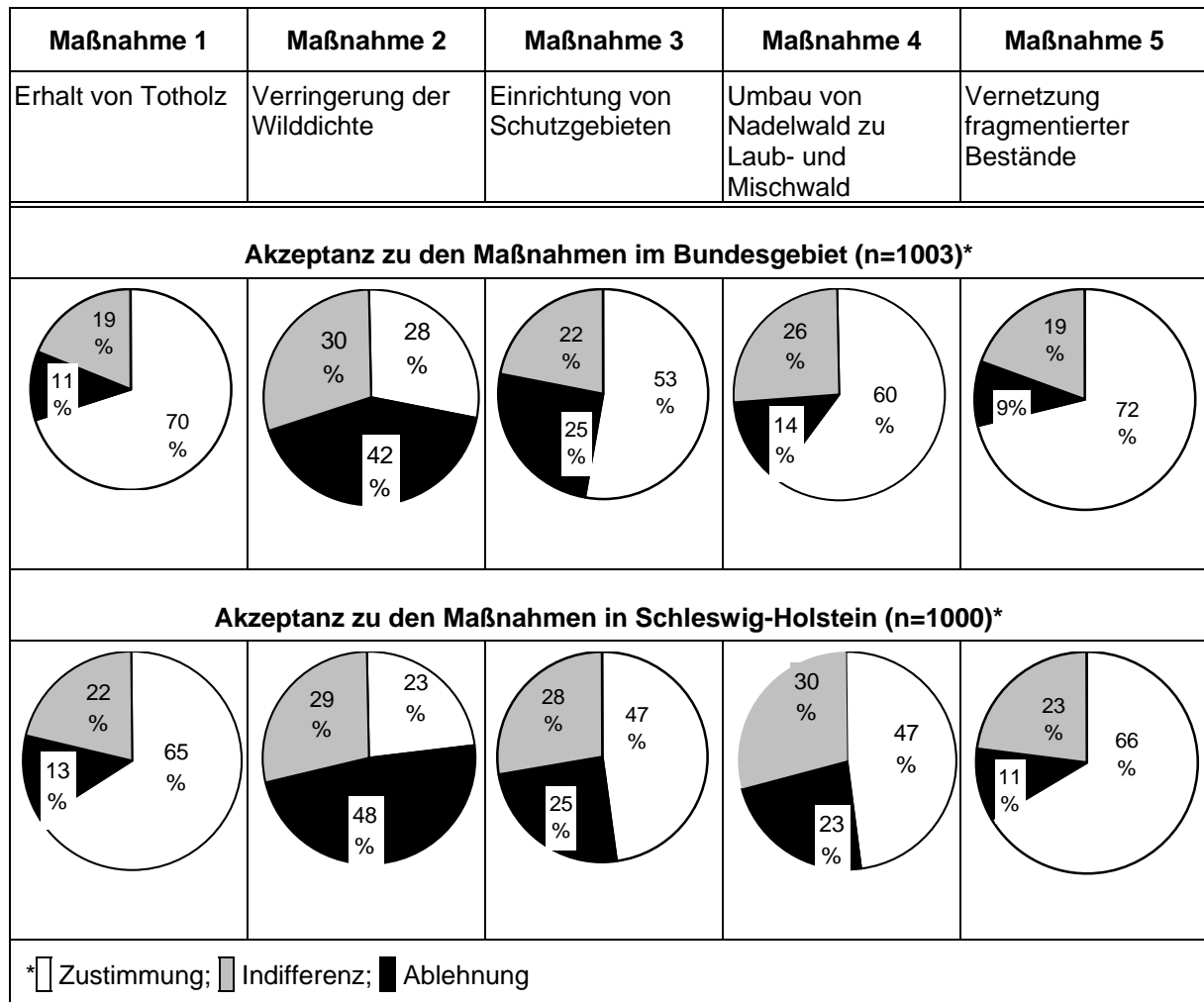
Die Ergebnisse der Fragen A1-A4 aus Schleswig-Holstein spiegeln ähnlich wie bei der bundesweiten Befragung die hohe Wertschätzung für das Programm wider. Die Wertschätzung fällt insgesamt etwas geringer aus als im Bundesgebiet; die Unterschiede fallen jedoch nicht so gravierend gering aus wie bei der Akzeptanz des Programms selbst (s. Tabelle 23). Es wird ersichtlich, dass die Fragen zu den ökologischen Zielen in beiden Befragungen eine sehr hohe Wertschätzung erfahren, hingegen fallen die Bewertungen zur persönlichen Auswirkung und der Beurteilung durch Bekannte deutlich geringer aus. Scheinbar fehlt vielen Befragten der persönliche Bezug zum Programm bzw. die Überzeugung, dass die Auswirkungen auch sie selbst betreffen könnten.

2.3.3 Zusammenfassende Übersicht: Bundesgebiet - Schleswig-Holstein

Die Zustimmung sowohl zu den einzelnen Maßnahmen als auch zu dem Programm ergab auf bundesweiter Ebene ein eindeutigeres Bild als in Schleswig-Holstein. Der Vergleich beider Befragungen ist in Abbildung 7 und Abbildung 8 dargestellt. Aus den Übersichten wird deutlich, dass die Zustimmung in Schleswig-Holstein zu den einzelnen Maßnahmen – durchweg zwischen 5 und 13%-Punkte – unter den Werten im Bundesgebiet liegt.

Bei der Darstellung wurden die Grade 1 und 2 der Zustimmung („stimme voll und ganz zu“ und „stimme eingeschränkt zu“) der Übersicht halber zu einer Kategorie („Zustimmung“) zusammengefasst. Ebenso geschah dies mit den Graden 4 und 5 („stimme eher nicht zu“ und „stimme überhaupt nicht zu“), die zu der Kategorie „Ablehnung“ zusammengefasst wurde.

Abbildung 7: Vergleich der Akzeptanz der einzelnen Maßnahmen auf Bundesebene und in Schleswig-Holstein



Quelle: Eigene Darstellung

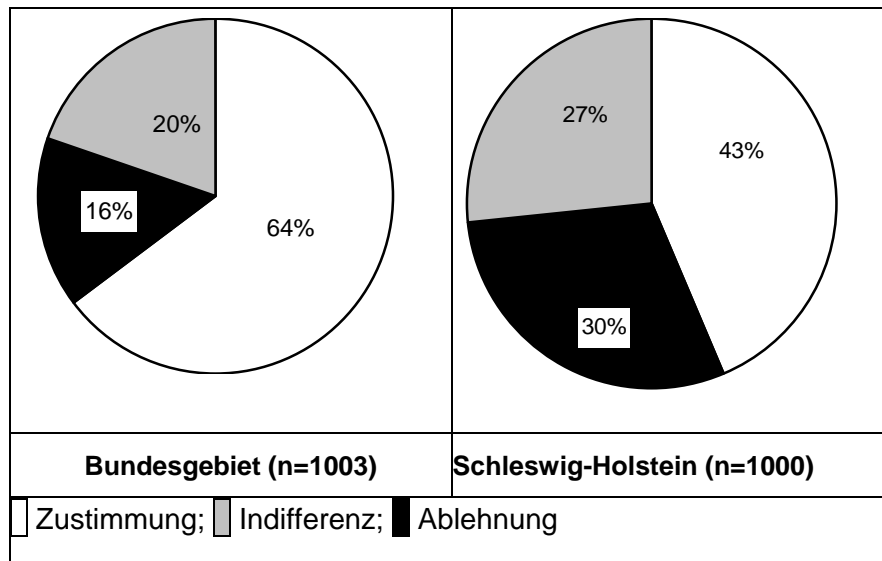
Es wird ersichtlich, dass in beiden Untersuchungsgebieten die Maßnahmen 1 („Totholz“) und 5 („Vernetzung“) mit einer ca. $\frac{2}{3}$ -Mehrheit die höchste Zustimmung erfahren. Eine mehrheitliche Zustimmung auf Bundesebene (absolut gesehen) und auf der Ebene Schleswig-Holsteins (relativ gesehen) erfahren die Maßnahmen 3 („Schutzgebiete“) und 4 („Umbau“). Allerdings fällt die Zustimmung zum Umbau in Schleswig-Holstein mit 47% erheblich niedriger aus als im Bundesgebiet (60%). Trotz der Vermeidung negativer Konnotationen während der Befragung, erfuhr die Maßnahme 2 zur Bejagung („Verringerung der Wildddichte“) in beiden Untersuchungsräumen eine (relativ) mehrheitliche Ablehnung von über 40%.

Da es im Rahmen des Projekts nicht vorgesehen war, die Motive für die Ablehnung bzw. Zustimmung zu den einzelnen Maßnahmen zu ergründen, können im Einzelfall die Ursachen für die differenzierte Zustimmung zu den einzelnen Maßnahmen lediglich vermutet werden. Im Falle der Bejagung kann aus den Erfahrungen der focus-group-Befragungen angenommen werden, dass der Bevölkerung die Motive für eine Bejagung von Wildtieren

nicht überzeugend vermittelt sind; denn das Töten von Wildtieren aus Gründen des Naturschutzes wird von vielen als sehr fragwürdig angesehen (hohe Rückfragequote).

Bei der Betrachtung der Akzeptanz des Programms (s. Abbildung 8) werden die Unterschiede noch deutlicher: die Zustimmung zum Programm in Schleswig-Holstein fällt wesentlich geringer aus. Der Unterschied liegt in Schleswig-Holstein um 21%-Punkte unter den Werten im Bundesgebiet.

Abbildung 8: Vergleich der Akzeptanz des Programms auf Bundesebene und in Schleswig-Holstein



Den Ursachen für die unterschiedliche Akzeptanz der beiden Untersuchungsgebiete wird in Korrelationsanalysen nachgegangen.

2.3.4 Korrelationsanalysen

Der Schwerpunkt der statistischen Auswertung beschäftigt sich mit der Fragestellung, welche Merkmalsausprägungen in einem signifikanten Zusammenhang zur Größe der „Akzeptanz des Programms“ stehen. Die Analyse möglicher Zusammenhänge erfolgt mit Hilfe von Korrelationsanalysen, wobei die Ausprägungen der Variablen „Akzeptanz des Programms“ mit den Antwortvorgaben „dafür“ und „dagegen“ dichotom vorliegen. Im Rahmen der Auswertung können signifikante Zusammenhänge ausgewiesen werden und konkrete Aussagen zur abhängigen Variablen gemacht werden. Im Folgenden wird untersucht, welche Größen am stärksten im Zusammenhang zur „Akzeptanz des Programms“ stehen. Bei bivariaten Analysen zur Klärung von Zusammenhängen zweier Variablen, die nicht metrisch skaliert sind, kommen Korrelationsanalysen zur Anwendung, die die Schwäche bzw. Stärke des Zusammenhangs (und ggf. die Richtung) zwischen Variablen erkennen lassen. Korrelationen bieten Maßzahlen, die die Quantifizierung eines solchen Zusammenhangs

ermöglichen. Die quantitative Ausprägung des Zusammenhangs zweier Merkmale hängt dabei entscheidend vom Skalenniveau ab. Da im vorliegenden Fall der Zusammenhang „Akzeptanz des Programms“ als abhängige Variable untersucht wird, die eine nominalskalierte Variable darstellt, findet die Analyse auf dem Niveau von nominal skalierten Variablen statt. Denn bei Verwendung unterschiedlicher Skalenniveaus muss das höhere Skalenniveau abgewertet werden. Da eine Nominalskala keine Ordnungsstruktur aufweist, ist das dazugehörige Zusammenhangsmaß der Kontingenzkoeffizient, der die Stärke des Zusammenhangs erfasst. Aussagen über die Richtung des Zusammenhangs ist bei nominalskalierten Variablen nicht möglich.

Die Maßzahlen des Kontingenzkoeffizienten können Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei „0“ keine Korrelation und „1“ den höchsten Zusammenhang der untersuchten Variablen darstellt. Die Abstufungen zwischen den Werten werden in der Literatur wie folgt vorgenommen (vgl. BÜHL & ZÖFEL, 2002):

- bis unter 0,2: sehr geringe Korrelation,
- bis unter 0,5: geringe Korrelation,
- bis unter 0,7: mittlere Korrelation,
- bis unter 0,9: hohe Korrelation,
- ab 0,9: sehr hohe Korrelation.

Tabelle 28 und Tabelle 29 stellen – unterschieden nach den beiden Untersuchungsräumen – die Variablen (Antworten und Kennziffern) dar, die den Zusammenhang zur abhängigen Größe „Akzeptanz des Programms“ erklären. Dabei blieben diejenigen Antworten unberücksichtigt, bei denen der jeweilige Kontingenzkoeffizient $< 0,2$ beträgt, d.h. jene Variablen mit nur „sehr geringen Korrelationen“. Mit Hilfe der statistischen Korrelationsprüfung (unter Verwendung des Statistikprogramms SPSS 11.0) konnte dementsprechend ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Akzeptanz des Programms und den folgenden (unabhängigen) Variablen festgestellt werden, die höhere Erklärungsgehalte (Werte $\geq 0,2$) zur Zustimmung bzw. Ablehnung des Programms im Untersuchungsraum des Bundesgebietes liefern (s. Tabelle 28):

Tabelle 28: Zusammenhang zwischen der Akzeptanz des Programms im Bundesgebiet und ausgewählter Größen aus der Befragung (Kontingenzkoeffizient $\geq 0,2$)

unabhängige Variable	Frage-Nr.	Kontingenzkoeffizient ¹	Näherungsw. Signifikanz	Anzahl der gültigen Fälle ³
Maßnahme 1	M1	0,4	0,000	806
Maßnahme 2	M2	0,3	0,000	806
Maßnahme 3	M3	0,4	0,000	806
Maßnahme 4	M4	0,4	0,000	806
Maßnahme 5	M5	0,5	0,000	806
Maximale Zahlungsbereitschaft	P3/C3	0,9 ²	0,000	483
Persönl. Auswirkung d. Progr.	A1	0,3	0,000	737
Zustimmung d. Progr. durch Bekannt	A2	0,5	0,000	593
Progr. f. Ziele geeignet?	A3	0,5	0,000	798
Ziele d. Progr. wichtig?	A4	0,4	0,000	803
Bedeutung Wald: Anblick des W.	A5c	0,2	0,000	806
Bedeutung Wald als Existenzwert	A5g	0,2	0,000	806
Bedeutung Wald f. hohe Lebensqualität	A5i	0,2	0,000	803
Besuchshäufigk. eines W./Jahr	A7	0,3	0,141	806
Besuchshäufigk. d. meist bes. W./Jahr	A8	0,2	0,222	797
Entfernung Wald zur Wohnung	A9	0,2	0,441	766
Wie wichtig Umweltschutz?	A10a	0,2	0,000	806
Wie wichtig sparsam.Umg. mit En./Roh.?	A12a	0,2	0,000	804
Wie wichtig stärkeres U-Bewußtsein?	A12b	0,2	0,000	806
Wie wichtig Informationen?	A12c	0,2	0,000	806
Wie wichtig Arten- u. Biotopvielfalt?	A12g	0,2	0,000	806
Wie wichtig Umweltschutz in EL?	A12h	0,2	0,000	796
Meinung v. Bekannten f. U.-Engagement	A14	0,2	0,000	731
Beurteilg.: Pfl. u. Tiere gleiche Rechte	A18a	0,2	0,000	806
Beurteilg.: Menschl. Eingriff stets negativ	A18b	0,2	0,001	803
Monatliches Haushaltseinkommen	S8	0,2	0,055	803
Waldanteil insges. im Landkreis d. Befr.*	-	0,5	0,000	806
Laubwaldanteil im Landkreis d. Befr.*	-	0,5	0,000	806
Nadelwaldanteil im Landkreis d. Befr.*	-	0,5	0,000	806
Mischwaldanteil im Landkreis d. Befr.*	-	0,5	0,000	806

¹ abhängige Variable: „Akzeptanz des Programms“

² Nominal- bzgl. Intervallmaß (Eta)

³ N=1003

* errechnet aus Daten zur Bodenbedeckung der BRD, Stat. Bundesamt, 1997

Quelle: Eigene Berechnung

„Geringe Korrelationen“ (Werte von $0,2 < \kappa < 0,5$) besitzen die Maßnahmen 1 - 4 sowie die Größen zu den Fragen, die das Programm selbst betreffen (Fragen A1 und A4). „Mittlere Korrelationen“ und somit einen deutlich höheren Erklärungsgehalt zur Akzeptanz des Programms (Werte von $\kappa \geq 0,5$) liefern die Größen der Maßnahme 5, zu den Fragen des Programms selbst (Fragen A2 und A3) sowie sämtliche Größen, die den Waldanteil im Landkreis des Befragten betreffen (Anteil Nadel-, Laub- Mischwald und Wald gesamt). „Hohe Korrelation“ und somit den höchsten Erklärungsgehalt liefert die Größe der maximalen Zahlungsbereitschaft (gemessen als Eta-Maß, d.h. als Nominal- bzgl. Intervallmaß). Das deutet daraufhin, dass eine hohe Akzeptanz zu einer hohen Zahlungsbereitschaft für das Programm führt (bzw. eine geringe Akzeptanz zu einer hohen Zahlungsbereitschaft zur Verhinderung des Programms). Keine signifikanten Korrelationen bestanden zu:

- einigen Fragen aus dem Bereich „Einstellung zum Wald“ (A5a,b,d,e,i,j), und zu den Fragen zum Zustand der Wälder (A6),
- einigen Fragen aus dem Bereich „Politische Aufgabenbereiche“ (A10a,b,d-i),
- den Fragen zur Umweltqualität (A11) und zu einigen Fragen aus dem Bereich Natur- und Umweltschutz (A12d-f),
- Fragen zum Engagement im Natur- und Umweltschutz und zur Spendentätigkeit an eine Naturschutzorganisation (A15 und A16), sowie zur Bundestagswahl (A17),
- Sämtliche Fragen zu den soziodemographischen Kennzahlen (S1-S7, S9).

