

Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland

Peter Elsasser, Kerstin Altenbrunn,
Margret Köthke, Martin Lorenz,
Jürgen Meyerhoff



Thünen Report 79

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek
verzeichnet diese Publikationen
in der Deutschen National-
bibliografie; detaillierte
bibliografische Daten sind im
Internet unter
www.dnb.de abrufbar.

*Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek
(German National Library) lists
this publication in the German
National Bibliography; detailed
bibliographic data is available on
the Internet at www.dnb.de*

Bereits in dieser Reihe erschie-
nene Bände finden Sie im Inter-
net unter www.thuenen.de

*Volumes already published in
this series are available on the
Internet at www.thuenen.de*

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Elsasser P, Altenbrunn K, Köthke M, Lorenz M, Meyerhoff J (2020)
Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland.
Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut,
210 p, Thünen Rep 79, DOI:10.3220/REP1598274305000

Die Verantwortung für die
Inhalte liegt bei den jeweiligen
Verfassern bzw. Verfasserinnen.

*The respective authors are
responsible for the content of
their publications.*



THÜNEN

Thünen Report 79

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

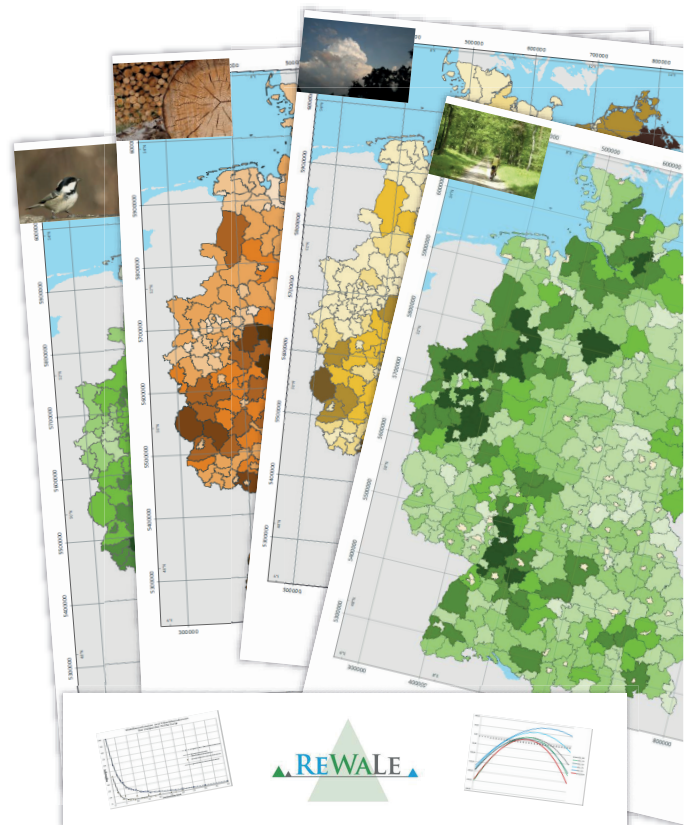
Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-214-6
DOI:10.3220/REP1598274305000
urn:nbn:de:gbv:253-202008-dn062592-6

Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland

Peter Elsasser, Kerstin Altenbrunn,
Margret Köthke, Martin Lorenz,
Jürgen Meyerhoff



Thünen Report 79

Peter Elsasser
Kerstin Altenbrunn
Margret Köthke
Martin Lorenz
Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg
Tel: 040 73962-309
E-Mail: peter.elsasser@thuenen.de

Jürgen Meyerhoff
TU Berlin
Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung
Fachgebiet Landschaftsökonomie
Straße des 17. Juni 145
10623 Berlin
Tel: 030 314-73322
E-Mail: juergen.meyerhoff@tu-berlin.de

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Thünen Report 79

Braunschweig/Germany, August 2020

Inhalt

Abbildungen	i
Zusammenfassung	iii
Summary	vii
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Ziel und Struktur des ReWaLe-Modells	2
1.3 Aufbau des Berichts	3
2 Rohholzproduktion als Ökosystemleistung	8
2.1 Ziel	8
2.2 Quantifizierung	8
2.3 Bewertung	10
3 Klimaschutzleistung	16
3.1 Ziel	16
3.2 Quantifizierung	16
3.2.1 Begriffsabgrenzungen und Systemgrenzen	16
3.2.2 Baumkompartimente	18
3.2.3 Kohlenstoffgehalt und CO ₂ -Äquivalente	19
3.2.4 Berechnung der Nettoänderungen des Waldspeichers	20
3.2.5 Berechnung der Nettoänderungen des Holzproduktespeichers	21
3.2.6 Berechnung der Substitution	23
3.2.7 Gesamte Klimaschutzleistung des Waldes	24
3.3 Bewertung	25
3.3.1 Bewertungsansätze und ihr konzeptioneller Zusammenhang	25
3.3.2 Bewertung der Klimaschutzleistung im Rahmen von ReWaLe	27
4 Erholungsleistung	35
4.1 Ziel	35
4.2 Schätzung jährlicher Zahlungsbereitschaften in den Gemeinden	35
4.3 Ableitung einer Distanzfunktion für Walderholung im Wohnumfeld	40
4.4 Regionale Verteilung der Zahlungsbereitschaften	44
4.5 Änderung von Erholungswerten im Rahmen von Szenarioanalysen	47
5 Naturschutzleistungen	49
5.1 Begriffsabgrenzung, Datenbasis und Bewertungsziele	49

5.2	Primärstudie: Methodik	51
5.2.1	Aufbau des Fragebogens	51
5.2.2	Design der Choice-Experimente (Teilumfragen 1 & 2)	52
5.2.3	Design der Contingent-Valuation-Studie (Teilumfrage 3)	54
5.2.4	Durchführung der Bevölkerungsumfrage	55
5.3	Primärstudie: Ergebnisse	56
5.3.1	Bewertungsrelevante Ergebnisse aus dem allgemeinen Teil	56
5.3.2	Ergebnisse des Choice-Experiments zum integrativen Naturschutz (Teilumfrage 1)	60
5.3.3	Ergebnisse des Choice-Experiments zur Einrichtung von Schutzgebieten im Wald (Teilumfrage 2)	66
5.3.4	Ergebnisse des modifizierten CVM-Experiments zur Einrichtung von Schutzgebieten im Wald (Teilumfrage 3)	69
5.4	Bewertung naturschutzrelevanter Aspekte der regulären Waldbewirtschaftung	72
5.4.1	Artenvielfalt	72
5.4.2	Verhältnis von Laub- zu Nadelbäumen	78
5.4.3	Hinweise auf weitere potentiell integrierbare Attribute	80
5.4.4	Zusammenfassende Übersicht zur Bewertung integrativer Naturschutzleistungen im Modell ReWaLe	81
5.5	Bewertung von Schutzgebieten	81
6	Beispielszenarien	85
6.1	Szenario „Steigerung des Buchenanteils“ (SzBu+10)	85
6.2	Szenario „Ursprüngliche Artenvielfalt“ (SzA100)	89
6.3	Szenario „Verortung von Schutzgebieten“ (SzS51000)	92
7	Exkurs: Ein Ansatz zur Honorierung der Ökosystemleistungen der Wälder als möglicher Anwendungsfall	94
7.1	Gedanklicher Rahmen	94
7.2	Auf welchen Leistungen könnte eine finanzielle Honorierung insbesondere fußen?	98
7.2.1	Klimaschutz	99
7.2.2	Biodiversität, Naturschutz und Landespflege	101
7.2.3	Erholung	102
7.2.4	Wasserschutzleistungen	104
7.2.5	Bodenschutz	105
7.2.6	Schutz und Vermehrung des Waldes	106
7.3	Umsetzungsansätze	107
7.3.1	Stufe 1: Standardisierte Honorierung überregionaler Leistungen	108
7.3.2	Stufe 2: Spezifische Honorierung regionaler und lokaler Leistungen	118
7.3.3	Lenkungswirkungen	119
7.4	Voraussetzungen für eine verbesserte Honorierung	122

8	Diskussion	125
8.1	Grenzen des ReWaLe-Modells	125
8.2	Hinweise zur Interpretation einzelner Ergebnisse	127
8.3	Ausblick	131
	Literaturverzeichnis	133
	Anhang	152
Anhang A:	Fragebogentext	A1
Anhang B:	Ergänzende Karten: Leistungen pro Hektar	A18
	Rohholzproduktion	A18
	Klimaschutzleistung	A19
	Erholungsleistung	A20
Anhang C:	Hintergrundinformationen zu CO₂-Bewertungsansätzen	A21
	Bewertung über Schadenskosten	A21
	Bewertung über Vermeidungskosten	A24
	Bewertung über Marktpreise	A27
	Analyse von Konsumentenpräferenzen/Zahlungsbereitschaftsstudien	A32

Abbildungen

Abbildung 1:	Verteilung von Wäldern und Siedlungsgebieten in Deutschland	7
Abbildung 2:	Jährliches Brutto-Erlöspotential der Rohholzproduktion auf Basis von Preisdaten des Jahres 2016, aggregiert auf Kreisebene (Karte und Häufigkeitsverteilung)	13
Abbildung 3:	Vorgehen zur Ermittlung und Bewertung der regionalen Rohholzproduktion	15
Abbildung 4:	Vorgehen zur Ermittlung und Bewertung der regionalen Klimaschutzleistung	32
Abbildung 5:	Klimaschutzleistung der Wälder, aggregiert auf Kreisebene [Mio. €/a] ($^{Sz}K_{SQ}$, mittlere Bewertungsvariante); Karte und Häufigkeitsverteilung	34
Abbildung 6:	Geschätzter Waldbesucheranteil an der Bevölkerung in Deutschland [%]	38
Abbildung 7:	Geschätztes jährliches Aufkommen der Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche in der Nähe des Wohnortes [Mio. €/Jahr]	40
Abbildung 8:	Distanzfunktion für Waldbesuche im Wohnumfeld in Deutschland	43
Abbildung 9:	Verteilung der Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche über die Wälder, aggregiert auf Kreisebene [Mio. €/a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)	46
Abbildung 10:	Vorgehen zur Bewertung der regionalen Erholungsleistung	47
Abbildung 11:	Interpolation der Zahlungsbereitschaft für unterschiedliche Laubbaumanteile	62
Abbildung 12:	Interpolationen der Zahlungsbereitschaft (ZB) für unterschiedliche Laubbaumanteile, gruppiert nach Laubbaumanteil am Herkunftsort	64
Abbildung 13:	Regionale Verteilung des rekonstruierten Indikators ‚Artenvielfalt und Landschaftsqualität‘ (Teilindex ‚Wälder‘)	75
Abbildung 14:	Vorgehen zur Ermittlung und Bewertung regionaler Werte des integrativen Naturschutzes	81
Abbildung 15:	Vorgehen zur regionalisierten Bewertung zusätzlicher Schutzgebiete (segregativer Naturschutz)	84
Abbildung 16:	Steigerung des Buchenanteils um jeweils 10 Prozentpunkte ($^{Sz}Bu+10$): Veränderung Rohholz-Erlöspotential (links) u. Klimaschutzleistung (rechts)	87
Abbildung 17:	Szenario $^{Sz}Bu+10$: Veränderung der Zahlungsbereitschaft für das Landschaftsbild	88
Abbildung 18:	Szenario $^{Sz}A100$: Zahlungsbereitschaft für die Wiederherstellung der ursprünglichen Artenvielfalt im Wald	91

Abbildung 19:	Ungefähre Wertrelationen einzelner Ökosystemleistungen des Waldes in Deutschland nach TEEB.DE	98
Abbildung 20:	Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland nach DVGW /UBA (2017)	105
Abbildung 21:	Zahlungsbereitschaft für Erhöhung des Waldanteils um je 1 % nach Sagebiel <i>et al.</i> (2017)	107
Abbildung 22:	Für die Internet-Befragung (CVM) verwendete Bezahlungskarte	17
Abbildung 23:	Brutto-Rohholzerlöspotential auf Basis von Preisdaten des Jahres 2016, pro Hektar Waldfläche [€/ha*a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)	18
Abbildung 24:	Klimaschutzleistung der Wälder ($^{Sz}K_{SO}$, mittlere Bewertungsvariante), pro Hektar Waldfläche [€/ha*a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)	19
Abbildung 25:	Verteilung der Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche über die Wälder, pro Hektar Waldfläche [€/ha/a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)	20
Abbildung 26:	Globale THG-Vermeidungskostenkurve nach McKinsey & Company (2009)	25
Abbildung 27:	Preisentwicklung im EU-ETS zwischen Januar 2017 und Dezember 2018	28
Abbildung 28:	Zahlungsbereitschaft für Kohlenstoffeinsparung in Deutschland nach unterschiedlichen Studien (Mittelwerte bzw. Wertespannen)	33

Zusammenfassung

Ziel der Arbeit ist, den ökonomischen Nutzen wesentlicher Ökosystemleistungen des Waldes in Deutschland in seiner jeweiligen regionalen Verteilung aus Nachfragesicht zu ermitteln und regionale Leistungsschwerpunkte zu identifizieren. Diese Informationen werden zu einem konsistenten Modell zusammengeführt (ReWaLe-Modell), um Szenarien alternativer Waldbehandlungen untersuchen zu können. Im Einzelnen werden die Leistungen für die Rohholzproduktion monetär bewertet, für den globalen Klimaschutz (über die Sequestrierung von Kohlenstoff), für die Erholung der Bevölkerung im Alltag, sowie Leistungen für Naturschutz und Landespflge, welche im Zuge der regulären Waldbewirtschaftung wie auch durch die Einrichtung separater Schutzgebiete aus Sicht der Bevölkerung entstehen.