Tabelle 29 gibt die Maße der Zusammenhänge für das Untersuchungsgebiet in Schleswig-Holstein wieder. Ein signifikanter Zusammenhang besteht zwischen der Akzeptanz des Programms und den folgenden (unabhängigen) Variablen, die Erklärungsgehalte geringer, mittlerer und hoher Korrelationen (Werte $\geq 0,2$) für den Untersuchungsraum Schleswig-Holstein liefern: „Geringe Korrelationen“ (Werte von $0,2 < 0,5$) besitzen die Maßnahmen 1 - 5 sowie die Größe zur den Fragen, die das Programm selbst betrifft (Frage A1) ebenso wie die Größe zur Bedeutung des Waldes für hohe Lebensqualität (Frage A5). Sowohl die Besuchshäufigkeit eines Waldes als auch des meist besuchten Waldes und die Entfernung der Wohnung zum Wald besitzen „geringe Korrelationen“. Darüber hinaus weisen die Größen aus dem Fragenbereich zum Umweltbewusstsein ebenfalls geringe Korrelationen auf (Frage A12). Hier sind es die Größen zur Bedeutung des sparsamen Umgangs mit Energie und Rohstoffen, der Bedeutung der umweltfreundlichen Produktion sowie der umweltverträglichen Landwirtschaft und des Umweltschutzes in Entwicklungsländern. Die Meinung von Bekannten zum persönlichen Umweltengagement weist einen ähnlich hohen Zusammenhang zur Akzeptanz auf (A14). „Mittlere Korrelationen“ (Werte von $0,5$) und somit einen deutlich höheren Erklärungsgehalt zur Akzeptanz des Programms weisen die Größen zu den Fragen des Programms selbst auf (Fragen A2-A4). „Hohe Korrelation“ und somit den höchsten Erklärungsgehalt liefert die Größe der maximalen Zahlungsbereitschaft (gemessen als Eta-Maß, d.h. als Nominal- bzgl. Intervallmaß).

Tabelle 29: Zusammenhang zwischen der Akzeptanz des Programms in Schleswig-Holstein und ausgewählter Größen aus der Befragung (Kontingenzkoeffizient $\geq 0,2$)

unabhängige Variable	Frage-Nr.	Kontingenzkoeffizient ¹	Näherungsw. Signifikanz	Anzahl der gültigen Fälle ³
Maßnahme 1	M1	0,4	0,000	734
Maßnahme 2	M2	0,3	0,000	734
Maßnahme 3	M3	0,4	0,000	734
Maßnahme 4	M4	0,4	0,000	734
Maßnahme 5	M5	0,4	0,000	734
Maximale Zahlungsbereitschaft	P3/C3	0,9 ²	0,000	320
Persönl. Auswirkung d. Progr.	A1	0,4	0,000	658
Zustimmung d. Progr. durch Bekannt	A2	0,5	0,000	600
Progr. f. Ziele geeignet?	A3	0,5	0,000	730
Ziele d. Progr. wichtig?	A4	0,5	0,000	731
Bedeutung Wald: Spazierengehen	A5a	0,2	0,000	733
Bedeutung Wald: Anblick des W.	A5b	0,2	0,000	733
Bedeutung Wald: Sport im Wald	A5c	0,2	0,000	731
Bedeutung Wald als Existenzwert	A5d	0,2	0,000	732
Bedeutung Wald als Rohstofflieferant	A5e	0,2	0,001	732
Bedeutung Wald f. hohe Lebensqualität	A5f	0,3	0,000	733
Bedeutung Wald als Optionswert	A5g	0,2	0,001	721
Besuchshäufigk. eines W./Jahr	A7	0,4	0,000	734
Besuchshäufigk. d. meist bes. W./Jahr	A8	0,4	0,000	734
Entfernung Wald zur Wohnung	A9	0,3	0,001	703
Wie wichtig Umweltschutz?	A10a	0,3	0,000	734
Wie wichtig Ausländerproblem?	A10b	0,2	0,000	731
Wie wichtig Ost-D?	A10c	0,2	0,002	734
Wie wichtig sparsam.Umg. mit En./Roh.?	A12a	0,3	0,000	733
Wie wichtig stärkeres U-Bewußtsein?	A12b	0,2	0,000	732
Wie wichtig Informationen?	A12c	0,2	0,000	731
Wie wichtig umweltfrdl. Produktion?	A12d	0,3	0,000	733
Wie wichtig umweltverträgl. Landwirt.?	A12e	0,3	0,000	733
Wie wichtig reine Umwelt?	A12f	0,2	0,000	733
Wie wichtig Arten- u. Biotopvielfalt?	A12g	0,2	0,000	733
Wie wichtig Umweltschutz in EL?	A12h	0,3	0,000	731
Meinung v. Bekannten f. U.-Engagement	A14	0,4	0,000	678
Persönl. U.-Engagement	A15	0,2	0,000	734
Spenden an Organisation	A16	0,2	0,000	729
Beurteilg.: Pfl. u. Tiere gleiche Rechte	A18a	0,2	0,000	731
Schulabschluss	S6	0,2	0,000	734
Monatliches Haushaltseinkommen	S8	0,2	0,013	734
Waldanteil insges. im Landkreis d. Befr.*	-	0,2	0,219	734
Laubwaldanteil im Landkreis d. Befr.*	-	0,2	0,219	734
Nadelwaldanteil im Landkreis d. Befr.*	-	0,2	0,219	734
Mischwaldanteil im Landkreis d. Befr.*	-	0,2	0,219	734

¹ abhängige Variable: „Akzeptanz des Programms“ (Werte gerundet); ² Nominal- bzgl. Intervallmaß (Eta);

³ N=1000. * errechnet aus Daten zur Bodenbedeckung der BRD, Stat. Bundesamt, 1997

Quelle: Eigene Berechnung

Keine signifikanten Korrelationen bestanden zu:

- einigen Fragen aus dem Bereich „Einstellung zum Wald“ (A5h,i,j), und zu den Fragen zum Zustand der Wälder (A6),
- einigen Fragen aus dem Bereich „Politische Aufgabenbereiche“ (A10a,b,e,g-i),
- den Fragen zur Umweltqualität (A11) sowie zur Bundestagswahl (A17),
- sämtlichen Fragen zu den soziodemographischen Kennzahlen (S1-S7, S9).

Unterschiede der Untersuchungsgebiete

Im Untersuchungsgebiet Schleswig-Holstein beeinflussen geringfügig mehr Variablen als im Bundesgebiet die Akzeptanz des Programms, was die Anzahl der Variablen anbelangt. Der Großteil aller Größen, die einen signifikanten Einfluss auf die Akzeptanz ausüben, zeigt eine „geringe Korrelation“. Lediglich drei Größen üben eine „mittlere Korrelationen“ und eine Größe eine „hohe Korrelation“ auf die Akzeptanz aus. Beim Bundesgebiet sind es sieben Größen, die eine „mittlere Korrelation“ und eine Größe, die eine „hohe Korrelation“ ausüben. In beiden Untersuchungen ist auffällig, dass die Gemeinsamkeiten „geringer“ und „mittlerer Korrelationen“ (Kontingenzkoeffizient >2) in den folgenden Größen liegen:

- Maßnahmen 1-5 (Fragen M1-M5),
- Fragen zum Programm selbst (Fragen A1-A4),
- Besuchshäufigkeit eines Waldes pro Jahr (Frage A7).

Auffällig ist hierbei, dass die Maßnahme 2 (Verringerung der Wilddichte) jeweils einen schwächeren Einfluss ausübt als die anderen vier Maßnahmen. Aufgrund der geringen Zustimmung zu dieser Maßnahme führt die Beurteilung der Bejagung dazu, dass die Akzeptanz des Programms hauptsächlich von den anderen vier Maßnahmen maßgeblich bestimmt wird.

Die Unterschiede hinsichtlich des Zusammenhangs der unabhängigen Variablen zur „Akzeptanz des Programms“ zwischen den beiden Untersuchungsräumen liegen in den folgenden Größen, die in Schleswig-Holstein jeweils stärker als im Bundesgebiet mit der Akzeptanz des Programms korrelieren:

- Besuchshäufigkeit des meist besuchten Waldes pro Jahr (Frage A8),
- die Meinung von Bekannten zum Umweltengagement (Frage A14),
- Bereich Umweltschutz („Sparsamer Umgang mit Energie und Rohstoffen“, „Stärkeres Umweltbewusstsein entwickeln“, „Bereitstellung von umweltrelevanten Informationen“ & „Förderung umweltfreundlicher Produktionsweisen“; Fragen A12a, b,c,d),
- Bedeutung Wald als hohe Lebensqualität für den Befragten (Frage A5f),
- Entfernung des besuchten Waldes zur Wohnung (Frage A9).

Somit beeinflussen die Größen aus dem Bereich des Umweltschutzes und Umweltengagements sowie Fragen, die einen direkten Bezug zum Wald aufweisen, im stärkeren Maße die Akzeptanz des Programms als auf bundesweiter Ebene. Da der Waldanteil in Schleswig-Holstein im Vergleich zum Bundesdurchschnitt geringer ist, lässt sich vermuten, dass die Befragten in Schleswig-Holstein die knappe Ressource „Wald“, die in einem persönlichen Bezug zum Befragten steht, als Grundlage für eine hohe Wertschätzung des Programms nehmen. Der

persönliche Bezug kommt auch in den Größen der Maßnahmen selbst, des Programms und die Besuchshäufigkeit eines Waldes in Deutschland zum Ausdruck. Es sind im Untersuchungsgebiet Schleswig-Holstein somit weniger allgemeine Größen zur Umwelteinstellung und Umweltbewusstsein relevant als vielmehr die Fragen zum Programm (bzw. der einzelnen Maßnahmen) selbst und zur direkten persönlichen Nutzung des Waldes (der sich nicht zwingend in der Nähe des Befragten befindet).

Obwohl die Anzahl der beeinflussenden Variablen im Bundesgebiet geringer ausfällt als in Schleswig-Holstein, gibt es hier mehr Variablen, die eine „mittlere Korrelation“ zur Akzeptanz des Programms aufweisen. Die Maßnahmen selbst und Fragen zum Programm sind dabei die relevanten Größen. Die Besuchshäufigkeit eines Waldes steht hierbei in keinem signifikanten Zusammenhang zur abhängigen Variable.

Daneben üben sämtliche Größen zum Waldanteil (gesamter Wald, Laub-, Nadel- und Mischwald) im Landkreis des Befragten – im Gegensatz zu Schleswig-Holstein – „mittlere Korrelationen“ auf die Akzeptanz aus. Im bundesweiten Durchschnitt liegt der Waldanteil höher als in Schleswig-Holstein und unterliegt somit einer stärkeren Streuung, was die stärkere Korrelation bundesweit erklären könnte. In beiden Untersuchungsräumen wies die Größe der Zahlungsbereitschaft einen signifikant hohen Zusammenhang mit einer „hohen Korrelation“ zur Akzeptanz auf.

2.3.5 Zahlungsbereitschaften

Der zweite Untersuchungsschwerpunkt befasst sich mit der Analyse der konkret geäußerten Zahlungsbereitschaften. Über die Methode der Kontingenten Bewertung wird die Zahlungsbereitschaft als Ausdruck individueller Präferenzen ermittelt. Da die Förderung und der Schutz biologischer Vielfalt in Wäldern öffentlichen Charakter aufweist und eine gesellschaftliche Bereitstellung erforderlich ist, wird untersucht, inwieweit von Seiten der Bevölkerung Biodiversität erwünscht ist, indem ein monetärer Wert für biologische Vielfalt ermittelt wird. Aus der Ermittlung des gesellschaftlichen Nutzens soll es ermöglicht werden, zu einer Formulierung eines gesellschaftlichen Optimums zu gelangen. Was die Zahlungsbereitschaft leisten kann, ist, Aufschluss darüber zu geben, welchen ökonomischen Stellenwert die Gesamtbevölkerung der biologischen Vielfalt in Wäldern beimisst. Im Bereich der nachfrageorientierten Bewertung stellt auch die Erfassung der absoluten monetären Wertschätzung einen Schwerpunkt des Forschungsprojekts dar. In diesem zweiten nachfrageorientierten Projektbereich (neben der Akzeptanz der Biodiversitäts-Maßnahmen) wird der Frage nachgegangen, inwieweit die Bevölkerung eine Zahlungsbereitschaft für die Durchführung des Programms „Förderung der Biodiversität in Wäldern“ besitzt.

In beiden untersuchten Regionen ergab sich für die Zahlungsbereitschaft die gleiche Größenordnung von ca. 48 EUR, die die befragten Haushalte in Schleswig-Holstein und im Bundesgebiet im Durchschnitt zu bezahlen bereit wären. Die Verteilung der Zahlungsbereitschaft in beiden Gebieten ist linksschief: Die am häufigsten genannten Beträge liegen jeweils unter den Mittelwerten, und einige extrem hohe Nennungen beeinflussen die Mittel spürbar (s. getrimmte Daten der beiden Untersuchungsräume in Tabelle 30 und Tabelle 32). Die Verteilung der geäußerten maximalen Zahlungsbereitschaften ist in Schleswig-Holstein ähnlich wie im Bundesgebiet, wobei in Schleswig-Holstein einzelne Nennungen mit hohen Beträgen häufiger vertreten waren als im Bundesgebiet (s. Abbildung 9 und Abbildung 10). Die hier mitgeteilten Zahlen vermitteln eine Vorstellung über die Größenordnung der Zahlungsbereitschaft in den untersuchten Regionen. Sog. „Nuller“ (d.h. Zahlungsbereitschaft mit Wert = 0) wurden aufgrund ihrer Antworten aus der Zusatzfrage (Fragen P4 & P5) – im Gegensatz zu den Antwortverweigerern – ermittelt, da diese das Programm durchaus befürworteten (bzw. ablehnten), ihnen allerdings eine Zahlung aus bestimmten Gründen nicht möglich war.

2.3.6 Befragung im Bundesgebiet: Zahlungsbereitschaften zur bundesweiten Durchführung der Maßnahmen

Tabelle 30 enthält die statistischen Kennwerte aus den Ergebnissen der Zahlungsbereitschaftsanalyse, die sich aus der Befragung auf bundesweiter Ebene ergaben:

Tabelle 30: Häufigkeiten zur Maximalen Zahlungsbereitschaft (EUR)*

N	1003
(davon gültig*: 472; fehlend: 531)	
Mittelwert*	48,34
Standardfehler des Mittelwertes*	2,581
Median*	30,00
Modus*	0
Standardabweichung*	56,079
Minimum*	-50
Maximum*	250

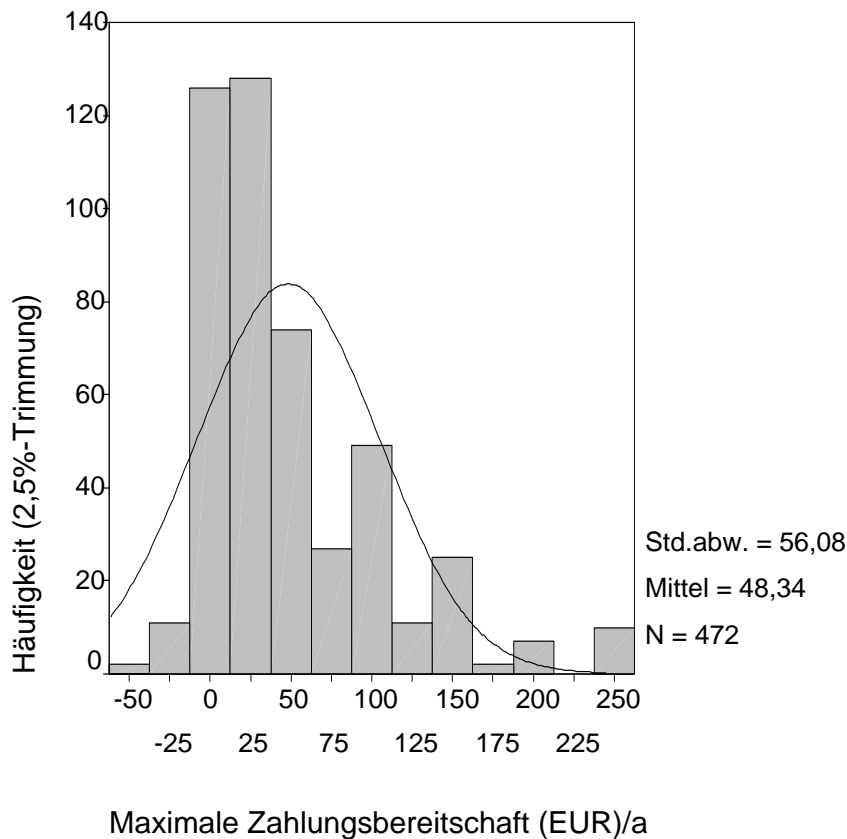
*Daten um 2,5% getrimmt (der gültigen Werte)

Quelle: Eigene Erhebung

Hieraus ergibt sich bei konservativer Vorgehensweise (d.h. bei Trimmung von 2,5% der gültigen Werte) eine durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für die Durchführung des Programms von 48 EUR/Haushalt und Jahr. Die Trimmung wurde durchgeführt, um den Einfluss einzelner Extremwerte (sog. Ausreißer) auf die Ergebnisse zu reduzieren.¹³

¹³ Eine detaillierte Beschreibung der Methode zur Zahlungsbereitschaftsanalyse erfolgt in der anschließenden Dissertation (2004).

Abbildung 9: Verteilung der Zahlungsbereitschaften im Überblick (Daten um 2,5% getrimmt)



Quelle: Eigene Erhebung

Die Auswertung zur Zahlungsbereitschaft auf bundesweiter Ebene ergab, dass 48% aller Befragten eine Zahlungsbereitschaft angaben. Von dieser Gruppe gaben 5% eine Zahlung zur Verhinderung des Programms an, d.h. dieser Betrag wurde als negative Zahlungsbereitschaft gewertet. Ca. 7% der zahlungswilligen Antworten wurden als sog. „Nuller“ identifiziert, d.h. es wurde ihnen der Betrag von 0 EUR zugeordnet. Der Großteil der Zahlungswilligen (88%) gab eine positive Zahlungsbereitschaft für die Durchführung des Programms an. Tabelle 31 gibt die Höhe der monetären Größe zur Zahlungsbereitschaften im einzelnen wieder.

Tabelle 31: Häufigkeiten der genannten maximalen Zahlungsbereitschaften (gesamt)

EUR/Haushalt/a	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig -100	3	,3	,6	,6
-70	1	,1	,2	,8
-60	2	,2	,4	1,2
-50	1	,1	,2	1,4
-40	1	,1	,2	1,7
-30	3	,3	,6	2,3
-25	2	,2	,4	2,7
-20	2	,2	,4	3,1
-18	1	,1	,2	3,3
-15	3	,3	,6	3,9
-10	3	,3	,6	4,5
-3	2	,2	,4	5,0
0	72	7,2	14,9	19,8
3	2	,2	,4	20,2
4	1	,1	,2	20,5
5	8	,8	1,7	22,1
8	3	,3	,6	22,7
10	31	3,1	6,4	29,1
12	4	,4	,8	30,0
13	3	,3	,6	30,6
15	24	2,4	5,0	35,5
20	47	4,7	9,7	45,2
24	1	,1	,2	45,5
25	19	1,9	3,9	49,4
26	1	,1	,2	49,6
30	24	2,4	5,0	54,5
35	8	,8	1,7	56,2
36	1	,1	,2	56,4
40	17	1,7	3,5	59,9
50	45	4,5	9,3	69,2
55	1	,1	,2	69,4
60	11	1,1	2,3	71,7
70	14	1,4	2,9	74,6
75	4	,4	,8	75,4
80	9	,9	1,9	77,3
90	1	,1	,2	77,5
100	48	4,8	9,9	87,4
120	11	1,1	2,3	89,7
150	22	2,2	4,5	94,2
160	3	,3	,6	94,8
180	2	,2	,4	95,2
200	7	,7	1,4	96,7
240	4	,4	,8	97,5
250	8	,8	1,7	99,2
300	2	,2	,4	99,6
420	1	,1	,2	99,8
800	1	,1	,2	100,0
Gesamt	484	48,3	100,0	
Fehlend nichts	150	15,0		
weiß nicht/keine Entscheidung	99	9,9		
Fehlend	270	26,9		
Gesamt	519	51,7		
Gesamt	1003	100,0		

Quelle: Eigene Erhebung

2.3.7 Befragung in Schleswig-Holstein: Zahlungsbereitschaften zur Durchführung der Maßnahmen in Schleswig-Holstein

Tabelle 32 enthält die statistischen Kennwerte aus den Ergebnissen der Zahlungsbereitschaftsanalyse, die sich aus der Befragung auf in Schleswig-Holstein ergaben:

Tabelle 32: Häufigkeiten zur Maximalen Zahlungsbereitschaft (EUR)

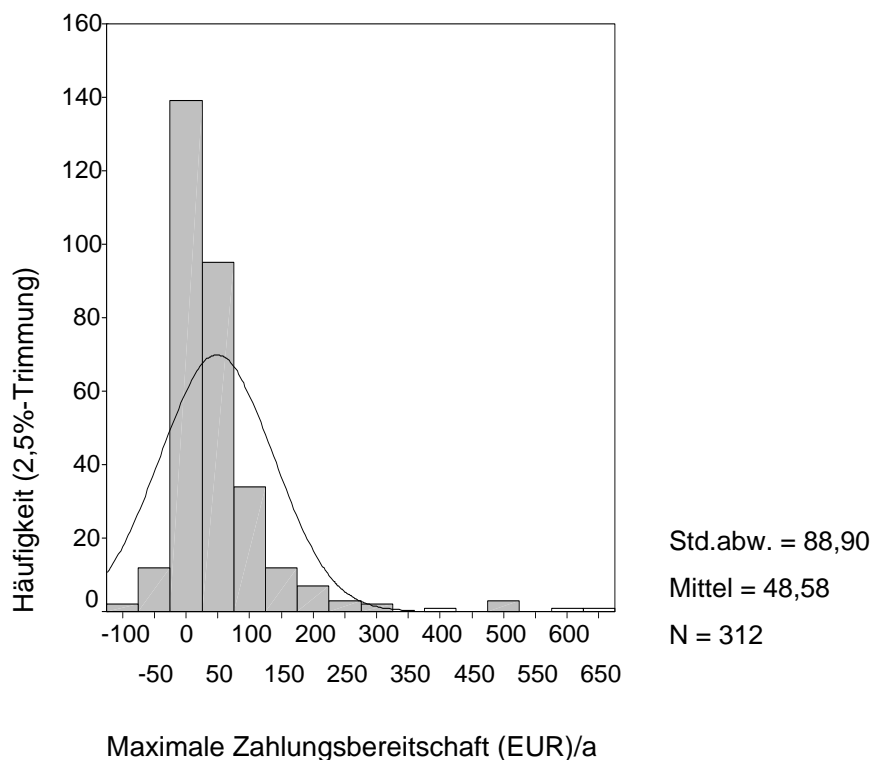
N		1000
	davon gültig*	312
	fehlend	688
Mittelwert*		48,58
Standardfehler des Mittelwertes*		5,033
Median*		25,00
Modus*		0
Standardabweichung*		88,899
Minimum*		-100
Maximum*		650

*Daten um 2,5% getrimmt (der gültigen Werte)

Quelle: Eigene Erhebung

Hieraus ergibt sich bei konservativer Vorgehensweise (nach Trimmung) eine durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für die Durchführung des Programms von rd. 48 EUR/Haushalt/a.

Abbildung 10: Verteilung der Zahlungsbereitschaften im Überblick (Daten um 2,5% getrimmt)



Quelle: Eigene Erhebung

Tabelle 33 gibt die Höhe der monetären Größe zur Zahlungsbereitschaften im einzelnen wieder.

Tabelle 33: Häufigkeiten der genannten maximalen Zahlungsbereitschaften (gesamt)

EUR/Haushalt/a	Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig -150	1	,1	,3	,3
-120	1	,1	,3	,6
-100	4	,4	1,3	1,9
-60	3	,3	,9	2,8
-50	5	,5	1,6	4,4
-45	1	,1	,3	4,7
-30	3	,3	,9	5,6
-22	2	,2	,6	6,3
-20	1	,1	,3	6,6
-17	1	,1	,3	6,9
-15	2	,2	,6	7,5
-10	5	,5	1,6	9,1
-8	1	,1	,3	9,4
0	58	5,8	18,1	27,5
5	11	1,1	3,4	30,9
6	1	,1	,3	31,3
10	18	1,8	5,6	36,9
15	15	1,5	4,7	41,6
20	23	2,3	7,2	48,8
23	1	,1	,3	49,1
25	14	1,4	4,4	53,4
28	1	,1	,3	53,8
30	18	1,8	5,6	59,4
35	3	,3	,9	60,3
40	7	,7	2,2	62,5
50	32	3,2	10,0	72,5
60	11	1,1	3,4	75,9
70	9	,9	2,8	78,8
75	2	,2	,6	79,4
80	8	,8	2,5	81,9
100	20	2,0	6,3	88,1
110	1	,1	,3	88,4
120	3	,3	,9	89,4
140	1	,1	,3	89,7
150	11	1,1	3,4	93,1
200	6	,6	1,9	95,0
210	1	,1	,3	95,3
240	1	,1	,3	95,6
250	2	,2	,6	96,3
300	2	,2	,6	96,9
400	1	,1	,3	97,2
500	3	,3	,9	98,1
600	1	,1	,3	98,4
650	1	,1	,3	98,8
800	2	,2	,6	99,4
950	1	,1	,3	99,7
6000	1	,1	,3	100,0
Gesamt	320	32,0	100,0	
Fehlend nichts	102	10,2		
weiß nicht/keine Entscheidung	51	5,1		
fehlend	527	52,7		
Gesamt	680	68,0		
Gesamt	1000	100,0		

Quelle: Eigene Erhebung

Parallel zur Untersuchung im Bundesgebiet betrug in Schleswig-Holstein der Anteil aller Befragten, die eine Zahlungsbereitschaft nannten, lediglich 32% (im Gegensatz zu 48% im Bundesgebiet). Hiervon entfielen auf die negative Zahlungsbereitschaft 9% (Bund: 5%), die Nuller machen einen Anteil von knapp 6% (Bund: 7%) aus. Somit ergibt sich für die Zahlungswilligen zur Durchführung des Programms ein Anteil von 85%.

Ähnlich wie bei der Zustimmung zur Durchführung des Programms (sh. oben) fällt hier sowohl der Anteil derjenigen, die eine Zahlungsbereitschaft nannten, insgesamt niedriger aus als hier unter auch der Anteil derjenigen, die eine positive Zahlungsbereitschaft nennen (85% der „Zahlungswilligen“ in Schleswig-Holstein gegenüber 88% bundesweit).

Die Ergebnisse der Befragung zeigen – analog zu den Auswertungen der Zusammenhangsanalyse – dass die Bevölkerung sowohl in Schleswig-Holstein als auch bundesweit per Saldo eine positive Zahlungsbereitschaft für den Erhalt und die Förderung biologischer Vielfalt in Wäldern besitzt. In absoluten Zahlen fällt der Anteil der Zahlungswilligen in Schleswig-Holstein geringer aus als im Bundesgebiet. Es zeigt sich bei der Analyse zur Zahlungsbereitschaft, dass die durchschnittliche Größenordnung der individuellen Zahlungsbereitschaften beider Untersuchungsgebiete gleich ist (48 EUR). Allerdings zeigt die Untersuchung, dass sich die Verteilung in der Anzahl der Nennungen und der Höhe der Beträge der ermittelten Zahlungsbereitschaften von einander unterscheiden. Es ist zu vermuten, dass messbare, räumliche Unterschiede in der Wertschätzung des Waldes existieren.

Durch die Ermittlung von Zahlungsbereitschaftsfunktionen, die den Zusammenhang zwischen den Einflussfaktoren auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft und der Zahlungsbereitschaft selbst durch Regressionsanalysen abbilden, und die die Nachfrage nach biologischer Vielfalt im Wald bewerten, wird somit die Ermittlung der effizienten Bereitstellung von Biodiversität in Wäldern ermöglicht. Diese Form der statistischen Auswertung wird Schwerpunkt der Dissertation 2004 sein.

2.3.8 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die Ergebnisse von empirisch fundierten, ökonomischen Bewertungen von Naturgütern in der Gesellschaft zielen nicht nur auf die fachlich spezialisierten Funktionsträger. Die ökonomische Umweltbewertung weckt mit der Anwendung von Umfragen zunehmend das Interesse weiterer gesellschaftlicher Gruppen. Die KBM leistet in diesem Rahmen einen Beitrag dazu, bei politischen Entscheidungen über die Natur und deren Nutzung die individuellen Präferenzen in der Gesellschaft zu berücksichtigen und dient damit in erster Linie der Politikberatung.

Der Einfluss des Staates auf die Verwendung der für eine Volkswirtschaft verfügbaren knappen Ressourcen ist in den Ländern unterschiedlich hoch und von großer Bedeutung für die Volkswirtschaft. Es gibt kaum eine wirtschaftliche Aktivität, die nicht mit dem Wirken des Staates verknüpft ist, sei es mittelbar durch Steuern, Abgaben oder Subventionen oder unmittelbar durch die staatliche Bereitstellung von Gütern und Dienstleistungen, bzw. durch regulative Maßnahmen bis hin zur Rationierung oder zum Verbot bestimmter Güter. Der beträchtliche (und wachsende) Anteil des Staates am wirtschaftlichen Leben einer modernen Industriegesellschaft und der damit verbundene Einfluss auf die Verwendung ihrer Ressourcen verlangt einen verantwortungsvollen und ökonomisch rationalen Umgang mit dieser Macht. Die Wirkung staatlicher Maßnahmen trifft daher in der Gesellschaft zunehmend auf ein starkes öffentliches Interesse, wodurch der Staat sich veranlasst sieht, die ökonomische Sinnhaftigkeit seiner Aktivitäten vor sich selbst und vor der Öffentlichkeit – gerade in Zeiten eingeschränkter Haushaltsbudgets – zu rechtfertigen (AHLHEIM, 1995). Ein wichtiges Instrument zur Überprüfung der ökonomischen Rationalität staatlichen Handelns in bezug auf Umweltgüter ist die KBM.

Im deutschsprachigen Raum hat die KBM bisher noch wenig praktische Bedeutung erlangt (ENNEKING, 2001). Allerdings kann im Sinne einer konkreten und einer breiter fundierten Entscheidungsfindung die KBM als eine Standardmethode in der Naturschutzpolitik etabliert werden. ENNEKING (2001) zeigt an mehreren Beispielen auf, inwieweit KBM-Ergebnisse in der praktischen Naturschutzplanung angewendet werden können. Es können durch die Anwendung der KBM die bisher in die Entscheidungsfindung involvierten Gruppen der Politiker und der Experten um die „Gruppe der Bürger“ ergänzt werden. Die Ergebnisse der KBM können nicht nur wohlfahrtstheoretisch, sondern auch als eine Art Referendum für die (politische) Entscheidungsfindung herangezogen werden. Das Meinungsbild der Bevölkerung ist intuitiv leichter zu vermitteln und dürfte für die Politik daher oftmals greifbarer und überzeugender sein als eine reine Nutzen-Kosten-Analyse. Es könnten beispielsweise jene Projekte realisiert werden, bei denen noch 50% der Befragten der Durchführung des Projektes zustimmen (als mehrheitliche Entscheidungsfindung). Zudem kann die verwendete Methode als „Marktforschung für Umweltgüter“ eingesetzt werden, indem bei der Projektplanung diejenigen Aspekte besonders berücksichtigt werden, die von der betroffenen Bevölkerung als bedeutsam hervorgehoben werden. Aus der Sicht der Planungspraxis dürfte es am effizientesten sein, wenn die Schritte zur Entscheidungsfindung in einem Verfahren gebündelt werden. Die Umweltverträglichkeitsprüfung im Bereich der

Planungswissenschaften und die Conjoint-Analyse¹⁴ in der betriebswirtschaftlichen Marktforschung sind Beispiele für solche umfassenden Lösungsansätze in der Praxis (vgl. hierzu ENNEKING, 1999 & 2001).

PRUCKNER (2001) sowie ELSASSER & MEYERHOFF (2001c) unterscheiden mehrere umweltpolitische Anwendungsbereiche, in denen die Ergebnisse monetärer Bewertungen von Umweltgütern Verwendung finden können:

- Schaffung einer Grundlage für wissenschaftliche Forschungsprogramme,
- Berücksichtigung ökonomischer Argumente im Rahmen des Vertragsnaturschutzes,
- zur allgemeinen Information und als Grundlage für fundierte Politikberatung,
- Umwelthaftungsregelung,
- Preisfindung für Umweltgüter,
- Evaluierung politischer Handlungen (z.B. Bewertung von Umweltprojekten in Form von Nutzen-Kosten-Analysen),
- Umweltökonomische Gesamtrechnungen.

Im folgenden werden die einzelnen Punkte näher erläutert, um die Anwendung der KBM für die Bewertung öffentlicher Umweltgüter zu verdeutlichen.

Einwände zur Zuverlässigkeit der Methode gibt es hinsichtlich der Verwendung einer hypothetischen Situation des Befragungsszenarios, bzgl. des Befragungsdesigns (Vergleich offener mit geschlossener Fragestellung), bzgl. der beobachtbaren Inkonsistenzen mit rationalen Entscheidungen („embedding-Effekte“), bzgl. der Implausibilität der Größenordnung einzelner empirischer Ergebnisse sowie bzgl. des Fehlens von wirksamen Budgetrestriktionen in vielen Untersuchungen. Hinsichtlich der Eignung der KBM als Verfahren für die direkte Präferenzfassung gibt es in der Literatur keine klaren Anzeichen über die Größenordnung potentieller Antwortverzerrungen und über das strategische Verhalten. Darüber hinaus wird eine unzureichende Bereitstellung der notwendigen Informationen (zur Beschreibung des Umweltgutes) und das Auftreten des sog. „warm-glow“-Effektes kritisiert. Letztere beschreiben den Umstand, dass KBM eher die Gutherzigkeit der Befragten erfassen als die tatsächliche Zahlungsbereitschaft für das Umweltgut¹⁵. Die Einwände zur Brauchbarkeit der KBM machen deutlich, dass für die Klärung offener Fragen weitere Forschungsanstrengungen nötig sind. Darüber hinaus gilt es, methodische Fragen zu klären, da es bis heute keine einheitliche, geschlossene und allseits akzeptierte

¹⁴ Zur Anwendung der Conjoint-Analyse und Vergleich zur KBM vgl. MÜLLER et al. (1999).

¹⁵ Zu Methodenfragen sh. Kap. 2.2.1.

Vorgehensregel für die KBM gibt. Identische Rahmenbedingungen können deshalb zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen führen. Somit führt diese Untersuchung ihren Anteil zu einer einheitlichen Methodendiskussion bei.

Für die Honorierung ökologischer Leistungen als Instrument des Vertragsnaturschutzes gibt es die Möglichkeit, die wirtschaftlichen Ansprüche der Bevölkerung mit Zielen des Naturschutzes in Einklang zu bringen. Für die effiziente Ausgestaltung des Vertragsnaturschutzes gilt es, zuverlässige Informationen über die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für die in solchen Verträgen angebotenen Leistungen zu berücksichtigen.

Für die Politikberatung und somit für die Umsetzung umweltpolitischer Maßnahmen steht an erster Stelle, die Schaffung einer breiten Akzeptanz für umweltpolitische Maßnahmen. Zu diesem Zweck, und um Subventionen sowie Haushaltsdefizite durch das Erbringen öffentlicher Leistungen zu rechtfertigen, müssen die Hindernisse abgebaut werden, die einer Etablierung der KBM im Wege stehen (vgl. PRUCKNER, 2001; sh. Kap. 2.1.1).

Die Verwendung der KBM-Bewertungen als Schadenersatzinstrument gegen die Verursacher von Umweltbeeinflussungen in juristischen Prozessen wird derzeit in Deutschland nicht realisiert, und ihre zukünftige Verwendung in diesem Bereich ist nur schwer abschätzbar. Inwieweit dieses Instrumentarium EU-weit einsetzbar ist, lässt sich nicht bestimmen, da es eine ähnliche Regelung, wie sie in den USA bereits etabliert ist, nicht vorgesehen ist.

Der Preis ist geeignet, auch im Umweltbereich Knappheiten anzuzeigen und entsprechende Signale für Angebots-, Nachfrage- und Politikentscheidungen zu geben. Nach BERGEN (2001) dienen monetäre Bewertungen von Umweltgütern dazu, um die Transparenz der knappen Güter des Waldes in den gesamtwirtschaftlichen Entscheidungsprozessen zu verbessern, um somit einen Beitrag zu ihrer effizienten Verwendung zu leisten. Dies kann auch der Vermarktung forstlicher Produkte¹⁶ dienlich sein, die bislang unentgeltlich bereitgestellt wurden (zur Verbesserung der unbefriedigenden Ertragssituation der Forstbetriebe). Daher besteht eine bedeutende Arbeit der ökonomischen Forschung darin, gemeinsam mit anderen Disziplinen, implizite Wertzumessungen für die nicht auf Märkten gehandelten Umweltgüter explizit zu machen (MÜLLER et al., 2001).