Zu diesem Zweck werden mit Hilfe vorliegender Bewertungsdaten, zusätzlicher regional-statistischer Informationen sowie einer ergänzenden Primärerhebung regionalspezifische Bestimmungsgründe des monetären Nutzens der Ökosystemleistungen ermittelt und in verallgemeinerbare Bewertungsfunktionen für jede der Leistungen übersetzt. Diese Bewertungsfunktionen werden, im Sinne eines Nutzen-Transfers, mit einem Geographischen Informationssystem auf die Gegebenheiten in den regionalen Einheiten (i. d. R. Gemeinden) angewendet; die Ergebnisse werden auf Kreisebene aggregiert und kartiert. Durch Variation der Eingangsdaten werden schließlich Auswirkungen veränderter regionaler Ausgangsbedingungen (z. B. veränderte Waldbehandlung) auf die Werte der Ökosystemleistungen sowie ihre Relationen simuliert.

Zur Bewertung der **Rohholzproduktion** (Kapitel 2) wird das jährliche Brutto-Erlöspotential in den Gemeinden ermittelt (entsprechend dem „Produktionswert der biologischen Produktion“, bewertet zu Bruttoerlösen). Die Mengenbasis bildet der jeweilige baumarten- und wuchsgebietsspezifische Durchschnittszuwachs an Derbholz nach der aktuellen Bundeswaldinventur (BWI₂₀₁₂), der als nachhaltiges Nutzungspotential interpretiert werden kann. Dieses wird mit holzartengruppen-spezifischen Bruttoerlösen bewertet, wie sie aus dem Testbetriebsnetz Forst des BMEL hervorgehen. Die Holzerntekosten werden nicht von den Bruttoerlösen subtrahiert, da auch die Holzernte aus der Ökosystemleistung finanziert wird; das dadurch generierte Einkommen kommt nicht den Forstbetrieben, aber der Volkswirtschaft insgesamt zugute. Summiert über alle Gemeinden Deutschlands beträgt das jährliche Brutto-Erlöspotential im Status Quo 7,1 Mrd. €/a; regionale Schwerpunkte finden sich vor allem in den Mittelgebirgen, die durch ertragsstarke Baumarten geprägt sind, und im waldreichen Nordosten Deutschlands. Ergänzend ermöglicht das Modell auch, für unterschiedliche Holzeinschlags-Volumina die entsprechenden Brutto-Erlöse zu berechnen.

Die Bewertung der globalen **Klimaschutzleistung** (Kapitel 3) erfolgt anhand der jährlichen Sequestrierung von Kohlenstoff. Diese Leistung wird ebenfalls über den Derbholzzuwachs quantifiziert, aus dem der Zuwachs an oberirdischer Baumbiomasse mit Hilfe von Expansionsfaktoren hochgerechnet wird. Im Modell kann sowohl der Brutto- als auch der

Nettozuwachs bewertet werden. In der Standardvariante ist es der Nettozuwachs, welcher nach Abzug jedweder Abgänge in den jeweiligen Kohlenstoffspeichern verbleibt; er wird über Speicheränderungen bestimmt. Berücksichtigt werden dabei Waldspeicher, Holzproduktespeicher und stoffliche sowie energetische Substitution. Die Nettoänderung des Waldspeichers ergibt sich aus der Differenz zwischen jährlichem Zuwachs und jährlicher Holznutzung, die beide dem Rohholzmodul (und damit indirekt der BWI₂₀₁₂) entnommen werden. Die Nettoänderung des Holzproduktespeichers sowie die Substitution werden mit Hilfe des Klimarechners des Deutschen Forstwirtschaftsrats bestimmt (DFWR 2018), der das eingeschlagene Holz je nach Baumart und Durchmesser auf Basis empirischer Durchschnittswerte über unterschiedliche Verwendungsbereiche mit jeweils spezifischen Verweildauern verteilt. Die monetäre Bewertung kann mit konstanten (= nicht orts- oder mengenabhängigen) Werten erfolgen, da der Einfluss der deutschen Wälder auf die Atmosphäre im globalen Vergleich mengenmäßig marginal ist. Die Standardvariante zieht dafür Marktpreise aus dem Europäischen Emissionshandelssystem (EU-ETS) heran, die als bester Näherungswert der realen Präferenzen von Bürgern und Entscheidungsträgern interpretiert werden (Schadenskostenschätzungen können für zusätzliche Sensitivitätsanalysen genutzt werden). In der Summe beträgt der jährliche Nutzen der Klimaschutzleistung der deutschen Wälder auf Basis des Netto-Zuwachses im Status Quo 2,1 Mrd. €/a. Die regionalen Schwerpunkte verteilen sich ähnlich wie bei der Rohholzproduktion; Abweichungen kommen lediglich durch die regional unterschiedliche Verteilung der Baumarten und deren jeweilige Holzverwendung zustande.

Die **Erholungsleistung** im Wohnumfeld (Kapitel 4) wird mit Hilfe von Daten einer Contingent-Valuation-Studie von Elsasser & Weller (2013) bewertet. Die mittlere Zahlungsbereitschaft in den Gemeinden wird über das Verhältnis von Waldbesuchern und Nicht-Besuchern sowie deren jeweilige Zahlungsbereitschaften bestimmt; Waldbesucheranteile der Gemeinden werden über eine Logit-Regression geschätzt. Es ergibt sich für den Status Quo eine durchschnittliche individuelle Zahlungsbereitschaft von knapp 30 €/p/a; hochgerechnet auf die Gesamtbevölkerung sind dies zwischen 2,0 und 2,4 Mrd. €/a (nur erwachsene bzw. alle Einwohner). Um dieses Gesamtaufkommen der Zahlungsbereitschaft auf die Wälder zu verteilen, wird aus der Häufigkeitsverteilung der unterschiedlichen Anreiseentfernungen eine allgemeine empirische Distanzfunktion geschätzt und daraus eine „Überlebensfunktion“ (i. e. eine inverse kumulierte Häufigkeitsfunktion) abgeleitet. Mit deren Hilfe werden die Zahlungsbereitschaften aus den Gemeinden auf die umliegenden Wälder verteilt, proportional zu deren jeweiliger Entfernung. Im Ergebnis zeigt sich ein regionales Verteilungsmuster, das sich deutlich von dem der Rohholzproduktion und der Klimaschutzleistung unterscheidet: Hohe Erholungsleistungen finden sich vor allem in größeren Städten und in deren Umfeld, da hier die Nachfrage aufgrund hoher Bevölkerungsdichten groß ist, sowie in Gebieten mit geringer Walddichte, da hier das Angebot an Walderholung knapp ist.

Leistungen für **Naturschutz und Landespflege** (Kapitel 5) werden über eine eigene Primärstudie bewertet; für „integrative“ Leistungen (d. h. im Rahmen der regulären Waldbewirtschaftung) wird dazu ein Choice-Experiment verwendet, für „segregative“ Leistungen (d. h. die Ausweisung

zusätzlicher Schutzgebiete) ein weiteres Choice-Experiment, sowie zur Kontrolle eine modifizierte Contingent-Valuation-Studie. Die unter den „integrativen“ Leistungen bewerteten Attribute sind u. a. die Artenvielfalt im Wald, das Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen und der Anteil von Douglasien im Wald; im Falle der „segregativen“ Leistungen sind die Attribute die Flächengröße eines Schutzgebietes, seine Entfernung zum jeweiligen Wohnort, seine Betretbarkeit und die Frage, wie weit die Baumartenzusammensetzung des Gebietes vorab gesteuert wird. Aus diesen Experimenten stehen die individuellen Zahlungsbereitschaften für Veränderungen der jeweiligen Leistungen bzw. Leistungsattribute und ihre Abhängigkeit von den jeweiligen örtlichen Voraussetzungen als Ergebnis zur Verfügung (der Status Quo kann im Falle des Naturschutzes aus methodischen wie auch logischen Gründen nicht bewertet werden).

Diese individuellen Zahlungsbereitschaften werden anschließend mit den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten verknüpft, um auf die jeweilige regionale Bevölkerung hochgerechnet werden zu können. Im Falle der „**integrativen**“ Leistungen für Naturschutz und Landespflege (Kapitel 5.4) wird zur Bewertung der Artenvielfalt im Wald der avifaunistische Biodiversitätsindikator der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie herangezogen; da dieser nur als gesamtdeutscher Durchschnittswert verfügbar ist, wird eine Methode entwickelt, um den Indikator mit Hilfe von ADEBAR-Daten (Gedeon *et al.* 2015) in regionaler Differenzierung nachzubilden. Auch bei der Bewertung des Verhältnisses von Laub- und Nadelbäumen im Wald griffe eine einzelne Bewertungsfunktion für Deutschland insgesamt zu kurz, da die diesbezüglichen Präferenzen auch von der Baumartenausstattung am Herkunftsort abhängen; dieses Problem wird durch ein entsprechendes Interpolationsverfahren gelöst. Auf die Integration von Präferenzen in Bezug auf Douglasienanteile in das Modell wird dagegen verzichtet, weil die hierzu vorliegenden Ergebnisse widersprüchlich und wenig belastbar sind. In Bezug auf die Bewertung der „**segregativen**“ Leistungen (potentielle Schutzgebiete) ergibt der Vergleich der beiden verwendeten Bewertungsmethoden zunächst unerwartet hohe Übereinstimmungen (Kapitel 5.3.3 und 5.3.4); für das Modell wird im Weiteren auf die Ergebnisse des Choice-Experiments zurückgegriffen. Da potentielle Schutzgebiete nur Teile der Waldfläche umfassen und ihre Lokalisierung vorab nicht feststeht, wird ein schematisiertes Verfahren entwickelt, mit dem sich die Verteilung der Schutzgebiete über die Fläche systematisieren lässt (Kapitel 5.5).

Ausgewählte **Szenarien** (Kapitel 6) demonstrieren die Funktionsweise des Modells und informieren gleichzeitig über den Nutzen verschiedener derzeit diskutierter Ziele für die Waldbewirtschaftung. Eine moderate Steigerung des Buchenanteils um jeweils zehn Prozentpunkte zu Lasten der Nadelbäume (Szenario ^{Sz}Bu+10, Kapitel 6.1) würde den Nutzen des Landschaftsbildes v. a. im Osten und Südosten der Republik steigern, während er sich in etwa einem Viertel aller Kreise (v. a. im Westen und Nordwesten) verringern würde; per Saldo überwiegen aber die Gewinne um 130 Mio. €/a. Dem stünden Verluste an Rohholzproduktion (in fast allen Kreisen) i. H. v. insgesamt 300 Mio. €/a gegenüber. Auch die Klimaschutzleistung nähme (unter der Annahme, dass die Holzernteintensität konstant bleibt) per Saldo um 21 Mio. €/a ab; hier gäbe es in zwei Dritteln aller Kreise Verluste, in einem Drittel Zugewinne. Der Erholungswert verzeichnete keine Änderungen. Eine komplette Wiederherstellung der ursprünglichen Artenvielfalt (^{Sz}A100, Kapitel 6.2) erbrächte

insgesamt einen Nutzen von 900 Mio. €/a. Besonders hoch wären die Zugewinne im Norden und Westen der Republik sowie entlang der Achse Dresden-Magdeburg. Ein Szenario zur Ausweisung weiterer 2,5 % der Waldfläche als Schutzgebiet gibt eine Orientierung über den Nutzen, der mit dieser Maßnahme in etwa erreicht werden kann (^{Sz}SS₁₀₀₀, Kapitel 6.3): Werden 322 Schutzgebiete à je 1.000 ha Gesamtfläche möglichst regelmäßig über Deutschland verteilt, ist damit ein Nutzengewinn von insgesamt 1,6 Mrd. €/a möglich; ihm stünden Verluste an Rohholzproduktion i. H. v. 176 Mio. €/a gegenüber. Annahme ist hier, dass die Gebiete weiterhin betreten werden könnten und keine Eingriffe in die existierende Baumartenzusammensetzung stattfänden; alternative Annahmen würden zu geringerem Nutzen führen.

Als Beispiel für das politisch-praktische Anwendungspotential des Modells wird in Kapitel 7 ein **Ansatz zur Honorierung** der Ökosystemleistungen der Wälder herausgearbeitet, der konzeptionell bereits existierende Märkte (insbesondere für Rohholz) mit staatlicher Förderung und der Aktivierung privater Initiativen verbindet. Um Forstbetrieben und Waldeigentümern Leistungsanreize für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu bieten, werden konkrete Vorschläge vorgestellt, die sich an der regional unterschiedlichen Nachfrage nach den diversen Leistungen (statt wie bisher an den Kosten von Bewirtschaftungsmaßnahmen) orientieren, und die Lenkungswirkung dieser Vorschläge wird qualitativ diskutiert.