Aufgrund zahlreich vorhandener und persistenter Umweltprobleme werden die Regierungen bei limitierten budgetären Mitteln künftig noch stärker gezwungen sein, Prioritäten in bezug auf ihre umweltpolitischen Maßnahmen festzulegen. Umweltziele müssen daher mit jenen Mitteln durchgesetzt werden, die die geringsten Kosten verursachen

¹⁶ Vgl. hierzu MANTAU (2001a) & (2001b).

(Kosteneffizienz¹⁷), da es sich gerade bei Umweltprojekten um Maßnahmen von erheblicher finanzieller Bedeutung handelt (AHLHEIM, 1995). Zur Vermeidung von Fehlinvestitionen ist die empirische Erfassung von Präferenzen und der Ermittlung des Nutzens aus dem Umweltgut im Hinblick auf eine effiziente Politikgestaltung dienlich. Diese könnten in Form von Nutzen-Kosten-Analysen zu einem festen Bestandteil von Planungsverfahren gemacht werden.

Sog. Umweltgesamtrechnungen zielen darauf ab, die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, die zur Beschreibung und Analyse einer Volkswirtschaft dient, um Umweltaspekte zu erweitern (ELSASSER & MEYERHOFF, 2001c). Zusätzlich können die umweltökonomischen Gesamtrechnungen für die Erstellung eines forstbetrieblichen Leistungsberichts nützlich sein, in dem neben den vermarkteten Leistungen in Geldeinheiten die monetären Bewertungen weitere Leistungen ausgewiesen werden können, um der Gesamtleistung des Waldes näher zu kommen (BERGEN, 2001).

Die Schwierigkeit der einheitlichen wirtschaftlichen Bewertbarkeit zeigt sich an den Grenzen der Objektivierung von Biodiversität, die die Bewertung biologischer Güter deshalb schwieriger macht, da diese Ressourcen komplex sind. Wertschätzung und die Zuschreibung von Nützlichkeit sind subjektive und sozial gebundene Prozesse. Die Nützlichkeitskriterien jeweils bestimmter Komponenten biologischer Vielfalt sind nicht nur unterschiedlich, sondern inkommensurabel, da es um dieselben Ressourcen Nutzungskonflikte geben kann¹⁸. Somit lässt sich ein „wahrer“ Preis im Bereich der Biodiversität nicht bilden. Letztendlich bleibt die Frage offen, inwieweit zentrale politische Steuerung effizient und wünschenswert sein kann. HEINS (1999) bezweifelt, dass staatliche oder staatsähnliche Steuerungsinstrumente überhaupt geeignet sind, Probleme im Ressourcenschutz und „life politics“ angemessen zu lösen, und dass diese „nur solange sympathisch klingen werden, wie sie institutionell schwach bleiben“ (HEINS, 1999, S. 251ff.). Dem Misstrauen gegenüber Marktmechanismen kann dadurch begegnet werden, dass marktwirtschaftliche Lösungsmechanismen in der Umweltpolitik nicht von vornherein diskreditiert werden (vgl. hierzu STRÖBELE, 1999).

Auf der anderen Seite gibt die Zahlungsbereitschaftsanalyse im konkreten Fall Aufschluss darüber, welchen ökonomischen Stellenwert die Gesamtbevölkerung der biologischen Vielfalt in Wäldern beimisst. Das Anliegen ökonomischer Bewertung liegt nicht in der Angabe eines absoluten Wertmaßstabes, sondern in der Möglichkeit, in spezifischen Entscheidungssituationen aufzuzeigen, worin die Kosten und Nutzen der jeweiligen

¹⁷ Nach der Bundeshaushaltsordnung (§ 7 BHO) sind die Grundsätze der Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit zu beachten.

¹⁸ Zu den Grenzen einheitlicher ökonomischer Biodiversitäts-Bewertungen vgl. HEINS (1999).

Entscheidung entstehen. Ist schon die materielle Wertschätzung der biologischen Vielfalt höher als die Kosten ihres Erhaltes, so kann die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung als Aufforderung an Politiker verstanden werden, die notwendigen umweltpolitischen Maßnahmen durchzuführen. Beispielsweise ist für Entscheidungen nützlich zu wissen, dass bereits der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt, und damit der Wert der Erhaltung einer bestimmten Fläche größer sein kann als der Wert einer alternativen Landnutzung. Damit können neben möglichen naturwissenschaftlichen Gründen gewichtige ökonomische Argumente für die Erhaltung des Waldes bestehen. Haben Politiker ihrerseits Schutzkonzepte entwickelt, ist es für die Rechtfertigung umweltpolitischer Entscheidungen wichtig, zu wissen, ob die Konsumenten bereit wären, die Kosten der damit verbundenen Maßnahmen zu tragen. Die monetäre Bewertung stellt somit eine Hilfestellung bei der umweltpolitischen Entscheidungsfindung dar (PIRSCHER, 1995 sowie LERCH, 1999).

Auf der Basis der zugrundeliegenden Daten dieser Untersuchung werden die möglichen Einflussgrößen auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft für Biodiversität in Wäldern bestimmt. Maßnahmen zur Förderung und zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Wäldern Deutschlands sind eindeutig ökonomisch zu rechtfertigen, wenn die durch den praktizierten Naturschutz induzierten Nutzen die verursachten Kosten übersteigen (vgl. KLEMMER, 1992). Sollen die hier vorgestellten Maßnahmen ergriffen werden, so ist nachzuweisen, dass die Konsumenten bereit sind, für den „Erwerb biologischer Vielfalt“ Geldausgaben aus ihrem begrenzten Budget zu tätigen.

Dem Einwand, dass die empirischen Bewertungsergebnisse ungenau sein könnten und Schwankungsbreiten aufweisen könnten, ist zu relativieren. Denn für umweltpolitische Entscheidungen – und somit für die Politikberatung – genügt oft eine Abschätzung von Größenordnungen für Zahlungsbereitschaften, so dass geringe Bandbreiten in den Ergebnissen eine untergeordnete Rolle spielen (PRUCKNER, 2001).

Darüber hinaus wird mit Hilfe ökonometrischer Schätzungen die Stärke des Einflusses dieser Größen untersucht und eine Zahlungsbereitschaftsfunktion ermittelt werden. Zusammen mit den Einflussfaktoren auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft lässt sich daraus die Nachfrage nach biologischer Vielfalt im Wald erklären und ermöglicht somit die Ermittlung der effizienten Bereitstellung von Biodiversität. Die Bestimmung der Einflussvariablen in Form von Regressionsanalysen werden im Rahmen einer Dissertation 2004 explizit untersucht.

2.4 Potentielle Konflikte zwischen Biodiversitätsschutz und anderen von der Gesellschaft geforderten Leistungen der Wälder

PETER ELSASSER

Grundsätzlich können mögliche Konflikte zwischen verschiedenen Leistungen des Waldes von zwei Warten aus beleuchtet werden:

- aus produktionstechnischer Warte (inwieweit harmonisieren bzw. konfliktieren Schutz- und anderweitige Ziele der Waldbewirtschaftung?) sowie
- aus politischer Warte (welche Konflikte können zwischen Anbietern und Nachfragern sowie zwischen unterschiedlichen Nachfragern von Waldleistungen entstehen?).

Der erstgenannte Aspekt erfordert eine Auseinandersetzung mit den jeweiligen Produktionscharakteristika, während für den zweiten insbesondere Interessenkonflikte innerhalb der Gesellschaft relevant sind.

2.4.1 Zielkonflikte aus produktionstechnischer Sicht

„Kielwasser-“ und verwandte Hypothesen

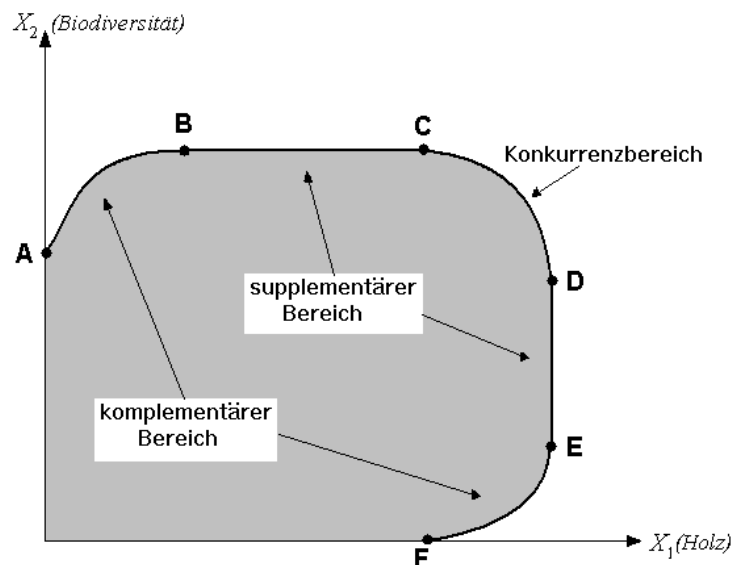
In der forstlichen Literatur existieren nur wenige allgemeingültige und allgemein anerkannte Erkenntnisse über potentielle Zielkonflikte zwischen spezifischen Waldleistungen. Teilweise wird sogar in Frage gestellt, ob bestimmte einzelne Leistungen des Waldes überhaupt maßgeblich durch forstliche Bewirtschaftung beeinflusst werden (können). Dies kann auch solche Bewirtschaftungsmaßnahmen betreffen, die spezifisch auf einen Schutz der Biodiversität im Wald ausgerichtet sind. Die ehemals weitverbreitete „Kielwasserhypothese“ gilt heute im Allgemeinen als überholt, nach der „die meisten Wohlfahrtswirkungen im Kielwasser einer normalen Forstwirtschaft folgen“ und „vom wohlgepflegten Wirtschaftswald optimal erfüllt werden“ (RUPF 1960). Obwohl das dort generell unterstellte harmonische bzw. zumindest neutrale Verhältnis verschiedener Wirtschaftsziele zueinander bereits von der Pauschalität der Aussage her zweifelhaft ist, findet sich ein verwandtes Argumentationsmuster – wenn auch mit umgekehrten Vorzeichen – heute in etlichen Plädoyers für eine naturnähere Forstwirtschaft wieder: Oft wird grundsätzlich unterstellt, dass diese Bewirtschaftungsweise Schutz- und Erholungsleistungen des Waldes förderlich sei und zumindest langfristig auch die Wirtschaftlichkeit der Holzproduktion verbessere (z.B. BODE & VON HOHNHORST 1994).

Auch Darstellungen, welche stärker zwischen einzelnen Wirtschaftszielen bzw. Waldleistungen differenzieren, unterstellen oft ein zumindest neutrales Verhältnis zwischen den meisten dieser Ziele. In einem Vergleich zwischen Natur- und Wirtschaftswald stellte BURSCHEL insbesondere die Beeinflussbarkeit der Holzproduktion und der CO₂-Speicherung durch forstliche Wirtschaftstätigkeit heraus; Naturschutz (wie auch Boden- und Wasserschutz sowie die Erholungseignung) erfahren nach dieser Darstellung „bei professioneller Arbeit keine oder nur unbedeutende Beeinträchtigungen“ (BURSCHEL 1994). Zu abweichenden Detailergebnissen, aber vergleichbarer Grundaussage kamen auch BLUM *et al.*: Nach ihnen beeinflusse bzw. befriedige das forstwirtschaftliche Handeln insbesondere kulturelle, soziale und ökonomische Ansprüche der Gesellschaft (hier bezeichnet als „Leistungen der Forstwirtschaft“), die Schutzgutkomplexe Wasser, Boden und Klima seien dagegen unter gegebenen Verhältnissen – bei einigen Ausnahmen – weitgehend unabhängig von der forstlichen Bewirtschaftung und lediglich vom Vorhandensein des Waldes abhängig („Wirkungen des Waldes“); hinsichtlich des hier primär interessierenden Komplexes Naturschutz/Ökologie seien die Wechselbeziehungen zur forstlichen Bewirtschaftung uneindeutig (BLUM *et al.* 1996a; vgl. auch BLUM *et al.* 1996b). Auch wenn diese Position kritisiert worden ist (u.a. aufgrund der immanenten Beschränkung auf den institutionellen Status quo hinsichtlich der Verfügungsrechte über Produktionsmittel und Produkte; MANTAU 1997), könnte man aus diesen Darstellungen vermuten, dass im Rahmen multifunktionaler Forstwirtschaft die Produktion unterschiedlicher Güter und Leistungen technisch gesehen weitgehend konfliktarm sei, und daher auch Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität im Wald ohne wesentliche Verzichte auf andere Güter und Leistungen in die Waldwirtschaft integriert werden könnten.

Waldwirtschaft als Kuppelproduktion

Wie weit ist eine solche Auffassung verallgemeinerbar? Tatsächlich ist Waldbewirtschaftung typischerweise Kuppelproduktion. Aus produktionstechnischer Sicht ergeben sich Zielkonflikte zwischen spezifischen Waldleistungen unter bestimmten Voraussetzungen durch die physischen Begrenzungen der Produktionsmöglichkeiten. Dies illustriert Abbildung 11 (in Anlehnung an RIEBEL 1981 und BERGEN *et al.* 2002, S.186f.). Schematisch ist hier die Produktion zweier beliebiger Güter X_1 und X_2 (beispielsweise „Holz“ und „Biodiversität“) dargestellt.

Abbildung 11: Realisierbare Produktkombinationen (schematisch)



Quellen: nach RIEBEL (1981) und BERGEN et al. (2002, S.186), verändert

In Abbildung 11 symbolisiert die Kurve **AF** die Kapazitätsgrenze eines Waldbestandes (oder – je nach Betrachtung – eines Forstbetriebes bzw. der Forstwirtschaft insgesamt), d.h. den maximal möglichen Output verschiedener Mengenkombinationen zwischen X_1 und X_2 ; die graue Fläche unterhalb dieser Kurve deckt die Gesamtheit der realisierbaren Produktkombinationen ab (da eine Mindestmenge an Kuppelprodukten möglicherweise zwangsläufig anfällt, z.B. aufgrund gesetzlicher Erfordernisse, müssen die Ränder dieser Fläche nicht mit den Achsen zusammenfallen – hiervon wird aber zunächst abgesehen). Die Abbildung zeigt, dass die Kapazitätsgrenze im Bereich zwischen **A** und **B** sowie zwischen **E** und **F** komplementär ist, jede Outputsteigerung eines Gutes also gleichzeitig den Output des anderen Gutes vermehren würde. Entlang der Strecken **BC** bzw. **DE** kann der Output jeweils eines Gutes verändert werden, ohne den des anderen zu beeinflussen (supplementärer bzw. neutraler Bereich). Lediglich zwischen **C** und **D** steht die Produktion der beiden Güter in Konkurrenz zueinander – bei jeder anderen Produktmengenkombination auf oder unterhalb der Kapazitätsgrenze kann der Betrieb also die Produktion eines Gutes ohne Verzichte bei dem anderen Gut erhöhen.

Weil die Betriebe ihre jeweiligen Ziele (und die entsprechenden Outputkombinationen) individuell bestimmen, sind generelle Aussagen über Komplementarität, Neutralität oder Konkurrenz zwischen einzelnen Waldleistungen grundsätzlich kaum möglich; wie sich Veränderungen im Outputverhältnis zwischen zwei Leistungen auswirken, ist vielmehr von dem aktuellen Produktionsprogramm des jeweiligen konkreten Betriebes abhängig. Die zu Beginn dieses Abschnittes zitierten Aussagen beziehen sich daher implizit

auf *Vermutungen* über spezifische Produktionsprogramme in Forstbetrieben (bzw. auf Durchschnitte bestimmter Betriebe). Solche Vermutungen sind jedoch empirisch kaum zu erhärten – beispielsweise dürften selbst mustergültig geführte Forstbetriebe angesichts der Unsicherheiten heutiger Ertragsmodelle nicht in der Lage sein, ihre langfristigen Kapazitätsgrenzen bei der Holzproduktion einzuschätzen. Entsprechende Unsicherheiten und Informationsmängel existieren in noch stärkerem Maße bei der Produktion von Schutz- und Erholungsleistungen.¹⁹

Auch zur Frage potentieller Konflikte des in diesem Projekt vorgeschlagenen Maßnahmenbündels zum Schutz der Biodiversität mit anderen Waldleistungen sind daher aus produktionstechnischer Warte nur punktuell Aussagen möglich, und zwar primär dort, wo die Kausalbeziehungen zwischen den vorgeschlagenen Maßnahmen und dem Output einzelner Waldleistungen eng sind. In Tabelle 34 sind solche Beziehungen dargestellt; die einzelnen Waldleistungen wurden dabei zu Gruppen zusammengefasst.

Tabelle 34: Komplementäres (+) bzw. Konkurrenzverhältnis (-) zwischen Bestandteilen des Biodiversitätsschutz-Maßnahmenbündels und einzelnen Gruppen von Waldleistungen aus produktionstechnischer Sicht

Maßnahme	Holzprod.	CO ₂ -Sp.	Erholung	Jagd	Boden	Wasser
1 Totholz	-	-	-*			
2 Wildreduktion	(+)			-		
3 Referenzflächen	-	**	(-)			
4 Umwandlung					(+)	(+)
5 Vernetzung	+	+				

*durch Verkehrssicherungsprobleme **zunächst Akkumulation, langfristig Reduktion

Quelle: Eigene Darstellung

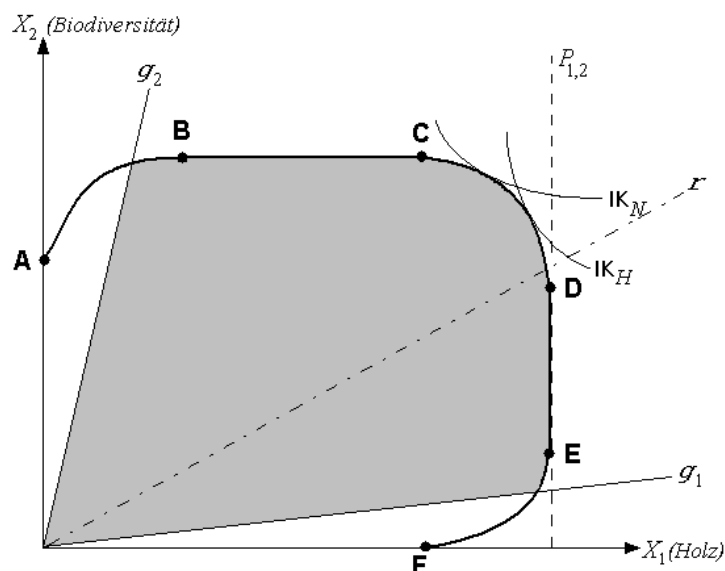
Recht eindeutig reduziert eine (aktive) Förderung von Totholz im Wald (Maßnahme 1) grundsätzlich den Output an vermarktbarem Holz wie auch die entsprechende CO₂-Speicherleistung (die quantitative Bedeutung dessen sei zunächst dahingestellt). Potentielle Konflikte existieren zudem aufgrund von Verkehrssicherungsproblemen, welche die Nutzbarkeit von Erholungsmöglichkeiten einschränken. Maßnahme 2 (Reduktion des Schalenwildbestandes durch verschärfte Bejagung und Einstellung der Fütterung) verringert langfristig die Schalenwild-Jagdstrecken; die Auswirkungen auf die Holzproduktion werden wegen des verminderten Verbissdruckes allgemein als günstig erachtet. Partieller Verzicht auf Bewirtschaftung in Referenzflächen (Maßnahme 3) reduziert ebenfalls das nutzbare Holzangebot sowie langfristig (d.h. nach einer Akkumulationsphase) auch die CO₂-Speicherung, sobald die stillgelegten Waldflächen in Zerfalls- bzw. steady-state-Phasen eintreten; das Erholungsangebot wird nur bei gleichzeitigem Betretensverbot quantitativ verringert. Eine Umwandlung von Nadelbaum- in Laubbaum- und Mischbestände

¹⁹ Unter „Produktion von Schutz- und Erholungsleistungen“ wird hier alles verstanden, was Umfang und Qualität dieser Leistungen beeinflussen kann, einschließlich des Unterlassens bestimmter Maßnahmen.

(Maßnahme 4) lässt für die meisten Waldleistungen zwar qualitative Outputveränderungen erwarten; deren Richtung sowie die entsprechenden Mengenveränderungen sind jedoch kaum abzuschätzen, wenn auch Wirkungen auf Bodenstruktur sowie auf Wasserqualität generell als positiv angesehen werden. Die Vernetzung isolierter Waldbestände schließlich (Maßnahme 5) vergrößert, insofern als sie mit Aufforstungen einhergeht, Holzangebot und dessen CO₂-Speicherung; die übrigen Veränderungen sind ohne Kenntnis der vorherigen Landnutzung nicht prognostizierbar.

Als Zwischenfazit lässt sich also festhalten, dass abseits dieser recht offensichtlichen Beziehungen generelle Aussagen über Konflikt oder Harmonie zwischen einzelnen Waldleistungen aus produktionstechnischer Sicht fast stets auf Übergeneralisierungen von Spezialfällen beruhen, und daher in der Regel nur teilweise oder gar nicht zutreffen. Die meisten Wechselbeziehungen sind primär von den jeweils gegebenen Produktionsverhältnissen abhängig; generalisierende Aussagen hierzu sind daher nicht möglich. Sie wären auch kaum aufschlussreich: Denn bisher wurde völlig ausgeblendet, wie die Nachfrage nach einzelnen Waldleistungen die Ziele der Waldbesitzer und damit das Produktangebot beeinflusst. Dies soll nun nachgeholt und anhand von Abbildung 12 illustriert werden.²⁰

Abbildung 12: Realisierbare Produktkombinationen und Nachfrage



Quelle: Vgl. Abbildung 11, verändert

²⁰ Auf (paretianische) Optimierungsüberlegungen wird hier weitgehend verzichtet, da PARETO-Optima verteilungsindifferent sind. Bei der hier im Vordergrund stehenden Frage nach Konflikten um die Waldressourcennutzung sind distributive Aspekte jedoch meist sehr wesentlich.

Einfluss der Nachfrage auf Produktionsprogramme

Geht man davon aus, dass eine bessere Versorgung mit einem beliebigen Gut die schlechtere mit einem anderen bis zu einem gewissen Grade kompensieren kann und dies prinzipiell auch für das Konfliktverhältnis von Holzversorgung und Biodiversitätsschutz zutrifft, so lässt sich die kombinierte Nachfrage der Gesellschaft bzw. ihrer einzelnen Mitglieder nach beiden Waldleistungen durch Indifferenzkurven darstellen. Schematisch sind zwei solche Kurven in Abbildung 12 eingezeichnet (IK_N stehe dabei beispielhaft für eine Indifferenzkurve von Naturschützern, IK_H stellvertretend für eine solche von Holzkäufern). Solche Indifferenzkurven sind nicht direkt beobachtbar; Nachfrage nach Waldleistungen wird entsprechend über verschiedene Signale vermittelt. Eines dieser Signale sind die Marktpreise der jeweiligen Güter und Dienstleistungen. Funktionierende Märkte existieren im Wesentlichen für Holzprodukte, fehlen aber für die meisten Schutz- und Erholungsleistungen. Versagt daher der Preismechanismus für diese Leistungen, so sind die erzielbaren Preise aus der verbundenen Produktion von Holz und Biodiversitätsschutz vom Umfang des letzteren unabhängig (gestrichelte Preisgerade $P_{1,2}$ in Abbildung 12, deren Lage aufgrund des Marktversagens nicht durch die Indifferenzkurven beeinflusst wird). Darüber hinaus schlägt sich die Nachfrage nach Biodiversitätsschutz wie auch nach Holzproduktion in gesetzlichen Vorgaben nieder, die den Bereich der realisierbaren Produktkombinationen einengen (Geraden g_i in der Abbildung). Nachfrage geht schließlich aber auch von den (privaten und öffentlichen) Waldbesitzern selbst aus: Deren Eigenansprüche an Einkommen, Holzversorgung, Jagdmöglichkeiten, Umweltqualität usw. schlagen sich direkt in der jeweiligen Zielsetzung der Betriebe nieder.

Für die seitens der Betriebe wählbaren Produktionsprogramme sind daher eine Reihe ganz unterschiedlicher Ausgangssituationen denkbar, an denen entsprechend spezifische Konfliktlösungsansätze anzusetzen hätten:

- a. Aus dem Fehlen funktionierender Märkte für viele Waldleistungen könnte man vermuten, dass auch in der Wechselbeziehung zwischen Biodiversität und Holzproduktion allein letztere von Einfluss sei. Dieser Vermutung folgend würde in Abbildung 12 ein gewinnmaximierender Betrieb irgendeine Mengenkombination entlang der Preisgeraden zwischen **D** und **E** anstreben, wenn auf der Abszisse X_1 als Holzproduktion interpretiert wird; eine verstärkte Berücksichtigung des Biodiversitätsschutzes wäre dann nur durch eine Bewegung entlang der Kapazitätsgrenze in Richtung **D** konfliktfrei möglich.

- b. Tatsächlich dürfte die überwiegende Mehrzahl der Betriebe jedoch ganz andere Outputkombinationen zwischen „Holz“ und „Biodiversität“ realisieren. Gewinnmaximierendes Verhalten ist unter Forstbetrieben in Deutschland eine (seltene) Ausnahme; in vielen Betrieben ist der Schutz von Biodiversität (und die Produktion anderer Waldleistungen) ein Bestandteil des Zielsystems. Dies trifft auf staatliche Forstbetriebe zu, die naturnahe Waldbaukonzepte verfolgen (z.B. LÖWE-PROGRAMM 1991) und/oder durch die jeweiligen Landeswaldgesetze explizit auf naturverträgliche Bewirtschaftung verpflichtet werden (z.B. LWaldG RP 2000; Entwurf LWaldG SH 2003²¹); es trifft ferner auf kommunale Betriebe zu, in denen Holzproduktion zum nachrangigen Bestandteil des Zielsystems geworden ist (beispielsweise in vielen größeren Städten), aber auch auf solche Privatwaldbetriebe, die sich multifunktionale Forstwirtschaft zum Ziel gesetzt haben (und hierin oftmals durch die staatliche Beratung bestärkt werden), und die sich teilweise sogar ausdrücklich einer naturgemäßen Waldwirtschaft verpflichtet haben. Dies kann man als eine selbstaufgelegte Restriktion betrachten (in der Abbildung symbolisiert durch die gestrichelte Gerade r). Selbst wenn man die Annahme beibehält, dass diese Betriebe ihre Produktionskapazität voll auszuschöpfen versuchen, und sich zunächst auf den Zwei-Güter-Fall der Abbildung 12 beschränkt, ist es damit wahrscheinlich, dass die meisten dieser Betriebe ein Produktionsprogramm im Konkurrenzbereich auf der Kapazitätsgrenze oberhalb von D (nämlich mindestens auf dem Schnittpunkt mit r) anstreben.
- c. Die multifunktionale Zielsetzung beschränkt sich in der Regel nicht auf zwei Güter. Kommt im einfachsten Fall lediglich ein weiteres Ziel hinzu, dann führt auch „maximierendes“ Verhalten nach obiger Argumentation tendenziell zu einem Produktionsprogramm, das einen Output an der (nun dreidimensionalen) Kapazitätsgrenze im wechselseitigen Konkurrenzbereich zwischen den jeweiligen Gütern und Leistungen anstrebt, und damit entsprechend Abstriche bei der Holzproduktion und/oder dem Biodiversitätsschutz erfordert.
- d. Weiterhin führen Informationsmängel tendenziell dazu, dass Betriebe unterhalb ihrer technischen Kapazitätsgrenzen produzieren (d.h. innerhalb der grauen Fläche in Abbildung 12). Diese Informationsmängel sind teilweise ubiquitär (im Sinne

²¹ Entwurf des Gesetzes zur Neufassung des Waldgesetzes für das Land Schleswig-Holstein 2003 <http://landesregierung.schleswig-holstein.de/coremedia/generator/Aktueller_20Bestand/MUNL/Gesetz_20_2F_20Erlass_20_2F_20Verordnung/PDF/Waldgesetz__Text,property=pdf.pdf>

unzureichender Erforschung der effizienten Produktionsmöglichkeiten von Holz und anderen Leistungen), teilweise betriebsspezifisch (im Sinne von Defiziten bei der Vermittlung von Forschungsergebnissen in die Praxis).

- e. Fehlende oder zu geringe (finanzielle) Anreize bzw. hohe Opportunitätskosten der Produktion von Umweltleistungen können tendenziell ebenfalls zu Produktionsprogrammen unterhalb der technischen Kapazitätsgrenzen für diese Umweltleistungen führen. (Zu schwache Holzproduktionsanreize können ferner zusätzlich ein „Unterangebot“ an Biodiversitätsschutz bewirken, sowohl unterhalb der gemeinsamen Kapazitätsgrenze als auch auf dieser zwischen den Punkten **E** und **F**; manche un gepflegte Waldbestände mögen hierfür ein Beispiel darstellen).
- f. Schließlich ist noch eine weitere Produktionsstrategie denkbar, die insbesondere für gewinnorientierte Betriebe ebenfalls zu einer Ausrichtung des Produktionszieles in der Nähe von **F** führen kann: Befürchtet ein solcher Betrieb, dass besonders naturschutzwürdige Bestände seinen Entscheidungsmöglichkeiten durch nachfolgende Unterschützstellung entzogen werden könnten, so existiert für ihn ein Anreiz, derartige Naturschutzwürdigkeit gar nicht erst entstehen zu lassen.

2.4.2 Konfliktlösungsansätze aus produktionstechnischer Sicht

Die potentiellen Konflikte zwischen Biodiversitätsschutz einerseits sowie der Produktion von Holz und anderen Leistungen andererseits unterscheiden sich nach den hier aufgezählten Produktionsprogrammen erheblich. Standardisierte Lösungsansätze unterliegen daher der Gefahr, Konflikte zu verschieben statt sie aufzulösen, und zusätzliche Konflikte an anderer Stelle neu entstehen zu lassen. Entsprechend müssen geeignete Konfliktlösungen möglichst spezifisch an der Ausgangslage ansetzen. Da die hierzu zur Verfügung stehenden Instrumente bereits an anderer Stelle ausführlicher diskutiert worden sind (THOROE *et al.* 2003; SRU 2000:Tz.182ff.; WB-BML 1994; vgl. auch KROTT 2001), werden die wesentlichen Ergebnisse hier nur kurz und in bezug auf die obengenannten Produktionsprogramme referiert.

Ordnungsrechtliche Regelungen

Ordnungsrechtliche Regelungen geben einen Handlungsrahmen vor, indem sie Produktionsprogramme, welche von der Gesellschaft als sehr unerwünscht betrachtet werden (hier: weitgehender Verzicht auf Biodiversitätsschutz einerseits sowie auf Holzproduktion und andere Waldleistungen andererseits), dem Entscheidungsraum der Betriebe entziehen (s. g_1 und g_2 in Abbildung 12). Sie sind allerdings nur zur Grobsteuerung geeignet. Wollte man das angestrebte Zielniveau an Biodiversitätsschutz primär durch möglichst präzise ordnungsrechtliche Vorgaben erreichen (entsprechend einer weitgehenden Drehung bzw.

Verschiebung von g_1 nach oben), so könnte die dadurch bedingte Einengung des Entscheidungsspielraumes für manche Betriebe einer Enteignung gleichkommen (THOROE *et al.* 2003). Zudem sind ordnungsrechtliche Regelungen in räumlicher wie in zeitlicher Hinsicht recht starr. Sie können Unterschieden in den lokalen Produktionsverhältnissen wie auch in den lokalen Bedürfnissen nur bedingt Rechnung tragen und könnten daher für viele Wälder ineffiziente Produktkombination abseits der gesellschaftlichen Nachfrage erzwingen, und daher auch entsprechende Konflikte nach sich ziehen (in Abbildung 12 beispielsweise links von **C**, und damit gleichzeitig abseits der Indifferenzkurven). In zeitlicher Hinsicht ist das Gesetzgebungsverfahren grundsätzlich zu träge, um flexibel auf Änderungen reagieren zu können, die sich auf Anbieterseite aufgrund verbesserter Information (vgl. S.94, d) oder aufgrund einer Erweiterung der Kapazitätsgrenzen durch alle Arten von technischem Fortschritt ergeben können, oder auf Nachfrageseite durch Veränderung der jeweiligen Präferenzen. Schließlich wäre auch mit zunehmenden Konflikten zu anderen Waldleistungen zu rechnen, je stringenter speziell auf den Biodiversitätsschutz abzielende ordnungsrechtliche Vorschriften formuliert würden (vgl. die Argumentation oben unter c).

Informationelle Instrumente

Für die meisten der oben (S.93ff.) angesprochenen Ausgangslagen bieten sich daher effektivere Konfliktlösungsansätze an. Dort, wo Forstbetriebe unterhalb ihrer Kapazitätsgrenzen wirtschaften (Fälle d und e oben), bieten Maßnahmen zur Steigerung des Leistungspotentials grundsätzlich konfliktarme Lösungsmöglichkeiten, da sie eine Verbesserung des Biodiversitätsschutzes ohne Verzicht auf andere Waldleistungen ermöglichen. Verschiedene Arten von Informationsdefiziten wurden oben unter d als mögliche Ursachen genannt. Solche Defizite müssen zum einen durch Forschung auf produktionstechnischer Ebene überwunden werden; Wissenslücken existieren nicht allein bezüglich der Steigerungsmöglichkeiten einer (möglichst umweltverträglichen) Holzproduktion, sondern insbesondere hinsichtlich der Nebenwirkungen dieser Produktion auf die Biodiversität, sowie der direkten Bereitstellung dieser Waldleistung durch biodiversitäts-förderliche Gestaltung der Bestände (vgl. auch SRU 2000:Tz.1228). Nicht zuletzt die naturwissenschaftlichen Teile des vorliegenden Projektes wenden sich solchen Problemen zu. Notwendig erscheint darüber hinaus ein besserer Wissenstransfer in die forstliche Praxis (vgl. GULDIN 2003; SRU 2000:Tz.1226); so ist beispielsweise trotz der langen Tradition der akademischen Forstausbildung in Deutschland die berufsbegleitende Fortbildung vergleichsweise schwächer ausgeprägt, und auch bezüglich der Integration von Belangen des Naturschutzes (und weiterer gesellschaftlicher Ansprüche)

in die forstlichen Planungen wurden weiterhin bestehende Verbesserungsmöglichkeiten diagnostiziert (SRU 2000:Tz.1194).

Erhebliche Informationsdefizite existieren über den Bedarf²² an spezifischen Waldleistungen, und zumal dessen regionale Variation; vorhandene Planungsunterlagen wie etwa die Waldfunktionenkartierung lassen hierüber nur wenige Rückschlüsse zu, da sie überwiegend angebotsorientiert sind. Es ist nicht unwahrscheinlich, dass im Rahmen der multifunktionalen Zielsetzung örtlich Angebote vorgehalten werden, für die nur wenig oder gar kein Bedarf besteht (vgl. zu Erholungsangeboten AMMER 1983, ELSASSER 1996), die aber in Konkurrenz zum Biodiversitätsschutz im Wald sowie anderen betrieblichen Zielen stehen (vgl. Fall c oben). Unter der Voraussetzung einer besseren und regional differenzierten Informationsbasis über Bedarf und Nachfrage nach den verschiedenen Waldleistungen könnte ein Verzicht auf regional nicht nachgefragte Leistungen auch Konflikte zwischen Biodiversitätsschutz und weiteren nachgefragten Waldleistungen vermindern. Hilfestellungen können hier verschiedenartige Ansätze zur Befragung von Nutzern bieten. Gleichwohl unterscheiden sich die theoretischen Bezugsrahmen der verfügbaren Ansätze (und damit tendenziell auch ihre Ergebnisse) deutlich, insbesondere hinsichtlich der jeweils verwendeten Methode zur Aggregation individueller Präferenzen. Konkurrierende Verfahren sind insbesondere:

- Meinungsumfragen, welche Mehrheitsmeinungen der jeweiligen Bevölkerung zur Nutzung des Waldes untersuchen (zu Übersichten s. SCHMITHÜSEN & WILD-ECK 2000; SCHMITHÜSEN *et al.* 1997; ROZSNYAY 1972);
- ökonomische Bewertungen der Nachfrage nach Umweltleistungen (vgl. Abschnitte 2.1-2.3 dieses Berichtes; zu Übersichten s. auch BERGEN 2000; ELSASSER & MEYERHOFF 2001);
- Verfahren der Multikriterienanalyse (mit diversen Präferenz-Aggregationsregeln; vgl. z.B. Beiträge in HELLES *et al.* 1999; ANANDA & HERATH 2003; KANGAS 1999).