In der abschließenden **Diskussion** (Kapitel 8) werden die Grenzen des Modells in Erinnerung gerufen und etliche Hinweise darauf gegeben, wie die jeweiligen Ergebnisse zu interpretieren sind; ferner wird diskutiert, welche möglichen Erweiterungen des Modells besonders sinnvoll und erfolgversprechend erscheinen.

Schlüsselworte: Wald-Ökosystemleistungen, ökonomische Bewertung, Nutzentransfer, Simulationsmodell, GIS

Summary

The study aims at determining the economic benefits of fundamental forest ecosystem services (FES) in Germany from a demand perspective, at identifying their regional distribution, and at merging the respective benefit estimates into a consistent model which provides for scenario analyses of alternative forest utilisation options. Specifically, we consider the monetary benefits of raw wood production as a FES, of global climate protection (via carbon sequestration), of everyday recreation for the population, and of services for nature protection and landscape amenity, which accrue in the course of regular forest management as well as due to the establishment of separate protection areas.

For this purpose, we combine available valuation data, information from official regional statistics, and an additional primary study, to identify regional specific drivers of the FES' monetary benefits and to derive generic valuation functions for each of the services. Using a Geographical Information System, these valuation functions are then applied to the conditions in the Local Administrative Units (municipalities), resulting in Benefit Function Transfer estimates for each service and each municipality. Afterwards, results are aggregated to NUTS-3 level (counties) and mapped. Subsequently we simulate the consequences of modified regional conditions (e.g., modified forest management) for FES values and their relations, by appropriately changing the input data.

For valuing **raw wood production** as a FES (chapter 2), we determine the 'annual gross revenue potential' in the municipalities (equivalent to the 'production value of biological production' in the German forest accounts, evaluated at gross proceeds). Quantities (volumes) are established by adopting the average increment of merchantable wood (differentiated by 9 tree species and 82 growing areas) from the current federal forest inventory (BWI₂₀₁₂), which can be interpreted as the sustainable harvesting potential. This volume is evaluated at tree group specific gross prices which originate from the test enterprise network of the Federal Forest Ministry. (We do not subtract harvesting costs from gross prices since the harvesting activity is also financed through the FES, to the benefit of the national economy). Adding up all German municipalities, the 'annual gross revenue potential' amounts to 7.1 bn €/a under the Status Quo; regional foci are in the Central Uplands which are shaped by high-yield tree species, and in the densely wooded north-east of Germany.

The global **climate protection** service (chapter 3) is valued on the basis of annual carbon sequestration. Its volume is quantified by extrapolating above ground tree biomass increment from coarse wood increment, using appropriate expansion factors. The model allows for evaluating gross as well as net increment. The standard variant applies net increment, which remains after subtracting all losses from the respective carbon stocks; it is quantified by assessing stock changes. The model includes changes in the forest stocks, the harvested product (HWP) stocks and material as well as energetic substitution. Net changes of the forest stocks result from the difference of annual increment and annual harvests, which both are adopted from the raw wood module (and

thus indirectly from BWI₂₀₁₂). Net changes of HWP stocks and substitution are assessed by dint of the Climate Calculator of the German Forestry Council (DFWR 2018), which distributes the harvested wood over different utilisations (with specific retention periods according to tree species and diameter) according to empirically determined averages. Monetary valuation is possible at constant (=location and quantity independent) values, since the global atmosphere is only marginally influenced by German forests. The standard valuation variant uses market prices from the European Emission Trading System, interpreting these as best approximations of the true preferences of citizens and decision makers (damage cost estimates may be used for additional sensitivity analyses). In total, the annual benefits of the climate protection service of the German forests amount to 2.1 bn €/a (if net increment is used for quantification). Regional foci are similar as in the case of raw wood production (slight differences being caused by regional differences of tree species distribution, and the respective timber utilisation).

Recreation services (chapter 4) are valued using data from a Contingent Valuation Study by Elsasser & Weller (2013). Mean willingness-to-pay (WTP) in the municipalities is determined by the ratio of forest visitors and non-visitors and their respective WTP; the proportion of forest visitors is estimated by logit analysis. Under the Status Quo, average individual WTP amounts to about 30 €/p/a; aggregated to the total population this is between 2.0 and 2.4 bn €/a (adults only, or all inhabitants, respectively). In order to distribute total WTP over the forests, we estimate a generic distance function from the empirical frequency distribution of travel distances and deduce a “survival function” (i. e. an inverse cumulative frequency function). The survival function is used to distribute WTP from the municipalities over the surrounding forests, proportionally to their respective distance. The resulting regional distribution pattern differs markedly from that of raw wood production and climate protection: High values of the recreation services prevail in bigger cities and their environment (where demand is high due to high population density), and in regions with low forest density (where supply of forest recreation opportunities is scarce).

Nature and landscape protection services (chapter 5) are being valued by an own primary study; for “integrative” services (i. e. in the course of regular forest management) we apply a Choice Experiment, and another Choice Experiment for “segregative” services (i. e. the establishment of additional protection areas), which is complemented by an additional modified Contingent Valuation study for control purposes. “Integrative” services include species diversity in forests, the broadleaves:conifer ratio and the proportion of Douglas fir in the forests as attributes; in the case of the “segregative” services, attributes are the size of a protection area, its distance to the respective place of residence, access to the area, and the question of whether tree species composition is being changed for more naturalness prior to the establishment of the protection area. These experiments yield estimates of individual WTP for changes of the particular services/attributes, and their dependence on local conditions (the Status Quo cannot be valued in this case due to methodological as well as logical reasons).

Individual WTP estimates are then linked to local conditions, in order to make an extrapolation to the respective regional population possible. With regard to the “**integrative**” services (chapter

5.4), we apply the avifaunistic biodiversity indicator of the German Sustainability Strategy for valuing species diversity in the forests; as this indicator is only available as one single average for Germany as a whole, we develop a method for emulating regional estimates for this indicator using ADEBAR data (Gedeon *et al.* 2015). Likewise, for valuing the broadleaves:conifer ratio a single pan-German valuation function would be insufficient, since the respective preferences depend on the local species mix, too; this problem is solved by an appropriate interpolation procedure. As to the preferences for Douglas fir proportions in the forests, we relinquish their integration into the model, as the respective valuation results are contradictory and hardly reliable. With regard to **“segregative” services** (potential protection areas), we initially find that the results of the two alternative valuation methods tested here match unexpectedly well (chapters 5.3.3 and 5.3.4); the estimates based at the Choice Experiment are then integrated into the model. As potential protection areas only embrace parts of the total forest area and their localisation is not known in advance, we develop a schematic procedure for systematising the distribution of protection areas over the forest area (chapter 5.5).

Some **example scenarios** (chapter 6) demonstrate the functionality of the model, and simultaneously inform about the consequences of different goals for forest treatment which are under discussion today. A moderate increase of the share of beech trees by 10 percent points at the expense of conifers (scenario ^{Sz}Bu+10, chapter 6.1) would increase landscape amenity benefits predominantly in the east and the south east of the republic, whereas about a quarter of all counties (mostly in the west and north west) would lose under such conditions; on balance however, gains would outweigh losses by 130 m €/a. At the other hand, losses of raw wood production would occur in almost every county, which add up to 300 m €/a. The climate protection service, too, would decrease by 21 m €/a; here two thirds of all counties would lose and one third would gain. Recreation values would not be affected. – A complete restoration of original species diversity (^{Sz}A100, chapter 6.2) would result in additional benefits of 900 m €/a, with particularly high gains in the north and in the west of the republic and along the axis between Dresden and Magdeburg. – A scenario reserving an additional 2.5 % of the forest area for protection purposes gives some orientation about the possible benefits achievable by such a measure (^{Sz}S5₁₀₀₀, chapter 6.3): If 322 protection areas of size 1,000 ha are uniformly distributed over Germany, then additional benefits of 1.6 bn €/a seem possible, counterbalancing raw wood production losses of 176 m €/a. This is based on the assumptions that the areas would still be accessible for recreation, and that no prior intervention for regulating tree species composition would take place; alternative assumptions would lead to lower benefits.

As an example of the model’s application potential for practical policy, chapter 7 develops an incentive-based approach for rewarding ecosystem services of forests, conceptually combining already existing markets (especially for raw timber) with public funding and the mobilisation of private initiatives. Concrete proposals are presented and discussed in terms of their incentive effects, that gear payments to the regionally varying demand for the various ecosystem services (rather than refunding management costs as is the case today).

The concluding discussion (chapter 8) brings the limitations of the model into mind and offers several considerations for the interpretation of its results; furthermore, we discuss which possible model extensions might be particularly worthwhile and promising.

Keywords: forest ecosystem services, economic valuation, benefit function transfer, simulation model, GIS

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Der Gedanke, dass Wälder über die reine Holzproduktion hinaus weitere wesentliche Leistungen für die Menschen erbringen, hat in der mitteleuropäischen Forstwirtschaft eine lange Tradition. In der Bundesrepublik manifestierte sich dies u. a. in dem lange Zeit prägenden Leitbild der „multifunktionalen Forstwirtschaft“ und der entsprechenden Waldfunktionenlehre (Dieterich 1953). Auch das Bedürfnis, den ökonomischen Wert dieser Leistungen erfassen zu können, ist ein halbes Jahrhundert alt – auch wenn die ersten Arbeiten in den 1960er und 1970er Jahren teilweise auf Methoden beruhten, denen die wirtschaftstheoretische Fundierung fehlte (Heeg 1975, 1983). Seit etwa den 1990er Jahren ist in Deutschland jedoch ein Fundus an wirtschaftstheoretisch fundierten empirischen Bewertungen der Umweltleistungen von Wäldern entstanden, die sich zunächst auf Erholungsleistungen, später auch zunehmend auf Umwelt- und Naturschutzleistungen konzentrierten, wenn auch meist nur mit lokalem oder regionalem Fokus (Übersichten dazu bei Elsasser *et al.* 2009; Elsasser *et al.* 2016).

International hat das Millennium Ecosystem Assessment (MEA) der Vereinten Nationen das Interesse auf Ökosystemleistungen gelenkt, welche u. a. Wälder für die Menschen erbringen (MEA 2003, 2005). In den darauf aufbauenden Studien zur „Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität“ (TEEB) wurden die vielfältigen Verflechtungen von Wirtschaft und Natur und deren Einfluss auf das menschliche Wohlergehen aufgezeigt – aus internationaler Perspektive (TEEB 2010a, b, 2011) wie auch für einzelne Länder, darunter Deutschland (Hartje *et al.* 2015; Kowarik *et al.* 2016; von Haaren & Albert 2016; Hansjürgens *et al.* 2018). MEA wie auch TEEB nehmen weltweite Bedrohungen der Biodiversität und der nachhaltigen Nutzung von Naturgütern zum Ausgangspunkt – Bedrohungen, die auf fehlerhafte Marktsignale bei der Nutzung vieler natürlicher Ressourcen zurückgeführt werden können und darin begründet sind, dass der Verbrauch dieser Ressourcen sich nicht hinreichend im einzelwirtschaftlichen Kalkül niederschlägt, wenn es sich bei ihnen um nicht marktgängige öffentliche Güter handelt (Externalitätenproblem). Die TEEB-Studien zeigen ebenfalls, dass sich der Nutzen dieser Güter bzw. Ökosystemleistungen mit wirtschaftstheoretisch fundierten Methoden monetär beziffern lässt.

Gemeinsam ist diesen Methoden, dass sie auf den individuellen Nutzen als wohlfahrtstheoretisch adäquates Konstrukt abzielen. Dies dient u. a. dazu, den Wert dieser Leistungen im Vergleich zum Wert anderer, marktgängiger Güter greifbar zu machen, Zielkonflikte (trade-offs) sichtbar zu machen und Knappheiten abzubilden. Das zentrale Problem für eine umfassende Bewertung von Ökosystemleistungen ist also nicht das Fehlen geeigneter Methoden. Sehr oft mangelt es aber an empirischen Ergebnissen auf einer politikrelevanten Ebene. Insgesamt sind die international wie auch national verfügbaren Informationen über den Wert von (Wald-) Ökosystemleistungen Stückwerk – sie informieren fragmentarisch über Einzelaspekte und/oder stützen sich auf lokale Fallstudien, erlauben aber weder eine systematische Zusammenschau des jeweiligen Leistungsspektrums noch dessen übergreifende räumliche Analyse. Die Biodiversitätsstrategie der

Europäischen Kommission betont daher die Notwendigkeit der Kartierung und Bewertung von Ökosystemleistungen und fordert die Mitgliedstaaten auf, den Zustand von Ökosystemen und deren Leistungen in ihrem jeweiligen Territorium zu kartieren (bis 2014), sowie sie ökonomisch zu bewerten und die Werte in ihr Berichtswesen zu integrieren (bis 2020) (EU-COM 2011: Ziel 2, Aktion 5). Entsprechende Ziele wurden auch in Deutschland in politische Strategien aufgenommen, namentlich die Waldstrategie 2020 der Bundesregierung (BMELV 2011b).