Finanzielle Anreize

Eine weitere Möglichkeit zur Konfliktverringerung bieten finanzielle Anreize, etwa durch die Vermarktung von Umweltleistungen (z.B. über Ökosponsoring, Ökopunktesysteme etc.; vgl. MANTAU *et al.* 2001, PAGOLOLA *et al.* 2002), durch spezifische Naturschutzverträge mit der öffentlichen Hand (MOOG & BRABÄNDER 1992, NOTTMEYER-LINDEN *et al.* 2003), oder auch durch eine geeignete öffentliche Förderung (SRU 2000:Tz.1217; THOROE *et al.* 2003;

²² Zur besseren Unterscheidung sei hier „Bedarf“ im weiteren Sinne verstanden, d.i. als jeder innerhalb der Gesellschaft artikulierte Anspruch an bestimmte Waldleistungen. „Nachfrage“ bezeichne hingegen im engeren Sinne nur solche Ansprüche, die quantifiziert (und evtl. monetarisiert) werden können.

ELSASSER 2004). Inwertsetzung von Umweltleistungen führt grundsätzlich zu einer Veränderung der Preisgeraden (in Abbildung 12: Drehung in Richtung **C**), und somit zu einer Veränderung der Produktionsprogramme, soweit Forstbetriebe auf finanzielle Anreize reagieren (insbesondere Fälle a, b, c, f oben. Finanzielle Anreize können ferner zur Konfliktvermeidung durch Kapazitätssteigerung beitragen – vgl. Fall e oben –; unter entsprechenden Voraussetzungen kann selbst eine Verstärkung der Holzproduktionsanreize zu einem verbesserten Biodiversitätsschutz führen, wie als Sonderfall unter e geschildert).

Die *Vermarktung von Umweltleistungen* bietet die Möglichkeit, Konflikte um die Ressourcennutzung selbst dann durch Handel zwischen den interessierten Parteien auszugleichen, wenn es sich bei diesen Umweltleistungen um öffentliche Güter handelt, sofern derzeit bestehende Markthindernisse ausgeräumt werden. Wesentliche Vorteile einer solchen Vermarktung sind, dass sie auf alle Eigentumsarten wirkt, und dass die entstehenden Marktstrukturen äußerst flexibel auf die räumliche Variabilität der Nachfrage wie auch auf deren Änderungen im Zeitverlauf reagieren können.²³ Unter idealisierenden Bedingungen (d.i. in Abwesenheit von Transaktionskosten) ist es dabei für das Allokationsergebnis – hier insbesondere für das erzielbare Biodiversitäts-Schutzniveau – nach dem COASE-Theorem gleichgültig, *wem* ursprünglich die Verfügungsrechte an dem Gut „Biodiversität“ zugewiesen sind; wesentlich ist allein, *dass* diese Rechte zugewiesen sind und somit eine Basis für Verhandlungen zwischen den unterschiedlichen Interessensparteien besteht (COASE 1960).²⁴ Einer effektiven Vermarktung der meisten Umweltleistungen der Wälder stehen derzeit im Wesentlichen zwei Hindernisse entgegen, nämlich die Unklarheit darüber, wem die Verfügungsrechte an diesen Leistungen zustehen, sowie die Existenz hoher Transaktionskosten bei der Koordination der Leistungsanbieter und -nachfrager. Die Überwindung des erstgenannten Hindernisses erfordert die Schaffung eines gesicherten Rechtsrahmens, insbesondere eine klare Abgrenzung desjenigen Niveaus an Umweltleistungen, das von den Waldbesitzern im Rahmen der Sozialpflichtigkeit gefordert ist, von darüber hinausgehenden (und damit potentiell handelbaren) Leistungen (vgl. auch THOROE *et al.* 2003; SRU 2000:Tz.1216). Hohe Transaktionskosten sind insbesondere auf fehlende oder ungeeignete institutionelle Strukturen zur Koordination einer großen Zahl potentieller Anbieter und Nachfrager zurückzuführen. Hier bietet sich u.a. an, bereits

²³ Durch die hierbei entstehenden Preise der Umweltleistungen entfielen damit gleichzeitig die Notwendigkeit, die Nachfrage separat ermitteln und quantifizieren zu müssen.

²⁴ Allerdings ist die Zuweisung von Verfügungsrechten nicht verteilungsinvariant – die Frage, ob beispielsweise Naturschutzinteressierte für Biodiversitätsschutz zahlen müssen oder ob sie für Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes seitens der Waldbesitzer entschädigt werden müssen, beeinflusst die Wohlfahrt der Beteiligten. Entsprechend sind hier für den Prozess der Rechtszuweisung Verteilungskonflikte programmiert.

existierende Strukturen fruchtbar für eine solche Koordination zu nutzen (z.B. forstwirtschaftliche Zusammenschlüsse auf Anbieterseite; Bürgerforen u.ä. auf Nachfrageseite). Dem Staat käme hier in erster Linie die Aufgabe zu, geeignete Rahmenbedingungen für die Vermarktung zu schaffen, Vermarktungshemmnisse auszuräumen und Hilfestellung bei der Aufnahme und Gestaltung von Verhandlungen zu leisten.

Dort, wo der Versuch einer besseren Nachfragerkoordination versagt, können alternativ auch staatliche Stellen *Naturschutzverträge* stellvertretend für die Nachfrager abschließen. Auch in diesem Fall ist eine flexible Gestaltung möglich, welche unterschiedlichen örtlichen Angebots- und Nachfragesituationen Rechnung trägt. Ein Problem des Vertragsnaturschutzes (wie auch der forstlichen Förderung) ist jedoch die Preisfindung, da in diesem Fall zunächst keine Informationen über die Bewertungen der entsprechenden Umweltleistungen seitens der Nachfrager verfügbar sind. Hier müssen also Methoden der ökonomischen Bewertung herangezogen werden, wie sie in diesem Bericht erstmalig für die Biodiversitätsschutzleistung des Waldes in Deutschland vorgelegt werden.

Fördermaßnahmen – als letzte der oben aufgezählten Möglichkeiten – haben dort Effizienzvorteile, wo es weniger um die Erbringung spezifischer standörtlicher Leistungen geht, sondern vorwiegend um globale oder regionenübergreifende Leistungen. Solche Effekte kann man mit allgemeinen, wenig zu differenzierenden Förderbeträgen bezogen auf relativ einfach zu administrierende Bemessungsgrundlagen abgelden (z.B. die Waldfläche). Zwar sind auch Fördersysteme für Differenzierungsansätze offen (vgl. z.B. die Erstaufforstungsförderung; GOTTLOB & ENGLERT 2003), welche aber relativ schnell an die Grenze einer effizienten Administrierbarkeit stoßen. In ihrer derzeitigen Ausrichtung und Struktur ist die forstliche Förderung stärker maßnahmen- als ergebnisorientiert, d.h. sie setzt stärkere Akzente auf die Unterstützung langfristig wirkender Investitionen als auf die finanzielle Honorierung eines erwünschten Waldzustandes; insbesondere knüpfen forstliche Fördermaßnahmen derzeit ganz überwiegend an Maßnahmen der Holzproduktion an, zulasten einer direkten Förderung von Umweltleistungen der Wälder. Eine stärkere Ausrichtung der Fördersysteme an der Nachfrage nach Umweltleistungen scheint daher angezeigt (vgl. THOROE *et al.* 2003; SRU 2000:Tz.1217; WB-BML 1994); hierdurch würden auch die Kosten der Erbringung von Schutz- und Erholungsleistungen nicht mehr der Holzproduktion im engeren Sinne angelastet. Dies würde andererseits erfordern, dass in die Gestaltung dieses Fördersystems verstärkt diejenigen Interessengruppen einzubeziehen wären, die von diesen Schutz- und Erholungsleistungen profitieren sollen (s.u.).

Leistungserstellung durch staatliche Stellen

Die Anwendbarkeit unterschiedlicher Konfliktlösungsinstrumente ist z.T. auch von der Waldeigentumsform abhängig; forstliche Förderung und Vertragsnaturschutz stehen nur den Privatwald- und einigen Körperschaftswaldbetrieben zur Verfügung. In Betrieben öffentlicher Eigentümer, die einer parlamentarischen Kontrolle unterliegen, können Nutzungskonflikte jedoch durch direkten Einfluss auf die Betriebsziele gelöst werden. Auch hier kann ein verstärkter Einbezug der jeweiligen Interessengruppen zur Beilegung bzw. Verringerung von Nutzungskonflikten beitragen. Dies ist Thema des folgenden Abschnittes.

2.4.3 Partizipative Ansätze zur Konfliktlösung

Forderungen nach umfassenderer Bürgerbeteiligung an öffentlichen Entscheidungen haben in den letzten Jahren deutlich an Umfang gewonnen. Dies hat in etlichen internationalen Vereinbarungen seinen Niederschlag gefunden, unter anderem im „Übereinkommen über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten“ (Aarhus Convention, UNECE 1998) sowie in den Vorschlägen für die Gestaltung Nationaler Waldprogramme durch das IPF (IPF 1997) sowie seine Nachfolgeorganisationen IFF und UNFF.²⁵ In der Bundesrepublik Deutschland ist die Partizipation organisierter Interessen auf mehreren Ebenen institutionalisiert; beispielsweise sind Verbandsanhörungen formell in das Gesetzgebungsverfahren integriert (GGO 2000, §47), und das Bundesnaturschutzgesetz sieht die Beteiligung anerkannter Vereine auch bei der Vorbereitung untergesetzlicher Regelungen vor (BNATSCHG §58ff). Jedoch fehlen individuelle Beteiligungsrechte auf Bundesebene weitgehend (mit Ausnahme des Petitionsrechtes in Art.17 GG); direktdemokratische Elemente wie etwa Referenden und Bürgerbegehren sind nur auf kommunaler und Länderebene vorgesehen (und i.d.R. hohen Barrieren unterworfen; vgl. Überblick bei VON ARNIM 2000:304ff.); und Beteiligungsrechte im Rahmen konkreter Planungen (z.B. Bürgeranhörungen) sind weitgehend auf die Lokalebene beschränkt. Daneben sind eine Reihe „informeller“ (d.i. nicht verbindlicher) Partizipationsprozesse insbesondere auf lokaler Ebene bedeutsam geworden, etwa im Rahmen der lokalen Agenda 21. Auf Bundesebene wurden mehrere „informelle“ Prozesse unter breiter Verbandsbeteiligung initiiert, die für das Konfliktfeld Biodiversität/Waldnutzung relevant sind, so die sektorale Biodiversitätsstrategie (BML 2000a), das Nationale Waldprogramm (BML 2000b, BMVEL 2003) und die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (BUNDESREGIERUNG 2002).

²⁵ IPF= Intergovernmental Panel on Forests, IFF= Intergovernmental Forum on Forests, UNFF=United Nations Forum on Forests

Im Konfliktfeld unterschiedlicher Ansprüche an die Waldbewirtschaftung stehen sich etliche Interessengruppen gegenüber – lokale und regionale Bevölkerung, Waldbesitzer, Jäger, Naturschutzorganisationen und andere Interessenvertretungen, Forst- und Naturschutzverwaltungen. Interessenkonflikte treten sowohl zwischen als auch innerhalb dieser Gruppen auf (SKUTSCH 2000; zu innerforstlichen Konflikten vgl. MANN 1999). Wechselseitige Akzeptanz ist eine wesentliche Grundbedingung zur Minderung solcher Konflikte. Akzeptanzsicherung und Konfliktbewältigung für Natur- und Biodiversitätsschutzbelange haben (nach SRU 2002:Tz.438) vier Voraussetzungen: das Thematisieren von „Natur“ in einer Weise, die Vorstellungen von Reichtum und Vielfalt weckt (nicht aber Assoziationen an Verbote); die weitestmögliche Vermeidung einer Konstellation von Fremdbestimmtheit; sinnvolle, begründbare Ziele; und die Vermeidung von Einkommenseinbußen der derzeitigen Landnutzer sowie eine Verbesserung ihrer Anreizstrukturen.

Partizipationsprozesse können hinsichtlich ihrer personellen Zusammensetzung problematisch sein, da die Teilnehmer i.d.R. weder demokratisch legitimiert noch kontrolliert sind, und oft auch keinen repräsentativen Ausschnitt der jeweiligen Interessen darstellen. Sie bergen zudem Missbrauchsgefahren – beispielsweise wenn eine Überfülle solcher Prozesse die Beteiligungsbereitschaft der Interessenten erstickt und es Politikern ermöglicht, sich hinter einem Strauß partizipatorisch erarbeiteter, aber wechselseitig inkompatibler Handlungsempfehlungen zu verstecken, und sich so ihrer genuinen Verantwortlichkeit für politische Entscheidungen zu entziehen. Sofern man sich aber bewusst bleibt, dass partizipative Verfahren grundsätzlich nur der Vorbereitung von Entscheidungen dienen können, welche gleichwohl anschließend von demokratisch legitimierten Institutionen gegebenenfalls modifiziert, umgesetzt und auch verantwortet werden müssen, können Kollisionen mit dem Demokratieprinzip vermieden werden (hierzu vertiefend SCHMIDT 2003). Unter dieser Voraussetzung können solche Verfahren einen wesentlichen Beitrag zur Beilegung von Nutzungskonflikten bei der Waldbewirtschaftung leisten, indem sie die Transparenz politischer Entscheidungen erhöhen, Kommunikations- und Entscheidungsprozesse pluralistischer machen, wechselseitiges Lernen ermöglichen und das Bewusstsein kollektiver Verantwortlichkeit für die umweltverträgliche Nutzung des Waldes stärken.

Über Beteiligungsverfahren im Spannungsfeld zwischen Landnutzung und Naturschutz liegt mittlerweile auch aus dem forstlichen Bereich eine Fülle von Erkenntnissen vor. Sie umfassen beispielsweise:

- grundsätzliche Darstellungen zur Bevölkerungsbeteiligung im Rahmen forstpolitischer Programme (u.a. BUCHY & HOVERMAN 2000; BUTTOUD 1999a; BUTTOUD 1999b);

- Erfahrungen und Probleme mit partizipativen Forstprogrammen auf nationaler und regionaler Ebene (u.a. HUMPHREYS forthcoming; GLÜCK *et al.* 2003; HOGL 2002; ELSASSER 2002; NISKANEN & VÄYRYNEN 1999);
- lokale bzw. themenspezifische Fallstudien (u.a. HYTONEN *et al.* 2002; KENYON & NEVIN 2001; VAN DEN DAELE *et al.* 1996);
- die Zusammenführung von ökonomischen Umweltbewertungen und Beteiligungsverfahren (aus theoretischer Sicht u.a. WILSON & HOWARTH 2002; NIEMEYER & SPASH 2001; SAGOFF 1998; Anwendungsbeispiele u.a. MACMILLAN *et al.* 2002; KENYON *et al.* 2001)
- Anleitungen und Handbücher zur praktischen Durchführung von Beteiligungsverfahren (u.a. GRAMBERGER 2001; SISK 2001; DETR 2000).

Diese Darstellungen können und sollen hier nicht wiederholt werden. Statt dessen erscheint es sinnvoll, die Aufmerksamkeit auf drei Bereiche zu lenken, die exemplarisch für (inhaltlich wie thematisch unterschiedliche) Defizite bei der Umsetzung des Partizipationsgedankens in der deutschen Forstpolitik stehen mögen. Diese Defizite betreffen:

- a. die Beteiligung potentieller Nachfrager bei der Gestaltung umweltbezogener (forstlicher) Förderprogramme;
- b. die Berücksichtigung lokaler Interessen bei der Bewirtschaftung des Staatswaldes
- c. die bislang weitgehende Beschränkung von Beteiligungsverfahren im forstlichen Bereich auf organisierte Interessen.

zu a. Das bestehende System forstlicher Förderung ist insofern problematisch, als es derzeit die Verbesserung der wirtschaftlichen Lage der Forstwirtschaft in den Vordergrund stellt und Forstbetriebe damit unabhängig von den von ihnen tatsächlich erbrachten Umweltleistungen fördert. Von etlichen Seiten wird daher von der staatlichen Förderpolitik eine Umoorientierung gefordert: Sie solle sich auf die Honorierung von Leistungen konzentrieren, die die Betriebe für die Allgemeinheit erbringen und die nicht als Kuppelprodukte der Holzproduktion anfallen (SRU 2000:Tz.1147, Tz.1213ff.; vgl. auch WB-BML 1994; THOROE *et al.* 2003). Dies erscheint auch vor dem Hintergrund der derzeitigen Neuausrichtung der Agrarumweltförderung zwingend. Eine Neuausrichtung der (forstlichen) Förderung an den Nutzungsansprüchen der Allgemeinheit erfordert jedoch eine gesellschaftliche Diskussion (und letztlich einen Konsens) darüber, welche konkreten Nutzungsansprüche tatsächlich existieren und wie diese untereinander gewichtet werden sollen. Diese Diskussion sollte nicht

als spezifisch forstliche – also gesellschaftlich marginale – Fragestellung aufgefasst werden, die so letztlich dem engbegrenzten Geflecht der etablierten Interessengruppen vorbehalten würde (und damit in erster Linie den Anbietern von Umweltleistungen); die Förderung von Umweltleistungen im Interesse der Allgemeinheit erfordert eine Beteiligung dieser Allgemeinheit als der Nachfragerin nach Umweltqualität an der Zieldiskussion. Eine solche Diskussion könnte gleichzeitig die Bereitschaft der Gesellschaft als Ganzes daran erhöhen, ihre Naturnutzung an der Tragfähigkeit von Ökosystemen auszurichten (SRU 2000:Tz.1221).

zu b. Auf den verschiedenen föderalen Ebenen existieren etliche Instrumente zur Bevölkerungsbeteiligung an Entscheidungen über die Bewirtschaftung öffentlicher Wälder (parlamentarische Kontrolle, Anhörungsrechte, Beteiligung der Träger öffentlicher Belange an walddrelevanten Planungen, Abstimmungen mit Verbänden im Vorfeld von Entscheidungen usw.). Im Falle des Kommunalwaldes stehen damit umfassende etablierte Möglichkeiten zur Mitbeteiligung der örtlichen Bevölkerung an der betrieblichen Zielsetzung zur Verfügung. Für den Landeswald gilt dies jedoch nur mit Einschränkungen, da die genannten Beteiligungsinstrumente vor allem auf Landesebene greifen, auf Lokalebene aber nur bedingt – aus praktischer Sicht existiert auf dieser Ebene beim Landeswald eine Mitsprachelücke. Zwar unterliegen lokale Bewirtschaftungsentscheidungen in allen öffentlichen Waldbesitzformen auch der Kontrolle durch lokale Medien; da diese allerdings nur über beschränkte politische Legitimation verfügt, ist für den Landeswald – insbesondere in der Nähe von Verdichtungsräumen – eine stärkere Mitbeteiligung lokaler Interessen anzuregen (vgl. auch IPF 1997, Handlungsempfehlung 17f²⁶; SRU 2000:Tz.1223).²⁷

zu c. Die bisherigen partizipativen Ansätze der deutschen Forstpolitik, insbesondere im Rahmen nationaler und regionaler Waldprogramme, sind auf die Beteiligung von Interessenverbänden beschränkt. Zwar stellen sich bei jeder Art der Interessenvertretung grundsätzliche Repräsentationsprobleme (vgl. O'NEILL 2001). Diese werden bei einer Beschränkung auf Verbände aber in mehrfacher Hinsicht verschärft: Erstens sind die Anreize, überhaupt Interessenverbände zu bilden, bei Partikularinteressen größer als bei Fragen, die im allgemeinen Interesse liegen (OLSON 1971); zweitens sind die Teilnahmeanreize für die Verbände ungleich verteilt (ELSASSER 2002); drittens existieren innerhalb der beteiligten

²⁶ IPF-Handlungsempfehlung 17f: „... to elaborate systems ... [for National Forest Programmes that involve] a broad participation of indigenous people, forest dwellers, forest owners and local communities in meaningful decision-making regarding the management of state forest lands in their proximity ...“

²⁷ Allerdings ist hier die schon genannte Einschränkung zu wiederholen, dass eine solche Mitsprache nur der *Entscheidungsvorbereitung* dienen kann, da eine *Entscheidungssteilhabe* gegen das Demokratieprinzip verstieße. Das Spannungsverhältnis zwischen Mitsprache und Demokratieprinzip wird damit gemildert; aufgelöst werden könnte es letztlich nur durch den Rückzug des Staates aus dem Waldeigentum (SCHMIDT 2003:94; vgl. auch SRU 2000:Tz.1136,1195).