1.2 Ziel und Struktur des ReWaLe-Modells

Das Ziel des ReWaLe-Modells ist, den ökonomischen Wert von Ökosystemleistungen des Waldes in Deutschland sowie seine räumliche Variabilität zu quantifizieren, d. h. den monetären Nutzen der Bereitstellung von Rohholz, Schutz- und Erholungsleistungen des Waldes zu bestimmen, regional zu verorten und zu kartieren, und zu einem konsistenten Gesamtmodell zusammenzuführen, welches regionale Leistungsschwerpunkte zu identifizieren vermag. Damit werden zentrale ökonomische Informationen über den Nutzen von Waldleistungen der politischen Diskussion zugänglich gemacht, räumlich konkretisiert sowie in die Gesamtheit der gesellschaftlichen Ansprüche an den Wald eingeordnet. So können auch räumliche Optimierungspotentiale identifiziert werden, welche im Rahmen einer integrativen, nachhaltigen und multifunktionalen Forstwirtschaft eine effizientere Nutzung der Wälder sowohl hinsichtlich ihrer Rohholzproduktion als auch ihrer Schutz- und Erholungsleistungen ermöglichen.

Zu diesem Zweck werden mit Hilfe vorliegender Bewertungsdaten, zusätzlicher regional-statistischer Informationen sowie einer ergänzenden Primärerhebung regionalspezifische Bestimmungsgründe des monetären Nutzens der Ökosystemleistungen ermittelt und in allgemein anwendbare Bewertungsfunktionen für jede der Leistungen übersetzt. Das Ergebnis sind Regressionsmodelle, die den Einfluss natürlicher Faktoren (z. B. der Baumartenausstattung) wie auch sozioökonomischer Faktoren (z. B. Gemeindegrößen, Transportentfernungen) auf den monetären Wert der jeweiligen Ökosystemleistung erklären. Korrespondierend dazu wird eine Regionaldatenbank aufgebaut, welche die relevanten Einflussfaktoren in regionaler Untergliederung bereitstellt. Die regionale Basiseinheit ist die Gemeinde („Local Administrative Unit“ in der Eurostat-Nomenklatur). Die Stadtstaaten Berlin, Hamburg und Bremen werden in weitere Untereinheiten (Stadtteile) untergliedert, für die statistische Informationen verfügbar sind, so dass sich insgesamt 11.533 regionale Basiseinheiten ergeben (der Einfachheit halber sämtlich als „Gemeinden“ bezeichnet). Daten zur Charakterisierung dieser Gemeinden stammen teils direkt aus offiziellen Statistiken, teils aus Verschneidung mit anderen Datenquellen (z. B. CORINE Land Cover, Daten der Bundeswaldinventur etc.; für eine detaillierte Darstellung siehe Altenbrunn & Elsasser (2020)).

Die zuvor identifizierten Bewertungsfunktionen werden, im Sinne eines Nutzen-Transfers,¹ mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) auf die Gegebenheiten in den Gemeinden angewendet; die Ergebnisse werden auf Kreisebene aggregiert und kartiert. Dies ergibt eine regional differenzierte, flächendeckende Beschreibung der Werte der untersuchten Ökosystemleistungen und ihrer regionalen Wertrelationen im Status Quo. Durch Variation der Eingangsdaten werden schließlich Auswirkungen veränderter regionaler Ausgangsbedingungen (z. B. veränderte Waldbehandlung) auf die Werte der Ökosystemleistungen sowie ihre Relationen simuliert. Im Ergebnis werden damit regionale Muster identifiziert, an denen sich zeigt, in welchen Gebieten Deutschlands welche Leistungen dominieren, und wo und wie stark diese Leistungen auf Veränderungen bestimmter Ausgangsbedingungen reagieren.²

1.3 Aufbau des Berichts

Entsprechend dem modularen Aufbau des Modells ist der folgende Bericht in einzelne Kapitel für die jeweils bewerteten Leistungen unterteilt. Technische Details des GIS-Modells werden in einer separaten Veröffentlichung dargestellt (Altenbrunn & Elsasser 2020) und hier nur zusammenfassend berichtet.

Die Bewertung der Rohholzproduktion ist in Kapitel 2 dargestellt. Sie dient dem Ziel, den Nutzen dieser Ökosystemleistung aus gesamtgesellschaftlicher Perspektive abzubilden, erfolgt also nicht aus betrieblicher Perspektive. Entsprechend erscheint das nachhaltig erzielbare Brutto-Erlöspotential als Maß adäquat. Zunächst werden die zur Quantifizierung herangezogenen Datenquellen einschließlich deren Begrenzungen beschrieben. In Bezug auf die ökonomische Bewertung der ermittelten Mengenbasis wird zunächst begründet, warum hier einem preisbasierten Bewertungskonzept gefolgt werden kann; anschließend wird die Ermittlung entsprechender Preise erläutert. Schließlich werden Bewertungsergebnisse für das Brutto-Erlöspotential sowie ergänzend auch für die tatsächliche Produktion im Status Quo (d. h. in der

¹ Unter dem Namen Nutzen-Transfer („Benefit Transfer“) werden metaanalytische Verfahren zusammengefasst, mit denen Bewertungsergebnisse auch auf Gebiete übertragen werden können, zu denen keine separaten Primärstudien vorliegen (zu neueren Darstellungen der Methode s. Navrud & Ready 2007; Lindhjem & Navrud 2008; Nelson & Kennedy 2009; Johnston & Rosenberger 2010; de Ayala *et al.* 2014; Perino *et al.* 2014).

² Nach hiesigem Wissensstand liegen ähnliche flächendeckende Kartierungen von Ökosystemwerten bislang lediglich aus Großbritannien vor. Das britische National Ecosystem Assessment (NEA-UK; Watson *et al.* 2011; Bateman *et al.* 2013; Bateman *et al.* 2014b) hat mit ähnlichen Verfahren, wie sie dem vorliegenden Projekt zugrunde gelegt werden, eine flächendeckende Bewertung von Ökosystemleistungen der Landnutzung und ihrer regionalspezifischen Wechselwirkungen im 2x2 km-Raster vorgelegt. Berücksichtigt wurden land- und forstwirtschaftliche Produktionsleistungen sowie Erholungs- und Klimaschutzleistungen. Leistungen für den Naturschutz wurden nicht über deren Nutzen für die Bevölkerung, sondern über die Opportunitätskosten entsprechender Nutzungsrestriktionen bewertet. Die Studie demonstriert eindrücklich, welche Effizienzgewinne auf nationalem Niveau insgesamt möglich sind, wenn der Politik regional differenzierte Informationen zum Wert von ÖSL der Landnutzung zur Verfügung gestellt werden (Bateman *et al.* 2014a; Bateman *et al.* 2014b).

gegebenen Ausgangssituation) für Gesamtdeutschland mitgeteilt und zur Kontrolle mit konzeptionell ähnlichen Ergebnissen der Forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung sowie der Waldgesamtrechnung verglichen, und es wird die regionale Verteilung der ermittelten Werte beschrieben.

Kapitel 3 begründet zunächst, warum zur Erfassung der Klimaschutzleistung die jährliche Kohlenstoffsequestrierung herangezogen wird und die Speicherung nicht als separate Leistung erfasst werden sollte. Anschließend wird erläutert, welche Systemgrenzen bei der Quantifizierung gezogen wurden, und wie die jährlich sequestrierte Kohlenstoffmenge in den berücksichtigten Speicherkompartimenten (oberirdische Baumbiomasse und Holzproduktespeicher) sowie die materielle und energetische Substitution bestimmt wurden; erneut wird die ermittelte Gesamtmenge einer Kontrollrechnung unterzogen und mit den Ergebnissen des deutschen Treibhausgasinventars sowie des DFWR-Klimarechners verglichen. Zur Bewertung wird zunächst die Eignung unterschiedlicher Bewertungsansätze diskutiert und daraufhin begründet, warum Marktpreise aus dem Europäischen Emissionshandelssystem (EU-ETS) als bester Näherungswert der realen Präferenzen von Bürgern und Entscheidungsträgern erscheinen, so dass sie in der Standardvariante des Modells zur Bewertung verwendet werden; gleichzeitig werden zwei alternative Bewertungsvarianten vorgeschlagen und begründet. Auch dieses Kapitel schließt mit einer Darstellung der aggregierten Bewertungsergebnisse (anhand der Standardvariante) und der regionalen Verteilung dieser Ergebnisse, einmal im Status Quo, sowie zusätzlich in einem Szenario „Nutzung des gesamten nachhaltig nutzbaren Zuwachses“

Die Erholungsleistung im Wohnumfeld (Kapitel 4) nutzt Daten einer Contingent-Valuation-Studie zur Ermittlung von Besuchsintensitäten, Besuchsentfernungen und der entsprechenden Präferenzen. Zunächst wird beschrieben, wie die dort ermittelten individuellen Zahlungsbereitschaften mit regionalen Ausgangsvoraussetzungen verknüpft werden können; zu diesem Zweck wird der Waldbesucheranteil in den Gemeinden geschätzt und kartiert. Dies ermöglicht eine regional differenzierte Schätzung des Aufkommens der Zahlungsbereitschaft. Um es auf die Wälder zu verteilen, wird aus der Häufigkeitsverteilung der unterschiedlichen Anreiseentfernungen eine allgemeine empirische Distanzfunktion geschätzt. Mit deren Hilfe werden die Zahlungsbereitschaften aus den Gemeinden auf die umliegenden Wälder verteilt, proportional zu deren jeweiliger Entfernung. Erneut schließt das Kapitel damit, die aggregierten Bewertungsergebnisse und deren regionale Verteilung im Status Quo darzustellen.

Zur Bewertung von Leistungen für Naturschutz und Landespflege (Kapitel 5) wird eine eigene Bevölkerungsbefragung durchgeführt, welche sowohl Leistungen im Rahmen der regulären Waldbewirtschaftung als auch die Ausweisung zusätzlicher Schutzgebiete thematisiert. Dazu wird je ein Choice-Experiment eingesetzt; für die Schutzgebiete wird darüber hinaus ein Contingent-Valuation-Experiment als Kontrolle verwendet. Abschnitt 5.2 beschreibt die Methodik dieser Befragung und den verwendeten Fragebogen, das Design der Choice-Experimente und der Contingent-Valuation-Studie. Abschnitt 5.3 berichtet über die Ergebnisse aus dem allgemeinen Teil. Aus ihnen gehen u. a. Hintergrundinformationen über Kenntnisse und Bewertungen der

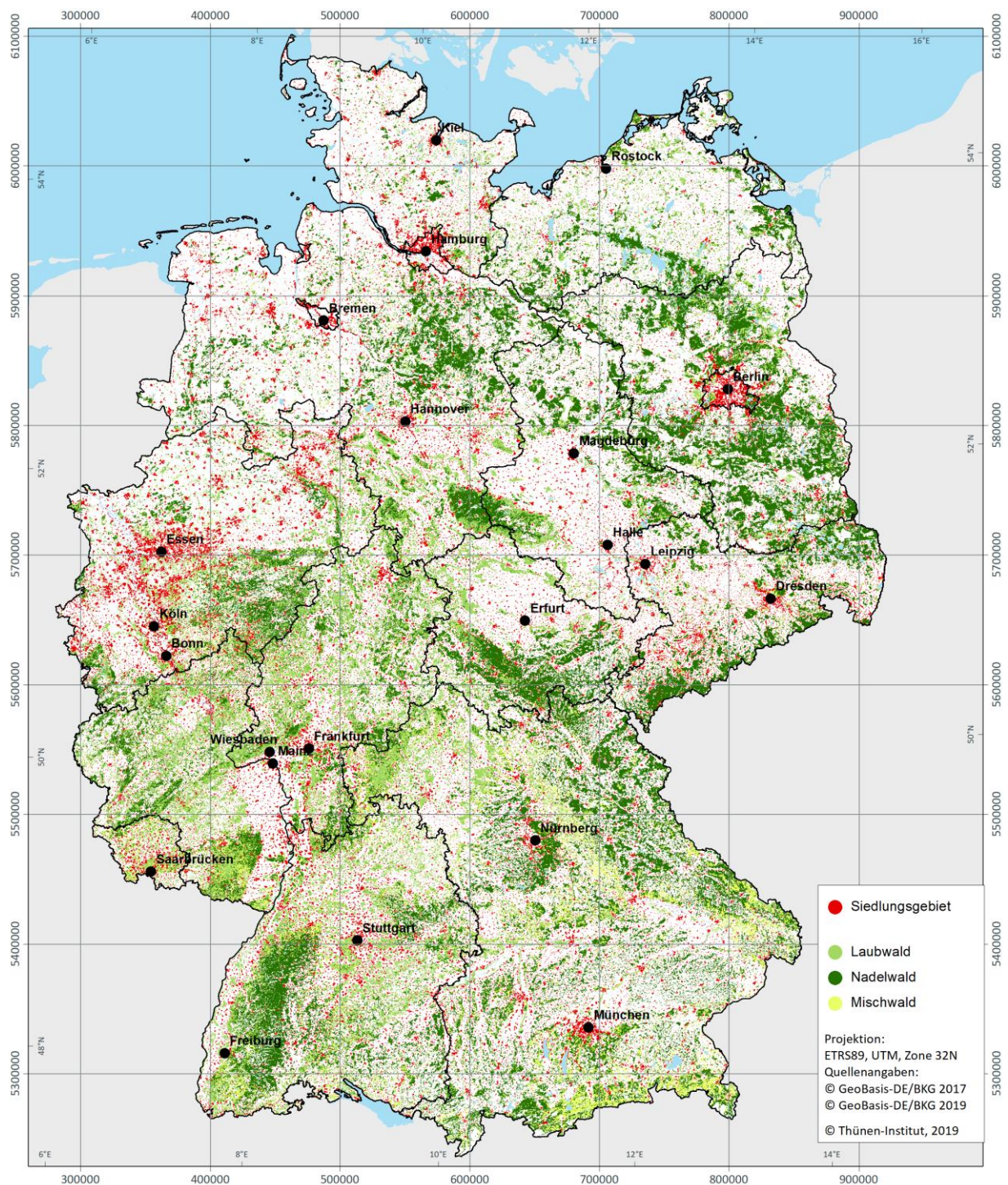
Befragten zur Baumartenzusammensetzung der Wälder hervor. Zudem berichtet dieser Abschnitt über die Ergebnisse der drei Bewertungsexperimente, die u. a. allgemeine individuelle Bewertungsfunktionen für die jeweiligen Attribute der untersuchten Leistungen umfassen. Diese Funktionen werden mit den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten verknüpft und dann auf die regionale Bevölkerung hochgerechnet. Abschnitt 5.4 beschreibt dies für Veränderungen der Artenvielfalt im Wald sowie für Änderungen der Baumartenverhältnisse (als Attribute der regulären Waldbewirtschaftung); Abschnitt 5.5 erläutert das entsprechende Verfahren für die Auswahl potentieller Schutzgebiete. Da im Falle der Naturschutz- und Landespflegeleistungen nur Veränderungen des Status Quo sinnvoll bewertbar sind, nicht aber der Status Quo selbst, ergeben sich regionalisierte und aggregierte Bewertungsergebnisse in diesem Fall erst über eine Simulation im Rahmen von Szenarien.

Zur Demonstration werden drei Beispielsszenarien berechnet, die gleichzeitig über den Nutzen verschiedener derzeit diskutierter Ziele für die Waldbewirtschaftung informieren: ein Szenario, in dem der Buchenanteil zu Lasten des Nadelbaumanteils moderat erhöht wird (Abschnitt 6.1); ein weiteres Szenario, das die vollständige Wiederherstellung der ursprünglichen Artenvielfalt simuliert (Abschnitt 6.2); sowie ein drittes Szenario zur Lokalisierung von weiteren 2,5 % der Waldfläche als Schutzgebiet (Abschnitt 6.3). Aufgezeigt wird jeweils, welche Leistungen von den damit verbundenen Veränderungen betroffen wären, wie stark sich der jeweilige Nutzen verändern würde, und wie sich diese Veränderungen regional über Deutschland verteilen.

In einem Exkurs (Kapitel 7) wird, als Beispiel für das politisch-praktische Anwendungspotential des Modells, ein Ansatz zur Honorierung der Ökosystemleistungen der Wälder herausgearbeitet und hinsichtlich seiner Lenkungswirkungen diskutiert, der ein effektives Zusammenspiel von Märkten, staatlicher Förderung und privaten Initiativen bezweckt und darauf abzielt, Forstbetrieben und Waldeigentümern anstelle der heutigen Kostenerstattung Leistungsanreize für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu bieten. Um die regional unterschiedliche Nachfrage nach den diversen Leistungen zu berücksichtigen, wird ein zweistufiges Honorierungssystem entworfen. Die erste Stufe umfasst Leistungen, für die globale Nachfrage besteht (manifestiert in Klima- und Biodiversitätskonvention der Vereinten Nationen), und zu deren Förderung sich die Bundesrepublik international vertraglich verpflichtet hat; da regionale Nachfrageunterschiede für diese Leistungen keine wesentliche Rolle spielen, lassen sich Zahlungen zentralisieren und weitgehend standardisieren. Stufe 2 umfasst Leistungen mit überwiegend regionaler oder lokaler Nachfrage, zu deren Finanzierung Einzelverträge besonders geeignet sind, unter stärkerer Beteiligung der Bundesländer und gegebenenfalls auch lokaler Interessenten.

In der abschließenden Diskussion (Kapitel 8) werden die Grenzen des ReWaLe-Modells in Erinnerung gerufen und etliche Hinweise darauf gegeben, wie die jeweiligen Ergebnisse zu interpretieren sind. Abschließend wird diskutiert, welche möglichen Erweiterungen des Modells besonders sinnvoll und erfolgversprechend erscheinen.

Da es in dieser Studie grundsätzlich darum geht, welche Leistungen Wälder für Menschen erbringen und welche regionalen Muster daraus entstehen, mag es hilfreich sein, sich vorab die Wald- und Bevölkerungsverteilung in Deutschland in Erinnerung zu rufen. Abbildung 1 zeigt die Verteilung von Wäldern und Siedlungsgebieten in Deutschland; sie kann als Referenz dienen, um die Interpretation der im späteren Verlauf dargestellten Regionalergebnisse zu erleichtern.

Abbildung 1: Verteilung von Wäldern und Siedlungsgebieten in Deutschland

Quelle: Eigene Darstellung

2 Rohholzproduktion als Ökosystemleistung

2.1 Ziel

Im Rahmen des ReWaLe-Projektes dient die Bewertung der Rohholzproduktion dem Ziel, diese Ökosystemleistung des Waldes aus einer gesamtgesellschaftlichen Perspektive anderen Ökosystemleistungen gegenüberstellen zu können, um insbesondere regionale Veränderungen des gesamten Leistungsspektrums der Wälder sowie der Wertrelationen zwischen den Leistungen abbilden zu können. Ziel ist dagegen nicht, eine verfeinerte Bewertung der Rohholzproduktion in tiefer regionaler Untergliederung zu entwickeln, welche beispielsweise als Planungsgrundlage für forst- oder holzwirtschaftliche Betriebe nutzbar wäre. Hierfür existieren andere Ansätze, die speziell auf diesen Zweck zugeschnitten sind.

2.2 Quantifizierung

Rohholzproduktion als Ökosystemleistung wird in der „Allgemeinen internationalen Klassifikation von Ökosystemleistungen“ (CICES [V5.1] 2018) definiert als „the volume of timber ready to be cut“ (Haines-Young & Potschin 2018a:3), in der zugehörigen Tabelle auch als „harvestable surplus of annual tree growth“ (CICES-Code 1.1.1.2). Beide Definitionen zielen nicht auf das tatsächlich geerntete Holzvolumen ab, sondern auf den (nachhaltig nutzbaren) Zuwachs an Derbholz^{3,4}. Hierzu stehen aus der aktuellen Bundeswaldinventur (BWI₂₀₁₂) Ergebnistabellen zur Verfügung (Thünen-Institut 2012). Sie enthalten u. a. den jährlichen Zuwachs des Vorrates wie auch die Nutzung für neun Baumartengruppen (in rechnerischen Reinbeständen), nämlich für die Koniferen Fichte, Tanne, Douglasie, Kiefer und Lärche sowie für die Laubbäume Buche, Eiche, andere Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer (aLh, Beispiel: Hainbuche) und andere Laubbaumarten mit niedriger Lebensdauer (aLn, Beispiel: Birke). Die tiefste verfügbare regionale Untergliederung ist die nach 82 forstlichen Wuchsgebieten (s. Gauer & Aldinger 2005; Gauer & Kroiher 2012). Der Derbholzzuwachs wird in der BWI₂₀₁₂ sowohl in Vorratsfestmetern [$V_{fm}/ha \cdot a$] als auch in Erntefestmetern [$E_{fm} \text{ o.R.}/ha \cdot a$] ausgewiesen. Für das ReWaLe-Modell werden an dieser Stelle die Vorratsfestmeter herangezogen, da sie auch für die Bewertung der Kohlenstoffsequestrierung benötigt werden. Erntefestmeter werden daraus bei Bedarf durch pauschale Abzüge von je 10 % für Ernte- und Rindenverluste berechnet.⁵

³ Als Derbholz wird Stamm- und Astholz mit einem Durchmesser von mindestens 7 cm bezeichnet.

⁴ Die tatsächlich geerntete Menge wird u. a. durch wirtschaftliche Entscheidungen der Betriebe mitbeeinflusst, wie etwa die Entscheidung, Holzerntepotentiale durch Vorratsaufbau anzusparen, bzw. bereits angesparte Vorräte in einer günstigen Marktsituation wieder abzubauen.

⁵ Auf eine Differenzierung dieser Abzüge nach Baumarten, wie sie etwa Stinglwagner *et al.* (2016:236) bieten, wird hier verzichtet.

Als physische Grundlage für die Bewertung der Rohholzproduktion werden die Zuwachsangaben für die Baumartengruppen der Wuchsgebiete (aus der BWI₂₀₁₂) den Waldflächen der Gemeinden zugewiesen (welche aus den Corine-Daten hervorgehen).⁶ Dazu wird die Waldfläche jeder Gemeinde in neun ideelle Reinbestandsflächen für die neun Baumartengruppen aufgeteilt (entsprechend der Flächenanteile in den zugehörigen Wuchsgebieten) und mit dem jeweiligen baumarten- und wuchsgebietsspezifischen Durchschnittszuwachs multipliziert. Der so ermittelte jährliche Zuwachs in der Gemeinde wird gleichzeitig als nachhaltiges Nutzungspotential an Derbholz interpretiert.⁷ Bei der Interpretation dieses Zuwachses ist zu beachten, dass die Waldfläche nach Corine auch Flächen enthält, auf welchen die Holzernte aus unterschiedlichen Gründen nur eingeschränkt bzw. gar nicht zulässig oder zu erwarten ist.⁸ Während rechtliche Einschränkungen für die Ermittlung der Ökosystemleistung irrelevant sind (da das Holz unter einer anderen Rechtslage genutzt werden könnte), kann hinterfragt werden, ob dies auch auf Einschränkungen durch natürliche Hindernisse zutrifft (wie z. B. Unzugänglichkeit von Wäldern). Leider sind die unterschiedlichen Ursachen anhand der verfügbaren Daten nicht trennbar, so dass der aufgrund natürlicher Hindernisse nicht nutzbare Teil des Zuwachses nicht herausgerechnet werden kann. Dies könnte tendenziell zu einer Überschätzung der Rohholzproduktion führen. Gegenläufig dazu ist die Waldfläche nach Corine um etwa 2 % kleiner als die Waldfläche nach BWI₂₀₁₂ (Altenbrunn & Elsasser 2020, Kap. 2). Die Annahme scheint daher berechtigt, dass die beschriebene Überschätzung im Durchschnitt⁹ vernachlässigbar ist (zumal die in der BWI₂₀₁₂ erfassten Nutzungseinschränkungen zu substantiellen Teilen nicht auf natürliche, sondern auf rechtliche Ursachen wie etwa Schutzgebietsausweisungen zurückgehen dürften). Der Zuwachs der Baumartengruppen (wie indirekt auch deren Nutzung) ist von den tatsächlichen Wuchsbedingungen in den Wuchsgebieten geprägt. Daneben wirkt sich auch die aktuelle Altersstruktur der Bestände auf das Baumwachstum aus, da Bestände, je nach Baumart, zwischen 20 und 60 (-100) Jahren deutlich stärker zuwachsen als jüngere bzw. ältere (vgl. Schober 1987). Informationen über Altersklassen oder Durchschnittsalter der Bestände liegen aber nicht in der erforderlichen regionalen Differenzierung vor: Die veröffentlichten BWI-Daten lassen Altersdifferenzierungen für die Baumartengruppen nur auf Bundeslandebene zu,¹⁰ nicht jedoch auf Wuchsgebiets- oder gar auf Kreisebene. Auch Angaben zum Zuwachs und zur Nutzung der Baumartengruppen sind auf Wuchsgebietsebene nur für drei grobe Altersgruppen zugänglich (1 – 60, 60 – 120 und >120 Jahre), da bei einer feineren Unterteilung der Stichprobenfehler

⁶ Zur Berechnung unterschiedlicher Nutzungsszenarien können im Modell anstelle des Nutzungspotentials auch Annahmen über die Höhe der jeweiligen Holznutzung verwendet werden; die Berechnung folgt dann ebenfalls dem beschriebenen Prinzip.

⁷ Auf einen Ausgleich für eventuellen bisherigen Vorratsauf- oder -abbau wird also verzichtet (zumal darüber ohnehin keine regional differenzierten Daten zur Verfügung stehen).

⁸ Diese Hindernisse wurden in der BWI₂₀₁₂ differenziert erhoben (BMELV 2011a:22), scheinen aber nur zusammenfassend ausgewertet worden zu sein (wofür u. a. stichprobentheoretische Erwägungen verantwortlich sein dürften).

⁹ In einzelnen Regionen mit einem höheren Anteil unzugänglicher Wälder (z. B. in den Alpen) könnten erheblichere Abweichungen auftreten.