Verbände Interessenkonflikte, die zu einer Dominanz von Partikularinteressen führen können (MANN 1999); und schließlich verfolgen die Verbandsvertreter auch Eigeninteressen, die nicht mit denen ihres Verbandes deckungsgleich sein müssen (Prinzipal-Agenten-Problem). Nur sehr wenig spricht daher für die Annahme, dass die Interessen der Bevölkerung an Holzproduktion, Biodiversitätsschutz, Erholung und weiteren Leistungen des Waldes etwa durch Waldbesitzer-, Umwelt- und andere Verbände in umfassendem Sinne vertreten seien – vielmehr existiert hier die Gefahr, dass bereits etablierte Lobbygruppen ihren Einfluss auf Kosten einer umfassenden Berücksichtigung der Belange der Allgemeinheit ausweiten könnten. Soll dies vermieden werden, dann führt kein Weg daran vorbei, Beteiligungsprozesse im forstlichen Bereich der Allgemeinheit zu öffnen. Dies stellt nicht zuletzt in organisatorischer Hinsicht eine massive Herausforderung dar. Dass man sich ihr stellen kann, zeigen unter anderem die Diskussionsprozesse zur Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung²⁸ sowie insbesondere zum Nationalen Forstprogramm Finnlands (vgl. REUNALA 2000).

²⁸ vgl. auch <http://www.dialog-nachhaltigkeit.de/html/bilanz.htm>

2.5 Zusammenfassung zu Teil 2

Die ökonomische Betrachtung von Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt beschränkt sich nicht auf die Kosten dieser Maßnahmen. Um die Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität aus ökonomischer Sicht beurteilen zu können, sind darüber hinaus Informationen notwendig, wie hoch der Nutzen der Maßnahmen für die Allgemeinheit ist. Die monetäre Bewertung bietet eine Hilfestellung bei der Beantwortung auf die Frage nach dem gesellschaftlich erwünschten Umfang an Schutzmaßnahmen für Biodiversität in Wäldern. Unter Verwendung der Kontingenten Bewertungsmethode wird im Rahmen zweier repräsentativer Haushaltsbefragungen die Wertschätzung für Biodiversität anhand ausgewählter Maßnahmen im Bundesgebiet und in Schleswig-Holstein für die Bevölkerung ermittelt. Durch die Marktsimulation wird eine Zahlungsbereitschaft unter den gegebenen hypothetischen Umständen für das zu bewertende Gut „Biologische Vielfalt im Wald“ ermittelt, die eine Größenordnung für die Wertschätzung der Maßnahmen darstellt.

Anhand der Ergebnisse aus den Korrelationsanalyse und der Zahlungsbereitschaftsanalyse wird einerseits der Grad der Akzeptanz der Maßnahmen und die Einflussfaktoren auf die Akzeptanz ermittelt und andererseits die Größenordnung der geäußerten Zahlungsbereitschaft dargestellt, die die Wertschätzung von Biodiversität widerspiegelt. Die Ergebnisse und die Unterschiede der Akzeptanz der Maßnahmen und der Zahlungsbereitschaften auf bundesweiter Ebene und in Schleswig-Holstein werden dargestellt. Dabei werden die Substitutionsbeziehungen zwischen kleinräumigen und bundesweiten Schutzmaßnahmen durch einen Vergleich zwischen den Befragungen in Schleswig-Holstein und im Bundesgebiet ermittelt. Es wird eine Übersicht zur Ableitung von Handlungsempfehlungen gegeben.

In einer anschließenden Untersuchung dienen die hier erarbeiteten Ergebnisse als Grundlage für ökonometrische Schätzungen, die sich in der Ermittlung von Zahlungsbereitschaftsfunktionen befasst, um Vorhersagen aus dem Nutzen dieser Maßnahmen treffen zu können.

Im Anschluss an die empirische Untersuchung der Zahlungsbereitschaften für Biodiversitätsschutzmaßnahmen werden potentielle Konflikte zwischen Biodiversitätsschutz und weiteren Waldeleistungen beleuchtet und entsprechende Lösungsmöglichkeiten diskutiert. Dabei wird zum einen auf Möglichkeiten zur Konfliktlösung aus produktionstechnischer Sicht eingegangen, zum anderen werden Potential und spezifische Probleme von Partizipationsansätzen zur Konfliktlösung beschrieben.

3 Literaturverzeichnis

3.1 Zu Teil 1

- BML, (verschiedene Jahrgänge): Agrarbericht der Bundesregierung. Bonn, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- BMVEL, 2003: Ernährungs- und agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2003. Bonn, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
- DEGEN, B., LLAMAS-GÓMEZ, L. U. SCHOLZ, F. 1999: Erarbeitung von Entscheidungshilfen für eine nachhaltige Forstwirtschaft zum Schutz der genetischen Vielfalt von Waldbaum- und Waldstraucharten. Abschlußbericht eines BML-Verbundprojekts, ausgeführt von den Universitäten Hamburg und Göttingen, Koordiniert von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Nr. 195, Kommissionsverlag Buchhandlung Max Wiedebusch, Hamburg
- HANEWINKEL, M. 1998: Plenterwald und Plenterwaldüberführung. Modellstudien zu planungstechnischen, waldbaulichen und ökonomischen Aspekten am Fallbeispiel des Wuchsgebietes Schwarzwald. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg, Band 9
- KONITZER, A. 2000: Waldumbaumaßnahmen und ihre betriebswirtschaftlichen Auswirkungen – eine GIS-gestützte Untersuchung am Beispiel des Niedersächsischen Harzes. Dissertation, Universität Göttingen
- OHEIMB, G. v., ELLENBERG, H., HEUVELDOP, J. U. KRIEBITZSCH, W.-U. 1999: Einfluß der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und –zusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch- und Krautschicht unter besonderer Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes und des Verbissdruckes durch Wild. Abschlußbericht eines BML-Verbundprojekts, ausgeführt von den Universitäten Hamburg und Göttingen, Koordiniert von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Nr. 195, Kommissionsverlag Buchhandlung Max Wiedebusch, Hamburg
- PRETZSCH, H. 2003: Diversität und Produktivität von Wäldern. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 174. Jg. S. 88 bis 98
- ROSIN, A. 2000: Aktuelle Waldbaukonzepte Deutschlands im Vergleich untereinander sowie International. Diplomarbeit, Göttingen
- SCHÖBER, R. 1979: Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- SCHÖPFER, W. u. DAUBER, E. 1989: Bestandessortenfabeln `82/85. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Biometrie Nr. 48
- SCHOLZ, F. u. DEGEN, B. (Hersg.) 1999: Wichtige Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Wäldern. Abschlußberichte eines BML-Verbundprojekts, ausgeführt von den Universitäten Hamburg und Göttingen, Koordiniert von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Nr. 195, Kommissionsverlag Buchhandlung Max Wiedebusch, Hamburg
- SCHOPPA, F. N., U. GREGORIUS, H.-R. 1999: Folgewirkungen wald- und forstgeschichtlicher Entwicklungen für die aktuelle genetische Zusammensetzung unserer Waldbaumpopulationen. Abschlußbericht eines BML-Verbundprojekts, ausgeführt von den Universitäten Hamburg und Göttingen, Koordiniert von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und

Holzwirtschaft Hamburg, Nr. 195, Kommissionsverlag Buchhandlung Max Wiedebusch, Hamburg

SCHÜTZ, J.-PH. 2001: Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Parey Buchverlag Berlin

THOROE, C., DIETER, M., ELSASSER, P., ENGLERT, H. KÜPPERS, J.-G. u. ROERING, H.-W. 2003: Untersuchungen zu den ökonomischen Implikationen einer Präzisierung der Vorschriften zur nachhaltigen, ordnungsgemäßen Forstwirtschaft bzw. von Vorschlägen zur Konkretisierung der Guten fachlichen Praxis in der Forstwirtschaft. Untersuchung im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.

3.2 Zu Teil 2, Abschnitte 2.1 bis 2.3

AHLHEIM, M. (1995): Nutzen-Kosten-Analyse und kontingente Evaluierung bei der Bewertung von Umweltprojekten. In: Staatswissenschaften & Staatspraxis, Bd. 6, S. 317-358, Baden-Baden.

AJZEN, I. & FISHBEIN, M. (1973): Attitudinal and normative variables as predictors of specific behavior. In: Journal of personality and social psychology (27), S. 41-57, Washington DC.

ARNOLD, V. (1992): Theorie der Kollektivgüter, München.

BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & WEIBER, R. (2003): Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung, Berlin (u.a.).

BATEMAN, I.J. & WILLIS, K.G., Hrsg. (2001): Valuing environmental preferences – Theory and practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries, Oxford.

BECKENBACH, F.; HAMPICKE, U.; LEIPERT, C.; MERAN, G.; MINSCH, J.; NUTZINGER, H.G.; PFRIEM, R.; WEIMANN, J.; WIRL, F.; WITT, U., Hrsg. (2001): Jahrbuch Ökologische Ökonomik – Ökonomische Naturbewertung (2), Marburg.

BERGEN, V. (2001): Monetäre Bewertung der öffentlichen Güter des Waldes. In: F. Beckenbach, U. Hampicke, C. Leipert, G. Meran, J. Minsch, H.G. Nutzinger, R. Pfriem, J. Weimann, F. Wirl, U. Witt (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik – Ökonomische Naturbewertung (2), S. 265-280, Marburg.

BORTZ, J. (1999): Statistik für Sozialwissenschaftler, Berlin.

BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (2002): SPSS 11 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows, München.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg. (2000): Umweltbewusstsein in Deutschland 2000 – Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage, Berlin.

CARSON, R.T. & MITCHELL, R.C. (1993): Using surveys to value public goods: the contingent valuation method, Washington DC.

CARSON, R.T., FLORES, N.E. & MEADE, N.F. (2001): Contingent valuation: controversies and evidence. In: Environmental & resource economics, vol. 19, S. 173-210, Dordrecht (u.a.).

ELSASSER, P. (1996): Der Erholungswert des Waldes – Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland, Frankfurt/Main.

ELSASSER, P. & KÜPKER, M. (2002): Zur ökonomischen Bewertung der biologischen Vielfalt im Wald. In: Schriftenreihe des BMVEL: Biologische Vielfalt mit der Land- und Forstwirtschaft, Angewandte Wissenschaft H 494, S. 221-228, Münster-Hiltrup.

ELSASSER, P. & MEYERHOFF, J., Hrsg. (2001a): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern – Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, Marburg.

ELSASSER, P. & MEYERHOFF, J. (2001b): KBM-Studien zur Bewertung von Umweltgütern im deutschsprachigen Raum – eine Kurzübersicht. In: P. Elsasser & J. Meyerhoff (Hrsg.):

- Ökonomische Bewertung von Umweltgütern – Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, S. 291-308, Marburg.
- ELSASSER, P. & MEYERHOFF, J. (2001c): Die mögliche Rolle Kontingenter Bewertungen für die Umweltpolitik. In: P. Elsasser & J. Meyerhoff (Hrsg.): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern – Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, S. 309-322, Marburg.
- ENNEKING, U. (1999): Ökonomische Verfahren im Naturschutz – Der Einsatz der Kontingenten Bewertung im Entscheidungsprozeß. Europäische Hochschulschriften, Reihe V (Volks- und Betriebswirtschaft), Bd. 2400, Frankfurt/Main.
- ENNEKING, U. (2001): Ökonomische Präferenzforschung im Dienste politischer Entscheidungsfindung. In: F. Beckenbach, U. Hampicke, C. Leipert, G. Meran, J. Minsch, H.G. Nutzinger, R. Pfriem, J. Weimann, F. Wirl, U. Witt (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik – Ökonomische Naturbewertung (2), S. 131-150, Marburg.
- FLITNER, M. (1999): Biodiversität oder: Das Öl, das Meer und die `Tragödie der Gemeingüter`. In: C. Görg, C. Hertler, E. Schramm, M. Weingarten (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität – Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze, S. 53-70, Marburg.
- FOLDVARY, F.E. (2000): Das Lexikon der freien Marktwirtschaft, Hrsg. v. D. Doering, Düsseldorf.
- FRÖR, O. (2003): Ist die Kontingente Evaluierung die Methode der Wahl zur Bewertung der Biodiversität? Eine kritische Analyse. In: H. Korn & U. Feit (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt III – Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, S. 221-226, Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.
- GETZNER, M. (2001): Zur Verwendung der Ergebnisse von Kontingenzbefragungen für Politikentscheidungen. In: P. Elsasser & J. Meyerhoff (Hrsg.): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern – Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, S. 245-267, Marburg.
- GREEN, C. & TUNSTALL, S. (2001): A psychological perspective. In: I. J. Bateman & K. G. Willis (Hrsg.): Valuing environmental preferences – Theory and practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries, S. 207-257, Oxford.
- GUTMANN, M. & JANICH, P. (2001): Überblick zu methodischen Grundproblemen der Biodiversität. In: P. Janich, M. Gutmann, K. Prieß: Biodiversität – Wissenschaftliche Grundlagen und gesellschaftliche Relevanz. Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung, Bd. 10, S. 3-27, Marburg.
- HANLEY, N., SPASH, C. & WALKER, L. (1995): Problems in valuing the benefits of biodiversity protection. In: Environmental & resource economics, vol. 5, S. 249-272, Dordrecht (u.a.).
- HARTUNG, J. & ELPELT, B. (1999): Multivariate Statistik – Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik, München.
- HAUSMAN, J.A., Hrsg. (1993): Contingent valuation – a critical assessment, North-Holland, Amsterdam (u.a.).
- HEINS, V. (1999): Technokratie des nackten Lebens – Grenzen politischer Steuerung im Konfliktfeld Natur. In: C. Görg, C. Hertler, E. Schramm, M. Weingarten (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität – Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze, S. 236-254, Marburg.
- KLEMMER, P. (1992): Nutzen des Umweltschutzes – Ausgewählte Ergebnisse und methodische Zwischenbilanz eines Forschungsprogramms. In: M. Junkernheinrich & P. Klemmer (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes, Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Sonderheft 3/1992, S. 21-34, Berlin.

- KORN, H. (1999): Indikatorenentwicklung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. In: C. Görg, C. Hertler, E. Schramm, M. Weingarten (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität – Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze, S. 203-213, Marburg.
- KOTCHEN, M.J. & REILING, S.D. (2000): Environmental attitudes, motivations and contingent valuation of nonuse values: a case study involving endangered species. *Ecological Economics* 32 (1), S. 93-107, Amsterdam.
- KROTT, M. & SUDA, M., Hrsg. (2001): Befragung als Methode der Sozialforschung in der Forstwissenschaft. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 132, Frankfurt/M.
- LERCH, A. (1999): Der ökonomische Wert der Biodiversität. In: C. Görg, C. Hertler, E. Schramm, M. Weingarten (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität – Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze, S. 169-186, Marburg.
- MANTAU, U. (2001a): Infrastrukturleistungen des Waldes marktfähig machen – Die forstliche Produktlücke. In: AFZ-Der Wald, 2001, Sonderveröffentlichung, S. 6-9, München.
- MANTAU, U. (2001b): Erschließung neuer Märkte durch forstwirtschaftliche Zusammenschlüsse. In: AFZ-Der Wald, 2001, Sonderveröffentlichung, S. 18-21, München.
- MENGER, C. (1934): Grundsätze der Volkswirtschaftslehre (The collected works of Carl Menger Volume 1). In Series of Reprints of Scarce Tracts in Economic and Political Science, No. 17, London.
- MEYERHOFF, J. (2003): Der Einfluss von Einstellungen auf die Zahlungsbereitschaft für den Schutz biologischer Vielfalt – Ergebnisse aus zwei kontingenten Bewertungen zum Wattenmeer und zur Elbe, Berlin (im Erscheinen).
- MISES, L. VON (1920): Die Wirtschaftsrechnung im Sozialistischen Gemeinwesen. In: Archiv für Sozialwissenschaft und Sozialpolitik, 47, S. 86 - 112, Tübingen.
- MITCHEL, R.C. & CARSON, R.T. (1981): An experiment in determining willingness to pay for national water quality improvements, Draft Report to the U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- MOISSEINEN, E. (1999): On behavioural intentions in the case of the Saimaa Seal – Comparing the contingent valuation approach and attitude-behaviour research. In: M. O`Connor & C.L. Spash, (eds): Valuation and the environment – Theory, method and practice, S. 183-204, Elgar, Cheltenham.
- MÜLLER, M., THIELE, H. & WRONKA, T. (1999): Forschungsansätze zur Ermittlung regionaler Präferenzen für Landschaftsfunktionen: Conjoint-Analyse und Contigent-Valuation-Methode. In: Agrarwirtschaft - Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik, 48 (H10), S. 386-388, Frankfurt/Main.
- MÜLLER, M., SCHMITZ, P.M., THIELE, H. & WRONKA, T. (2001): Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung der Landnutzung in peripheren Regionen. In: Berichte über Landwirtschaft, 3/2001, S. 19-48, Münster-Hiltrup.
- NUNES, P. & VAN DEN BERGH, J. (2001): Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* (39), S. 203-222, Amsterdam.
- PIECHOCKI, R. (2002): Biodiversitätskampagne 2002: "Leben braucht Vielfalt" – I. Zur Entstehungsgeschichte des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. In: Natur und Landschaft, 77. Jg. (H1), S. 43-44, Stuttgart.
- PIECHOCKI, R., ESER, U., POTTHAST, T., WIERSBINSKI, N. & OTT, K. (2003): Biodiversität – Symbolbegriff für einen Wandel im Selbstverständnis von Natur- und Umweltschutz. In: Natur und Landschaft, 78. Jg. (H1), S. 30-32, Stuttgart.
- PIRSCHER, F. (1995): Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung von Artenvielfalt. In: W. Großkopf, E. van den Akker, C.-H. Hanf, F. Heidhues (Hrsg.): Die Landwirtschaft nach der EU-Agrarreform: vom 5.-7.10.94 in Hohenheim. Schriften d. Ges. f. Wirtschafts- u. Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., Münster-Hiltrup.