¹⁰ Das flächengewogene Durchschnittsalter beträgt laut BWI₂₀₁₂ in Deutschland über alle Baumartengruppen hinweg 77 Jahre, mit einer Schwankungsbreite zwischen 67 Jahren (im Saarland) und 84 Jahren (in Hessen).

ausufern würde. Daher wird im vorliegenden Modell auf eine Unterteilung in Altersklassen verzichtet; implizit wird jeweils auf das tatsächliche Durchschnittsalter der Baumarten in den Wuchsgebieten zurückgegriffen. Für die Interpretation von Modellergebnissen ist das nur dann relevant, wenn diese auf Szenarien zurückgehen, welche die aktuelle Altersstruktur stark verändern würden (dies sind insbesondere Aufforstungs- sowie Waldumbauszenarien, z. B. von Nadel- in Laubbaumbestände): In solchen Fällen wären die Ergebnisse grundsätzlich als Langfristeffekte zu interpretieren.¹¹ Auf kurze Frist¹² würde der laufende Zuwachs in solchen Szenarien dagegen überschätzt, auf mittlere Frist unterschätzt. Für Szenarien ohne unmittelbare Veränderung der gegebenen Altersstruktur (z. B. Stilllegungsszenarien) ist diese Einschränkung nicht relevant – zu bedenken ist lediglich, dass der Verzicht auf Holzernte und Waldpflege langfristig zu Zuwachsdepressionen führen kann (bzw. allgemeiner zu einer Wachstumsdynamik, die grundsätzlich von den bisherigen Gegebenheiten abweicht).

2.3 Bewertung

Für die monetäre Bewertung der Rohholzproduktion ist zunächst die Frage nach dem adäquaten ökonomischen Wertkonzept zu beantworten. Die Rohholzproduktion stellt (als einzige der im Modell betrachteten Ökosystemleistungen) private Güter bereit, welche auf Märkten gehandelt werden und daher auch Marktpreise haben. Daher liegt es sehr nahe, diese Preise auch zur Bewertung heranzuziehen. Marktpreise unterscheiden sich allerdings konzeptionell von den Wohlfahrtsmaßen, die für die Bewertung der übrigen Ökosystemleistungen des Waldes und der daraus bereitgestellten öffentlichen Güter genutzt werden; insbesondere enthalten Preise keine Konsumenten- oder Produzentenrenten und sind daher nicht völlig mit den genannten Wohlfahrtsmaßen kompatibel. Unterschiede bestehen zudem in Bezug auf die Eigentumsrechte an den unterschiedlichen Ökosystemleistungen: Das Eigentumsrecht an der Rohholzproduktion steht a priori den Forstbetrieben zu, dasjenige an öffentlichen Gütern nicht. Die genannten Unterschiede schließen jedoch nicht aus, für Rohholz ein preisbasiertes Bewertungskonzept zu verwenden – sie schließen nur aus, Preise mit rentenbasierten Wohlfahrtsmaßen zu saldieren und/oder Wertrelationen zwischen den unterschiedlichen Leistungen absolut zu interpretieren. Demgegenüber ist es unproblematisch, regionale Muster dieser Wertrelationen und deren mögliche Veränderungen auszuwerten. Da im vorliegenden Zusammenhang nur dies das Ziel der Rohholzbewertung ist (s. o.), folgt die Bewertung der Rohholzproduktion hier einem preisbasierten Konzept.

¹¹ In einer alternativen Interpretation können solche Ergebnisse als auf eine hypothetische Referenz bezogen betrachtet werden („Was wäre, wenn zum Zeitpunkt der Bestandesbegründung eine andere Baumartenkombination gewählt worden wäre“).

¹² Eine „kurze Frist“ umfasst in diesem Zusammenhang die ersten etwa 20 Jahre nach der Bestandesbegründung; in diesem Zeitraum ist der laufende Volumenzuwachs unterdurchschnittlich. In der anschließenden „mittleren Frist“ ist er überdurchschnittlich, da hier das Bestandeswachstum kulminiert. Diese Phase umfasst ein Alter von ca. 20 bis 60 Jahren (bei langlebigen Laubbaumarten bis 100 Jahren).

Hierzu stehen aus einer Auswertung des Testbetriebsnetzes Forst (TBN; BMEL 2018) Erlösdaten zur Verfügung, welche nach den vier Holzartengruppen Fichte (Fi/Ta/Dg), Kiefer (Ki/Lä), Buche (Bu/aLh/aLn) und Eiche differenziert sind.¹³ Hier handelt es sich um Verkaufserlöse frei Waldstraße, die innerhalb eines jeweiligen Bezugsjahres von einem flächengewichteten Durchschnitt der Staats-, Kommunal- und Privatwaldbetriebe realisiert worden sind. Selbstwerberholz¹⁴ ist in diesen Erlösen anteilig enthalten. Verfügbar sind sowohl Bruttoerlöse als auch erntekostenfreie Erlöse, welche sich aus ersteren nach Abzug des Aufwandes für die Holzernte ergeben. Tabelle 1 zeigt beispielhaft die Erlöse laut TBN Forst für das Jahr 2016.

Tabelle 1: Holzerlöse nach Holzartengruppen für das Jahr 2016, gewichtet mit Eigentumsarten und Selbstwerberanteil

Erlös	HAG Fichte	HAG Kiefer	HAG Buche	Eiche	Gesamt
brutto [€/Efm]	82,86	61,09	61,30	87,05	73,52
erntekostenfrei [€/Vfm]	39,64	27,76	25,88	49,83	34,26

HAG: Holzartengruppe; Efm: Erntefestmeter ohne Rinde; Vfm: Vorratsfestmeter mit Rinde

Quelle: Testbetriebsnetz Forst des BMEL: Buchführungsergebnisse der Forstwirtschaft 2016

Für die Bewertung im Rahmen unseres Modells sind die Bruttoerlöse relevant, da auch der Holzernteaufwand aus der Ökosystemleistung „Rohholzproduktion“ finanziert wird und das dadurch generierte Einkommen zwar nicht den Forstbetrieben, aber der Volkswirtschaft insgesamt zugutekommt. Entsprechend werden von dem nachhaltigen Nutzungspotential zunächst Rinden- und Ernteverluste abgezogen und dann mit den Bruttoerlösen multipliziert. Das Ergebnis ist das Brutto-Erlöspotential in den jeweiligen Gemeinden [in €/a]. Summiert beträgt es 7,1 Mrd. €/a.

Die Summe der Erlöspotentiale aller Gemeinden entspricht konzeptionell weitgehend dem „Produktionswert der biologischen Produktion“¹⁵ aus der erweiterten Forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung (vgl. Englert & Seintsch 2014:42) bzw. dem „Nettozuwachs“¹⁶ aus der nationalen Waldgesamtrechnung (DeStatis 2018:8) sowie den European Forest Accounts (Rosenkranz *et al.*

¹³ Die TBN-Daten werden jährlich im Thünen-Institut WF ausgewertet. Sie sind nach Eigentumsarten differenziert, lassen sich aber nicht weiter regional oder nach Baumalter bzw. Sortierung untergliedern. Grundsätzlich ist im Auge zu behalten, dass das TBN keine Zufallsstichprobe darstellt, sondern auf der freiwilligen Mitarbeit der teilnehmenden Betriebe beruht.

¹⁴ Holz – in der Regel Brennholz –, welches von den Käufern selbst geerntet und entsprechend niedriger eingepreist wird.

¹⁵ Der Produktionswert der biologischen Produktion ist die Summe aus bewertetem Holzzuwachs und Wert des ungenutzten Zuwachses. Zusammen mit dem Produktionswert der technischen Produktion (i. e. weiterverarbeitete Waren und Produkte) bildet er den Produktionswert forstlicher Erzeugnisse. Da Forstbetriebe in Deutschland jedoch üblicherweise keine technische Produktion betreiben, unterstellt die Gesamtrechnung hierfür einen Wert von Null. Die monetäre Bewertung erfolgt ebenfalls auf Basis der genannten Auswertung des Testbetriebsnetzes Forst des BMEL.

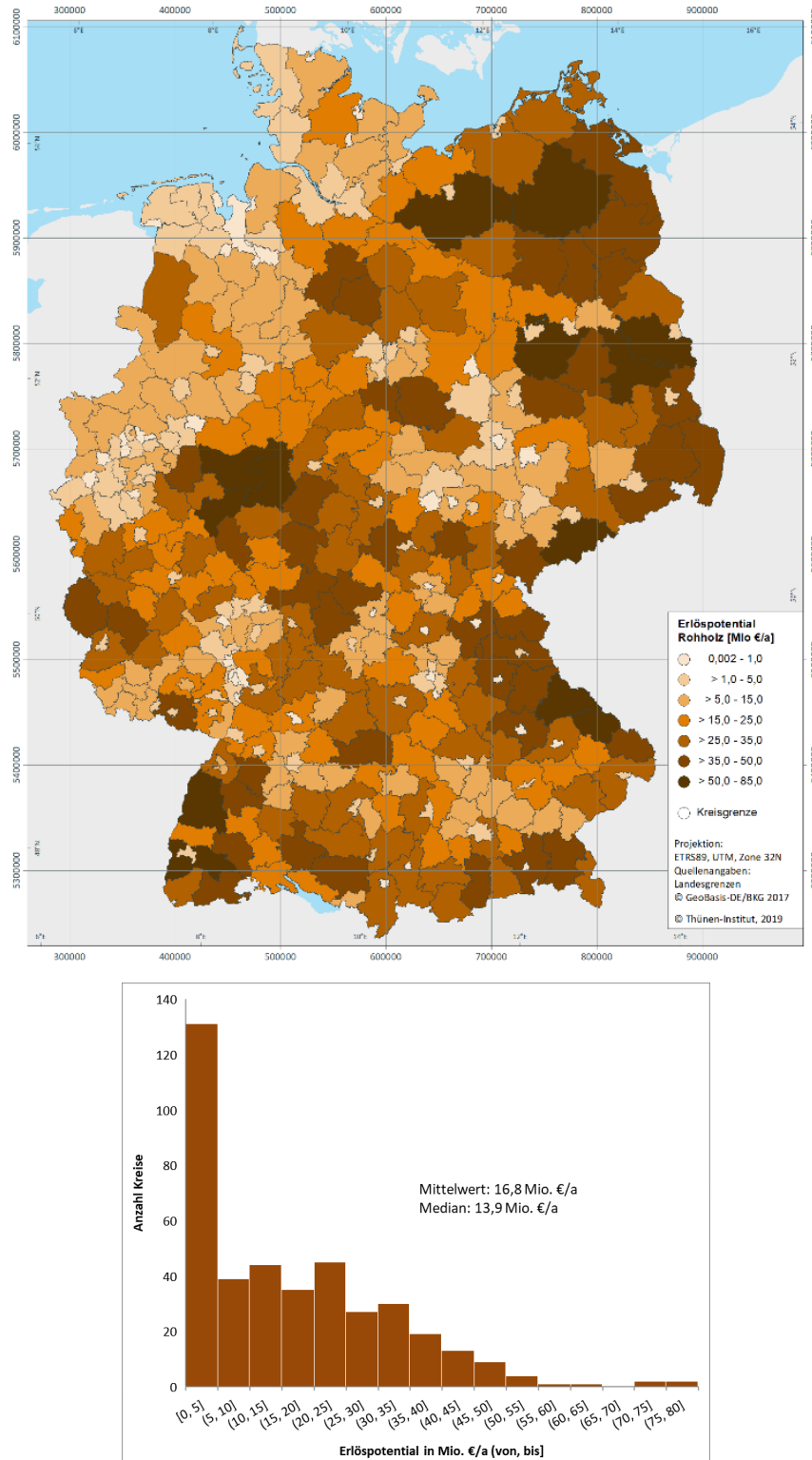
¹⁶ Definiert als Bruttozuwachs (=Ergebnis der natürlichen Wachstumsprozesse, entspricht der biologischen Produktion) abzüglich der Mortalität.

2018:20f.); die Bewertung erfolgt dort allerdings nicht zu Bruttoerlösen, sondern zu erntekostenfreien Erlösen. Eine Kontrollrechnung auf Basis erntekostenfreier Erlöse mit Preisdaten des Jahres 2016 erbrachte tatsächlich gute Übereinstimmungen zwischen Waldgesamtrechnung und den über alle Gemeinden aufsummierten Erlösschätzungen des ReWaLe-Modells: Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Basisdaten beider Datenquellen (in Bezug auf Zuwachs, Waldfläche und deren jeweilige Zugänglichkeit) und einiger Definitionsunterschiede im Detail überstiegen die Schätzungen unseres Modells die entsprechenden Angaben aus der Waldgesamtrechnung um weniger als 1 %.¹⁷

Abbildung 2 zeigt die regionale Verteilung der jährlichen Brutto-Erlöspotentiale auf Basis der Holzerlöse des Jahres 2016, aggregiert auf Kreisebene, sowie darunter die zugehörige Häufigkeitsverteilung (Zur leichteren Interpretierbarkeit enthält Abbildung 23 (im Kartenanhang, s. S. A18) eine Darstellung, in der die Ergebnisse pro Hektar Waldfläche umgerechnet sind).

¹⁷ Einschließlich Mortalität betragen die summierten Modellergebnisse 4,217 Mrd. €/a, nach Abzug von 10 % Mortalität sind es 3,795 Mrd. €/a. Die WGR weist dagegen für 2016 einen Wert des Nettozuwachses von 3,302 Mrd. €/a aus (DeStatis 2018:11). Die verbleibende Differenz erklärt sich i. W. aus den unterschiedlichen Zuwachsschätzungen; diese betragen nach BWI₂₀₁₂ für die Gesamtwaldfläche im Durchschnitt aller Baumarten 10,85 Vfm/ha/a, jedoch nur 9,34 Vfm/ha/a im langjährigen Durchschnitt der WEHAM-Prognosen, auf welche die Waldgesamtrechnung zurückgreift. Damit verbleiben weniger als 1 % unerklärte Abweichung.

Abbildung 2: Jährliches Brutto-Erlöspotential der Rohholzproduktion auf Basis von Preisdaten des Jahres 2016, aggregiert auf Kreisebene (Karte und Häufigkeitsverteilung)



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

Die regionale Verteilung zeichnet zum einen den Anteil der Baumarten in den forstlichen Wuchsgebieten sowie deren Zuwachs und ihre jeweiligen Holzpreise nach, zum anderen sind die aggregierten Werte auch durch die unterschiedliche Waldfläche der Kreise beeinflusst (und daher indirekt auch die Größe der Kreise). So stechen im Südosten der Bayerische Wald, im Südwesten der Schwarzwald, in der Mitte das Sauerland sowie weiter östlich das Erzgebirge mit besonders hohen Erlöspotentialen hervor, da diese Gebiete sowohl walddreich sind als auch einen hohen Anteil finanziell ertragreicher Baumarten aufweisen. Im kieferngeprägten Nordosten ist das Erlöspotential pro Hektar geringer; hohe absolute Erlöspotentiale kommen dort dadurch zustande, dass die Gebiete ohnehin walddreich und zusätzlich die administrativen Kreise überdurchschnittlich groß geschnitten sind. Die Häufigkeitsverteilung erweist sich als stark rechtsschief. Etwa ein Drittel aller Kreise – überwiegend die Stadtkreise – weisen Erlöspotentiale unter 5 Mio. €/a auf; der Wertebereich reicht jedoch bis knapp 80 Mio. €/a. Der Mittelwert des Erlöspotentials aller Kreise beträgt 16,8 Mio. €/a.¹⁸

Die Bewertung anhand des Erlöspotentials differenziert nicht danach, ob der nutzbare Zuwachs tatsächlich geerntet wird oder nicht (s. o.). Um (graduelle oder totale) Nutzungsverzichte im Wirtschaftswald wie auch in Naturschutzgebieten abbilden zu können, kann das nachhaltige Nutzungspotential daher in einem weiteren Schritt aufgeteilt werden in einen vermarkteten Anteil und einen Anteil, der im Wald verbleibt.¹⁹ Der vermarktete Anteil wird dann (wiederum nach Umrechnung von Vfm in Efm o. R.) zu den Bruttoerlösen aus dem TBN bewertet, der nicht vermarktete Anteil zu Null €/m³. Diese Anteile bleiben variabel, damit das Modell für unterschiedliche Nutzungsszenarien verwendet werden kann. Die heutige Situation wird näherungsweise durch eine Referenzvariante abgebildet, die auf der tatsächlichen Nutzung im Status Quo laut BWI₂₀₁₂ basiert und den Anteil an Nutzungseinschränkungen durch Schutzgebiete (in deren gegebener regionaler Verteilung) und sonstige Nutzungsverzichte widerspiegelt. In der Summe betragen die so berechneten Vermarktungserlöse in dieser Referenzvariante 6,0 Mrd. €/a, liegen also um 14,8 % (1,1 Mrd. €/a) unter dem nachhaltig nutzbaren Potential.²⁰

¹⁸ Bei den Erlöspotentialen pro Hektar Waldfläche (s. Anhang B, Abbildung 23) ist die Häufigkeitsverteilung wesentlich symmetrischer; sie zeigt eine Wertespanne zwischen <350 €/ha/a und >800 €/ha/a, mit Minima im niederschlagsarmen Sachsen-Anhalt und Südbrandenburg (Fläming) und Maxima entlang der Donau und im Alpenvorland.

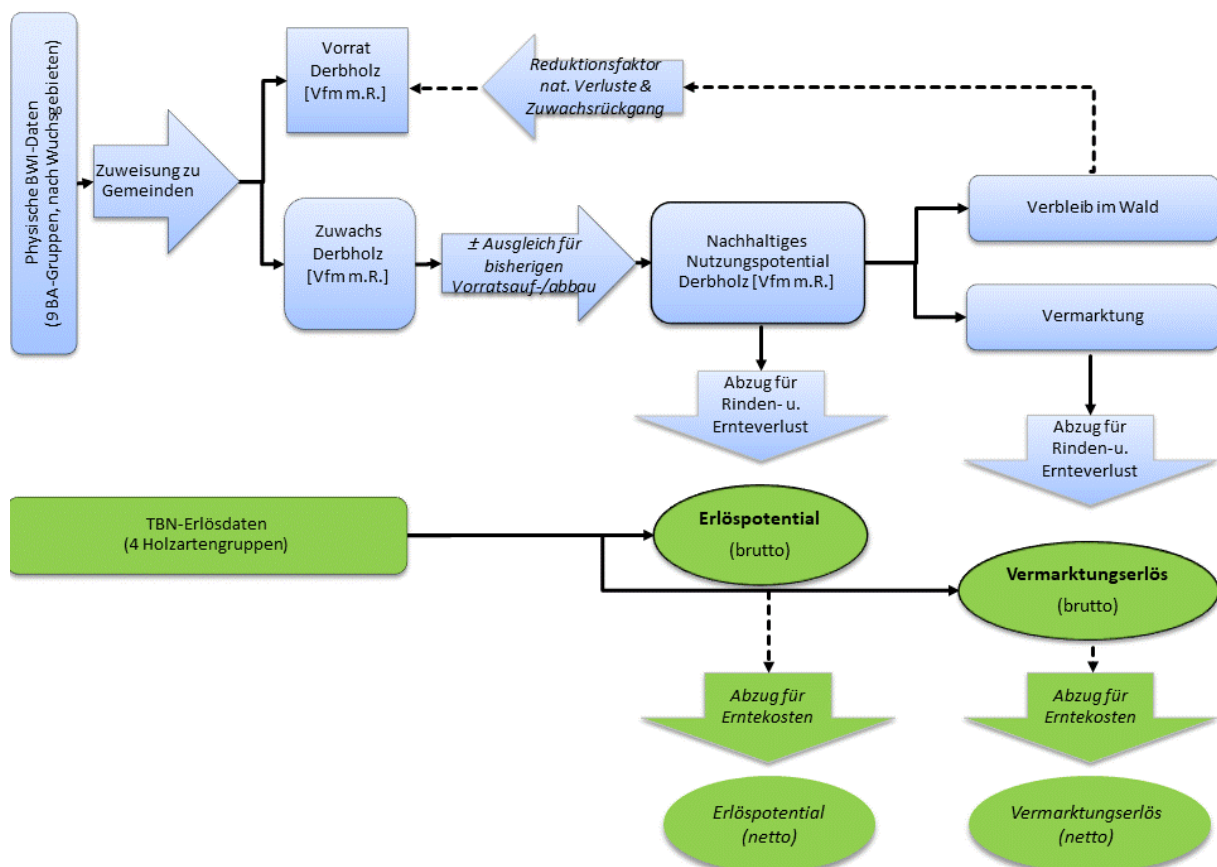
¹⁹ Letzterer dient dem Vorratsaufbau, soweit er nicht durch natürliche Verluste aufgrund von Waldbränden, Stürmen, natürlicher Mortalität etc. reduziert wird. Hiervon kann aber im vorliegenden Fall abgesehen werden, da das Modell nicht den Anspruch verfolgt, Waldwachstum und Vorratsveränderungen dynamisch abzubilden.

²⁰ Das regionale Verteilungsmuster der tatsächlichen Holznutzung in dieser Referenzvariante ist nahezu identisch mit dem des Holznutzungspotentials, so dass die entsprechende Karte hier nicht zusätzlich wiedergegeben werden muss. Manifeste Abweichungen gibt es lediglich in einem der Kreise, die besonders hart von Sturmwüften (insbesondere „Kyrill“ im Jahr 2007) getroffen wurden, im Thüringer Wald (Saalfeld-Rudolstadt): Dort betrug die tatsächliche Nutzung das Dreifache des jährlich nachhaltig nutzbaren Potentials. In allen anderen Kreisen liegt die Nutzung unterhalb des Potentials; in Kreisen mit hohem Fichtenanteil kommt sie diesem allerdings tendenziell näher, weil die Nutzung von Fichten aufgrund ihrer heute gegebenen Altersstruktur, ihrer Risikoempfindlichkeit und aufgrund des damit verbundenen Waldumbaus den entsprechenden Zuwachs derzeit insgesamt übersteigt.

Schließlich ist zu fragen, ob für die Bewertung der Rohholzproduktion zusätzlich wirtschafts-geographische Lageeigenschaften von Wäldern zu berücksichtigen wären, insbesondere ihre Entfernung zu den jeweiligen Verarbeitungsstätten des Rohholzes einschließlich der dadurch verursachten Transportkosten. Praktisch erscheint dies kaum möglich, sachlich zudem nicht sinnvoll. Praktisch gesehen wären dazu regional differenzierte Preise und/oder umfassende Kartierungen der Transportwege zu den jeweiligen Holzverwendern (für alle produzierten Holzsortimente) nötig, die in dieser Differenzierung nicht zur Verfügung stehen. Sachlich gesehen gilt für die Transportkosten dasselbe für die Holzerntekosten: Auch die Transportkosten werden letztlich aus der Ökosystemleistung „Rohholzproduktion“ finanziert und generieren Einkommen, kommen der Volkswirtschaft also an anderer Stelle zugute.

Abbildung 3 fasst die Ermittlung und Bewertung der Rohholzproduktion als Ökosystemleistung des Waldes durch das Modell schematisch zusammen.

Abbildung 3: Vorgehen zur Ermittlung und Bewertung der regionalen Rohholzproduktion



(kursiv: in der Standardvariante des Modells nicht berücksichtigt)

3 Klimaschutzleistung

3.1 Ziel

Die Leistung des Waldes zum Schutz des globalen Klimas besteht darin, über die Photosynthese Kohlenstoff der Atmosphäre zu entziehen und längerfristig primär im Ökosystem zu speichern (Haines-Young & Potschin 2018b).²¹ Sekundär kann diese Speicherung nach der Holzernte in Holzprodukten fortgesetzt werden (Brunet-Navarro *et al.* 2018); je nach Verwendung des Holzes werden dadurch auch emissionsintensivere Produkte und Prozesse ersetzt. Insgesamt reduziert dies den Anteil klimaschädlicher Treibhausgase in der Erdatmosphäre, welche ansonsten zu einer weiteren Erwärmung des Globalklimas beitragen würden.²² Das Ziel der Bewertung ist, den Wert dieser primären und sekundären Entlastung der Atmosphäre für die deutsche Gesellschaft zu fassen.

3.2 Quantifizierung

3.2.1 Begriffsabgrenzungen und Systemgrenzen

Zunächst muss abgegrenzt werden, ob als Klimaschutzleistung nur die Sequestrierung (also der jährlich durch den Holzzuwachs festgelegte Kohlenstoff) oder auch die längerfristige Speicherung dieses Kohlenstoffes betrachtet werden sollte. Da die Speicher lediglich den akkumulierten Zuwachs der Vorjahre enthalten (also die Ergebnisse der früheren Sequestrierungsleistung), wird hier nur die Sequestrierung berücksichtigt. Dies hilft, Überschätzungen zu vermeiden.²³

Klärungsbedürftig ist auch, ob zur Quantifizierung der gesamte laufende Zuwachs (brutto) erfasst werden sollte, auf dem auch die Abschätzung des Rohholz-Produktionspotentials in Kapitel 2 basiert – oder nur der ungenutzte (Netto-) Zuwachs, der unter der gegebenen Holznutzung im Status Quo nach Abzug jedweder Abgänge in den jeweiligen Speichern verbleibt (und auch negativ sein kann, wenn die Abgänge größer als der Bruttozuwachs sind). Aus Ökosystemsicht umfasst die

²¹ Nach CICES [V5.1] (2018) entspricht dies der Klasse 2.2.6.1 („Regulating our global climate“ – „Regulation of the concentrations of gases in the atmosphere that impact on global climate or oceans“) – auch wenn der Begleittext diesbezüglich einige Unklarheiten aufwirft: „Carbon sequestration‘ is not an ecosystem services in V5.1, but regarded more as an ecosystem function. Nevertheless, it is acknowledged that it can be used as a proxy measure of the regulating effect that ecosystem can have in relation to one important constituent of the atmosphere“ (Haines-Young & Potschin 2018b:17; Druckfehler im Original).

²² Darüber hinaus können Wälder lokale Klimaschutzwirkungen zum Schutz menschlicher Siedlungen entfalten, denen hier aber nicht weiter nachgegangen wird.

²³ Keith *et al.* (2019) argumentieren, dass auch die Speicherung als separate Ökosystemleistung von Wäldern interpretiert werden könnte. Führt man diesen Gedanken fort, so müsste in der Konsequenz allerdings auch der Verlust von Speichern durch natürliche Einflüsse (z. B. Insektenkalamitäten) als „negative Ökosystemleistung“ gegengerechnet werden. Der Gedanke wird daher hier nicht weiterverfolgt.