- PRUCKNER, J. (1995): Der kontingente Bewertungsansatz zur Messung von Umweltgütern – Stand der Debatte und umweltpolitische Einsatzmöglichkeiten. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, Bd. 18, S. 503-536, Frankfurt/Main.
- PRUCKNER, J. (2001): Was leistet die monetäre Bewertung in der Umweltpolitik? In: F. Beckenbach, U. Hampicke, C. Leipert, G. Meran, J. Minsch, H.G. Nutzinger, R. Pfriem, J. Weimann, F. Wirl, U. Witt (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik – Ökonomische Naturbewertung (2), S. 107-129, Marburg.
- READY, R.C., NAVRUD, S. & DUBOURG, W.R. (2001): How do respondents with uncertain willingness to pay answer Contingent Valuation questions? In: Land economics, vol. 77 (3), S. 315-326, Wisconsin.
- SCHNEIDER, J. (2001): Die ökonomische Bewertung von Umweltprojekten – Zur Kritik an einer umfassenden Umweltbewertung mit Hilfe der Kontingenten Evaluierungsmethode, Heidelberg.
- SPANGENBERG, J. (1999): Indikatoren für biologische Vielfalt. In: C. Görg, C. Hertler, E. Schramm, M. Weingarten (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität – Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze, S. 215-236, Marburg.
- STRÖBELE, W.J. (1999): Umweltpolitik – was lehrt die neoklassische Perspektive? In: F. Beckenbach, U. Hampicke, C. Leipert, G. Meran, J. Minsch, H.G. Nutzinger, R. Pfriem, J. Weimann, F. Wirl, U. Witt (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik – Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomik versus Ökologische Ökonomik (1), S. 243-317, Marburg.
- SWANSON, T. (1994): The international regulation of extinction, London.
- WAGNER, R. (2000): Monetäre Umweltbewertung mit der Contingent Valuation-Methode. Europäische Hochschulschriften, Reihe V (Volks- und Betriebswirtschaft) Bd. 2611, Frankfurt/Main.
- WEIMANN, J. (1999): Die Methodik der Umweltökonomik. In: F. Beckenbach, U. Hampicke, C. Leipert, G. Meran, J. Minsch, H.G. Nutzinger, R. Pfriem, J. Weimann, F. Wirl, U. Witt (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik – Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomik versus Ökologische Ökonomik (1), S. 17-51, Marburg.
- WIMMER, F. (1993): Empirische Einsichten in das Umweltbewusstsein und Umweltverhalten der Konsumenten. In: G.R. Wagner (Hrsg.): Betriebswirtschaft und Umweltschutz, S. 44-78, Stuttgart.

3.3 Zu Teil 2, Abschnitt 2.4

- AMMER, U. (1983): Erholung und Landschaft - haben wir des Guten zu viel getan? Forstwissenschaftliches Centralblatt 102 S. 217-233
- ANANDA, J.; HERATH, G. (2003): Incorporating stakeholder values into regional forest planning: a value function approach. Ecological Economics 45 (1), S. 75-90
- VON ARNIM, H.H. (2000): Vom schönen Schein der Demokratie. Politik ohne Verantwortung, am Volk vorbei. Frankfurt & Wien: Büchergilde Gutenberg, 391 S.
- BERGEN, V. (Hrsg.) (2000): Ökonomische Analysen von Schutz-, Erholungs- und Rohholzleistungen des Waldes in Rheinland-Pfalz. Mainz: LFV Rheinland-Pfalz. Mitteilungen 17/2000, 170 S.
- BERGEN, V.; LÖWENSTEIN, W.; OLSCHESKI, R. (2002): Forstökonomie. Volkswirtschaftliche Grundlagen. München: Vahlen Vahlers Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, 469 S.
- BLUM, A.; BRANDL, H.; OESTEN, G.; RÄTZ, T.; SCHANZ, H.; SCHMIDT, S.; VOGEL, G. (1996a): Wirkungen des Waldes und den Leistungen der Forstwirtschaft. Allgemeine Forst Zeitschrift 51 (1), S. 22-26

- BLUM, A.; BRANDL, H.; OESTEN, G.; RÄTZ, T.; SCHANZ, H.; SCHMIDT, S.; VOGEL, G. (1996b): Wohlfahrtökonomische Betrachtungen zu den Wirkungen des Waldes und den Leistungen der Forstwirtschaft. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 167 (5), S. 89-95
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2000a): Forstwirtschaft und biologische Vielfalt. Strategie zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in den Wäldern Deutschlands. Bonn: BML, 25 S. URL: <http://www.nwp-online.de/archiv/nfp2000/tisch-32c.pdf>
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2000b): Nationales Forstprogramm Deutschland. Ein gesellschaftspolitischer Dialog zur Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftung im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung 1999/2000. Bonn: BML, 71 S. URL: <http://www.nwp-online.de/nwp-g1.htm>
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2003): Nationales Waldprogramm Deutschland. 2. Phase: Vom Nationalen Forstprogramm zum Nationalen Waldprogramm. Bonn: BMVEL, 76 S. URL: <http://www.nwp-online.de/nwp-g2.htm>
- BNATSCHG Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz). BGBl I S. 1193. Zuletzt geändert 25.3.2002.
- BODE, W.; VON HOHNHORST, M. (1994): Waldwende. Vom Försterwald zum Naturwald. München: Beck, 199 S.
- BUCHY, M.; HOVERMAN, S. (2000): Understanding public participation in forest planning: a review. Forest Policy and Economics 1 S. 15-25
- BUNDESREGIERUNG (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. 343 S. URL: http://www.nachhaltigkeitsrat.de/service/download/pdf/Nachhaltigkeitsstrategie_komplett.pdf
- BURSCHEL, P. (1994): Holzproduktion als ökologische Rechtfertigung des Forstberufes. Allgemeine Forst Zeitschrift 49 (12), S. 622-631
- BUTTOUD, G. (1999a): Negotiation methods to support participatory forest planning. In: NISKANEN, A.; VÄYRYNEN, J. (Hrsg.): Regional Forest Programmes: A Participatory Approach to Support Forest Based Regional Development. Joensuu: EFI. Proceedings 32/1999, S. 29-45
- BUTTOUD, G. (1999b): Principles of participatory processes in public decision making. In: NISKANEN, A.; VÄYRYNEN, J. (Hrsg.): Regional Forest Programmes: A Participatory Approach to Support Forest Based Regional Development. Joensuu: EFI. Proceedings 32/1999, S. 11-28
- COASE, R.H. (1960): The Problem of Social Cost. Journal of Law and Economics (3), S. 1-44
- VAN DEN DAELE, W.; PÜHLER, A.; SUKOPP, H. (1996): Grüne Gentechnik im Widerstreit. Modell einer partizipativen Technikfolgenabschätzung zum Einsatz transgener herbizidresistenter Pflanzen. Weinheim u.a.: VCH, 321 S.
- DETR (Department of the Environment, Transport and the Regions) (2000): Public Participation in Making Local Environmental Decisions. The Aarhus Convention Newcastle Workshop - Good Practice Handbook. London UK: DETR, 57 S.
- ELSASSER, P. (1996): Struktur, Besuchsmotive und Erwartungen von Waldbesuchern - Eine empirische Studie in der Region Hamburg. Hamburg: Institut für Ökonomie Arbeitsbericht 96/1, 19 S.
- ELSASSER, P. (2002): Rules for participation and negotiation and their possible influence on the content of a national forest program. Forest Policy and Economics 4 (4), S. 291-300
- ELSASSER, P. (2004): Naturschutz versus Forstwirtschaft? - Vorschläge zur Umsetzung der "Guten fachlichen Praxis". Allgemeine Forst Zeitschrift 59 (3),
- ELSASSER, P.; MEYERHOFF, J. (Hrsg.) (2001): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum. Marburg: Metropolis. Ökologie und Wirtschaftsforschung 40, 351 S.

- GGO (2000): Moderner Staat – Moderne Verwaltung. Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesministerien. 63 S. URL: <http://www.staat-modern.de/projekte/beschreib/Daten/ggo.pdf>
- GLÜCK, P.; CARVALHO MENDES, A.; NEVEN, I. (Hrsg.) (2003): Making NFPs Work: Supporting Factors and Procedural Aspects. Report on COST Action "National Forest Programmes in a European Context. Publication Series of the Institute of Forest Sector Policy and Economics 48, 53 S.
- GOTTLÖB, T.; ENGLERT, H. (2003): Erstaufforstung in Deutschland. Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Workshops vom 9.-10.12.2002 an der BFH. Hamburg: BFH, Institut für Ökonomie, 78 S. URL: http://www.bfafh.de/bibl/pdf/iii_03_01.pdf
- GRAMBERGER, M. (2001): Citizens as partners : OECD handbook on information, consultation and public participation in policy-making. Paris: OECD Governance, 112 S.
- GULDIN, R.W. (2003): Forest science and forest policy in the Americas: building bridges to a sustainable future. *Forest Policy and Economics* 5 (4), S. 329-337
- HELLES, F.; HOLTEN-ANDERSEN, P.; WICHMANN, L. (Hrsg.) (1999): Multiple Use of Forests and Other Natural Resources. Aspects of Theory and Application. Dordrecht/Boston/London: Kluwer. *Forestry Sciences* 61, 244 S.
- HOGL, K. (2002): Patterns of multi-level co-ordination for NFP-processes: learning from problems and success stories of European policy-making. *Forest Policy and Economics* 4 (4), S. 301-312
- HUMPHREYS, D. (forthcoming): National Forest Programmes in a European Context: Country experiences (working title). London: Earthscan
- HYTÖNEN, L.A.; LESKINEN, P.; STORE, R. (2002): A spatial approach to participatory planning in forestry decision making. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17 (1), S. 62-71
- IPF (Intergovernmental Panel on Forests) (1997): Report of the Ad Hoc Intergovernmental Panel on Forests on its 4th session/Commission on Sustainable Development, 5th session. UN-DPCSD E/CN.17/1997/12
- KANGAS, J. (1999): The Analytic Hierarchy Process (AHP): Standard Version, Forestry Application and Advances. In: HELLES, F.; HOLTEN-ANDERSEN, P.; WICHMANN, L. (Hrsg.): Multiple Use of Forests and Other Natural Resources. Aspects of Theory and Application. Dordrecht/Boston/London: Kluwer. *Forestry Sciences* 61, S. 96-105
- KENYON, W.; HANLEY, N.; NEVIN, C. (2001): Citizens' juries: an aid to environmental valuation? *Environment and Planning C: Govt & Policy* 19 (4), S. 557-566
- KENYON, W.; NEVIN, C. (2001): The use of economic and participatory approaches to assess forest development: a case study in the Etrick Valley. *Forest Policy and Economics* 3 (1-2), S. 69-80
- KROTT, M. (2001): Politikfeldanalyse Forstwirtschaft. Eine Einführung für Studium und Praxis. Berlin: Parey, 264 S.
- LÖWE-PROGRAMM (1991): Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten. Programm der Landesregierung Niedersachsen. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2. Aufl.). 49 S.
- LWALDGRUPPE (2000): Landeswaldgesetz Rheinland-Pfalz. GVBl S. 504. Zuletzt geändert
- MACMILLAN, D.C.; PHILLIP, L.; HANLEY, N.; ALVAREZ-FARIZO, B. (2002): Valuing the non-market benefits of wild goose conservation: a comparison of interview and group based approaches. *Ecological Economics* 43 (1), S. 49-59
- MANN, S. (1999): Konflikte in der deutschen Forstwirtschaft - forstpolitische Schlußfolgerungen aus einer konflikttheoretischen Analyse. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 170 (2), S. 22-28
- MANTAU, U. (1997): Funktionen, Leistungen, Wirkungen oder ganz was Neues? *Allgemeine Forst Zeitschrift* 52 (15), S. 826-827

- MANTAU, U.; MERLO, M.; SEKOT, W.; WELCKER, B. (2001): Recreational and environmental markets for forest enterprises. A new approach towards marketability of public goods. Wallingford UK: CABI Publishing, 541 S.
- MOOG, M.; BRABÄNDER, H.-D. (1992): Vertragsnaturschutz in der Forstwirtschaft. Situationsanalyse, Entscheidungshilfen und Gestaltungsvorschläge. Frankfurt: Sauerländer (Schriften zur Forstökonomie Bd.3), 199 S.
- NIEMEYER, S.; SPASH, C.L. (2001): Environmental valuation analysis, public deliberation and their pragmatic syntheses: a critical appraisal. *Environment and Planning C: Govt & Policy* 19 (4), S. 567-585
- NISKANEN, A.; VÄYRYNEN, J. (Hrsg.) (1999): Regional Forest Programmes: A Participatory Approach to Support Forest Based Regional Development. Joensuu: EFI. Proceedings 32/1999, 240 S.
- NOTTMEYER-LINDEN, K.; MÜLLER, S.; PASCH, D. (Hrsg.) (2003): Angebotsnaturschutz: Vorschläge zur Weiterentwicklung des Vertragsnaturschutz. Bonn-Bad Godesberg: BfN. BfN-Skript 89, 106 S.
- OLSON, M. (1971): The Logic of Collective Action. Public Goods and the Theory of Groups. Cambridge (Mass.)/London: Harvard University Press (2. Aufl.). 186 S.
- O'NEILL, J. (2001): Representing people, representing nature, representing the world. *Environment and Planning C: Govt & Policy* 19 (4), S. 483-500
- PAGIOLA, S.; BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. (Hrsg.) (2002): Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. London: Earthscan, 299 S.
- REUNALA, A. (2000): Finnlands Nationales Forstprogramm 2010. *Forst und Holz* 55 (21), S. 675-676
- RIEBEL, P. (1981): Produktion III: einfache und verbundene. In: ALBERS, W.; BORN, K.E.; DÜRR, E.; HESSE, H.; KRAFT, A.; LAMPERT, H.; ROSE, K.; RUPP, H.-H.; SCHERF, H.; SCHMIDT, K.; WITTMANN, W. (Hrsg.): Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaft. Stuttgart: Fischer/Mohr/Vandenhoeck & Ruprecht 6, S. 295-310
- ROZSNYAY, Z. (1972): Ergebnisse eines Jahrzehnts forstlicher Meinungsumfragen. *Forstarchiv* 43 (8), S. 149-159
- RUPF, H. (1960): Wald und Mensch im Geschehen der Gegenwart. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 15 (38), S. 545-552
- SAGOFF, M. (1998): Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: a look beyond contingent pricing. *Ecological Economics* 24 (2-3), S. 213-230
- SCHMIDT, C.-H. (2003): Staatsforstverwaltungen im Spannungsfeld gesellschaftlicher Entwicklungen. Zur Zielbildung im Staatswald im Spannungsfeld zwischen Demokratieprinzip und gesellschaftlicher Entscheidungsteilhabe. Remagen-Oberwinter: Forstbuch (Dr. Kessel) Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg 19, 119 S.
- SCHMITHÜSEN, F.; KAZEMI, Y.; SEELAND, K. (1997): Perceptions et attitudes de la population envers la forêt et ses prestations sociales - Analyse des enquêtes sélectionnées et des articles dans les principales revues forestières de l'Allemagne, l'Autriche et la Suisse entre 1960 et 1995. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen - Journal Forestier Suisse* 148 (1), S. 1-43
- SCHMITHÜSEN, F.; WILD-ECK, S. (2000): Use and perceptions of forests by people living in urban areas - findings from selected empirical studies. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 119 S. 395-408
- SISK, T.D. (2001): Democracy at the local level: the international IDEA handbook on participation, representation, conflict management and governance. Stockholm: International IDEA, 238 S.

- SKUTSCH, M.M. (2000): Conflict management and participation in community forestry. *Agroforestry Systems* 48 (2), S. 189-206
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 685 S.
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 211 S.
- THOROE, C.; DIETER, M.; ELSASSER, P.; ENGLERT, H.; KÜPPERS, J.-G.; ROERING, H.-W. (2003): Untersuchungen zu den ökonomischen Implikationen einer Präzisierung der Vorschriften zur nachhaltigen, ordnungsgemäßen Forstwirtschaft bzw. von Vorschlägen zur Konkretisierung der guten fachlichen Praxis in der Forstwirtschaft. Hamburg: BFH, Institut für Ökonomie, 66 S. URL: http://www.bfafh.de/bibl/pdf/iii_03_03.pdf
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (1998): Convention on access to information, public participation in decision-making and access to justice in environmental matters. Geneva: UNECE (ECE/CEP/43), 25 S.
- WB-BML (Wissenschaftlicher Beirat beim BML) (1994): Forstpolitische Rahmenbedingungen und konzeptionelle Überlegungen zur Forstpolitik. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim BML. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag Schriftenreihe des BML Reihe A 438, 62 S.
- WILSON, M.A.; HOWARTH, R.B. (2002): Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41 (3), S. 431-443