Leistung der Wälder freilich den gesamten Zuwachs (abzüglich der natürlichen Mortalität) – dass ein Teil dieser Zuwachsleistung dem Wald entnommen und in nachgelagerte Verwendungsbereiche verschoben wird, ist ja erst menschlichen Eingriffen zu verdanken. Allerdings ist die durch den Wald erbrachte Klimaschutzleistung untrennbar mit der nachgelagerten Holzverwendung verbunden, durch Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten, Substitution fossiler Energieträger sowie insbesondere durch die Substitution von Materialien, die energie- und emissionsintensiv hergestellt werden. Eine lediglich auf den Wald beschränkte Betrachtung griffe daher zu kurz. Dadurch hängt die Struktur der Klimaschutzleistung zwangsläufig von der Höhe des Holzeinschlags ab; und da a priori nicht feststeht, in welcher Struktur die Klimaschutzleistung am höchsten ist, lässt sich a priori kein (maximales) Potential der Klimaschutzleistung bestimmen, welches konzeptionell dem „Erlöspotential“ bei der Rohholzproduktion entspräche. Ermitteln lassen sich lediglich unterschiedliche Klimaschutzleistungen unter unterschiedlichen Szenarien der Einschlagshöhe und anschließenden Verwendung des Holzes (von denen sich erst im Nachhinein herausstellt, welches Szenario die höchste Klimaschutzleistung ergibt, und die zudem von Annahmen über die Klimaeffektivität der diversen Holzverwendungen abhängig sind).

Die beiden nächstliegenden dieser Szenarien sind zum einen ein fiktiver Holzeinschlag in Höhe des gesamten laufenden Zuwachses (Szenario $^{Sz}K_{IZ}$, quantitativ entsprechend dem „Brutto-Erlöspotential“ bei der Rohholzbewertung), und zum anderen der tatsächliche Holzeinschlag im Status Quo ($^{Sz}K_{SQ}$, quantitativ entsprechend der „Referenzvariante“ für den Status Quo bei der Rohholzbewertung). Da der Status Quo für die klimapolitische Diskussion relevanter ist, konzentriert sich die Darstellung im Folgenden auf das Szenario $^{Sz}K_{SQ}$. Das hilft zudem, Redundanzen zu vermeiden (das Szenario $^{Sz}K_{IZ}$ wäre sowohl hinsichtlich des Vorgehens als auch der regionalen Ergebnisstruktur nahezu vollständig deckungsgleich mit der Rohholzbewertung aus Kapitel 2).²⁴ Bei der Interpretation und dem Vergleich zwischen Rohholz- und Klimaschutzbewertung muss daher jeweils bedacht werden, welche Annahme über die Erntemenge der Klimaschutzbewertung zugrunde liegt: In $^{Sz}K_{IZ}$ ist es der gesamte nachhaltig nutzbare Zuwachs, in $^{Sz}K_{SQ}$ ist es nur dessen tatsächlich geernteter Anteil. Um direkte Vergleiche zu ermöglichen, werden die Ergebnisse von $^{Sz}K_{IZ}$ ergänzend mitgeteilt.

In allen Szenarien wird der jeweilige Nettozuwachs im Modell über Speicheränderungen bestimmt. Dazu werden im ReWaLe-Modell drei Bereiche unterschieden: der Waldspeicher, der Holzproduktespeicher sowie die Substitution. Zur Bewertung der Speicheränderungen im Wald werden die in den verschiedenen oberirdischen Baumkompartimenten gebundenen CO₂-

²⁴ Der Wert der Kohlenstoffsequestrierung in $^{Sz}K_{IZ}$ lässt sich im Wesentlichen als monotone Transformation des Rohholzwertes mittels zweier Multiplikatoren auffassen (i. e. einem Expansionsfaktor zur Umrechnung des Bruttozuwachses von Derbholzvolumen in Baumbiomasse, sowie einem Faktor zur Umrechnung von Holzpreisen in Kohlenstoffwerte). Strukturelle Unterschiede gibt es nur insofern, als beim Rohholz unterschiedliche Preise für die einzelnen Holzartengruppen berücksichtigt werden müssen, beim Kohlenstoff dagegen nicht. Hier muss dagegen der unterschiedliche Kohlenstoffgehalt der Baumarten berücksichtigt werden.

Äquivalente quantifiziert (oberirdische lebende Biomasse). Dabei wird das gesamte oberirdische Baumvolumen betrachtet. Die unterirdische Kohlenstoffsequestrierung (in Baumwurzeln, Böden und auch in der Streuauflage) wird im Modell derzeit nicht berücksichtigt. Obwohl insbesondere die Böden einen großen Beitrag zur Kohlenstoffsequestrierung leisten (Liski *et al.* 2002), sind die zugrundeliegenden Austausch- und Veränderungsprozesse, insbesondere die Zersetzung der Wurzeln, weitgehend unerforscht und können mithilfe von Literaturangaben nicht hinreichend genau quantifiziert werden.²⁵ Die Veränderungen des Totholzspeichers bleiben im Modell ebenfalls unberücksichtigt, wiederum weil sie anhand der verfügbaren Literatur- und Datenlage kaum prognostizierbar sind.²⁶

Über die Speicheränderungen im Wald hinaus berücksichtigt das Modell Änderungen der Kohlenstoffspeicher von Holzprodukten sowie stoffliche und energetische Substitution. Änderungen der Holzproduktespeicher werden über die Holzernte, Holzverwendung und die jeweilige Lebensdauer der Holzprodukte bestimmt. Über die Substitutionsleistung wird die mögliche Einsparung fossiler Energie bei der Verwendung von Holzprodukten (stoffliche Substitution) und Brennstoffen aus Holz (energetische Substitution) quantifiziert.

3.2.2 Baumkompartimente

Zur Bestimmung der Klimaschutzleistungen werden zunächst verschiedene Baumkompartimente je Baumart *i* unterschieden, da diese unterschiedliche Kohlenstoffdichten und auch Verfallsraten haben. Unterschieden werden zunächst Derbholz *D* mit mindestens 7 cm Durchmesser und Nicht-Derbholz *A* unter 7 cm Durchmesser („Dünnholz“). Letzteres beinhaltet vor allem Reisholz, welches aus Ästen und Zweigen besteht. Zur gesamten oberirdischen Baumbiomasse *BBM* zählen sowohl

²⁵ Für Streu und Böden haben Grüneberg *et al.* (2014) die Ergebnisse der beiden bisherigen Bodenzustandserhebungen im Wald in Deutschland verglichen (s. auch Grüneberg *et al.* 2015). Danach waren die Veränderungen des C-Gehalts in der Streu geringfügig und insignifikant; sie können im vorliegenden Zusammenhang daher vernachlässigt werden. Für den Mineralboden ermittelten sie eine durchschnittliche Sequestrierungsleistung von 0,41 Mg C/ha*a (= 1,5 Mg CO_{2aq}/ha*a). Auch hier sind aber die Austauschdynamik zwischen den Speicherkompartimenten sowie die Einflüsse und wechselseitigen Interaktionen der jeweiligen Kontrollvariablen (u. a. Bodenart, Höhenlage, Baumart und –alter, Bewirtschaftung) noch nicht abschließend geklärt.

²⁶ Totholz entsteht einerseits über natürliche Mortalität, z. B. in Folge von Sturmereignissen, und andererseits durch im Wald verbleibende Ernterückstände. Totholz aus Ernterückständen besteht zum überwiegenden Anteil aus Astholz (auch Reisholz genannt) und Sägerückständen. Diese verrotten aufgrund der geringen Durchmesser recht schnell und haben dadurch nur einen marginalen Anteil am Totholzspeicher. Der Anfall und Verfall von Totholz mit geringen Durchmessern ist daher weitgehend unerforscht und bleibt in der Regel bei der Betrachtung der Klimawirkung des Waldes unberücksichtigt (siehe auch Kroiher & Oehmichen 2010). Der Totholz anfall durch Kalamitäten ist wegen derer hoher Variabilität schwer vorhersehbar. Laut BWI₂₀₁₂ ist der Totholzspeicher (ab 10 cm Durchmesser) zwischen 2002 und 2012 um rund 2,1 m³/ha gestiegen. Der Nationale Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar (NIR) berechnet eine Veränderung des Totholzspeichers von 0,0967 tC/ha*a zwischen 2002 und 2007, und von 0,0519 tC/ha*a zwischen 2008 und 2016 (UBA 2019).

Derb- als auch Nicht-Derbholz sowie Nadeln²⁷. Bei der Ernte unterscheidet man das verwertete Derbholz N , welches aus dem Wald entnommen wird, vom verbleibenden Derbholz. Die Differenz aus dem entnommenen Derbholz (in Erntefestmetern ausgedrückt) und dem gesamten Derbholz (in Vorratsfestmetern ausgedrückt) sind die Ernterückstände E . Ernterückstände umfassen die Rinde, den Stubben, die Schnittfuge und Überlängen. Diese verbleiben zusammen mit dem Nicht-Derbholz im Wald. Die Baumkompartimente und ihre Abkürzungen sind in Tabelle 2 aufgelistet.

Tabelle 2: Begriffe und Abkürzungen zur Untergliederung der Baumkompartimente

<i>Begriff</i>	<i>Abkürzung</i>	<i>Bemerkung</i>
Derbholz	D	≥ 7 cm Durchmesser
Nicht-Derbholz und Nadeln	A	Reisholz, Äste, Nadeln < 7 cm Durchmesser
Lebender Vorrat	V	[m ³]
Jährlicher Zuwachs	Z	[m ³ /a]
Jährliche Nutzung (Ernte)	N	Aus dem Wald entnommenes Derbholz
Ernterückstände	E	
Baumbiomasse	BBM	
Baumart	i	
Lebendes Derbholz je Baumart	V_{Di}	Vorratsfestmeter mit Rinde [Vfm]
Lebendes Nicht-Derbholz je Baumart	V_{Ai}	[m ³]
Oberirdische Baumbiomasse je Baumart	$V_{BBMi} = V_{Di} + V_{Ai}$	[m ³]
Geerntetes Derbholz je Baumart	N_{Di}	Vorratsfestmeter mit Rinde [Vfm]
Geerntetes, genutztes Derbholz	$N_{Di} * 0,8$	Erntefestmeter ohne Rinde [Efm o.R.]
Ernterückstände Derbholz je Baumart	$N_{Ei} = N_{Di} * 0,2$	Rinde, Sägerückstände, Stubben
Expansionsfaktor für Nicht-Derbholz und Nadeln	a_i	
Raumdichte je Baumart	r_i	
Umrechnungsfaktor für Totholzverbleib je Jahr	d_i	
Faktor zur Bestimmung der Klimaschutzleistung	F	
CO ₂ -Gehalt	C	[t CO ₂]

3.2.3 Kohlenstoffgehalt und CO₂-Äquivalente

Der im Holz gebundene Kohlenstoff wird nach Baumarten i differenziert bestimmt. Zur Bestimmung der Masse des Holzes wird die Raumdichte r für Derbholz D und Nicht-Derbholz A nach IPCC (2003) unterschieden (siehe Tabelle 3).

²⁷ Nadeln von immergrünen Bäumen werden im vorliegenden Fall berücksichtigt, Laub von Sommergrünen sowie Lärchennadeln wegen ihrer kurzen Lebensdauer nicht.

Tabelle 3: Baumartenspezifische Raumdichte für Derbholz und Nicht-Derbholz

Abk.	Baumartengruppe <i>i</i>	Eiche	Buche	ALh*	ALn*	Fichte	Douglasie	Kiefer	Lärche*	Tanne
r_{Di}	Raumdichte Derbholz [t/m ³]	0,58	0,58	0,43 - 0,63	0,35 - 0,58	0,40	0,45	0,42	0,46 - 0,49	0,40
r_{Ai}	Raumdichte Nicht-Derbholz [t/m ³]	0,62	0,64	0,51 - 0,69	0,38 - 0,64	0,54	0,60	0,56	0,62 - 0,66	0,54

*Für ALh (andere Laubbäume mit hoher Umtriebszeit), ALn (andere Laubbäume mit niedriger Umtriebszeit) sowie Lärche wurden die jeweiligen Mittelwerte verwendet.

Quelle: IPCC (2003)

Ein durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt von 50 % an der Holzmasse wird über alle Baumarten einheitlich angenommen. Der Kohlenstoffgehalt des Holzes wird zur Darstellung der Klimaschutzleistungen in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Die Umrechnung von Kohlenstoff in Kohlenstoffdioxid erfolgt über den Faktor 3,67, der sich aus dem Verhältnis der jeweiligen Molgewichte ergibt (12 g/mol C zu 44 g/mol CO₂).

3.2.4 Berechnung der Nettoänderungen des Waldspeichers

Die Änderung des Waldspeichers ist als jährliche Nettoänderung der im stehenden Wald gebundenen CO₂-Äquivalente definiert.²⁸ Die jährliche Nettoänderung des stehenden Waldes ergibt sich aus der Differenz zwischen dem jährlichen Zuwachs *Z* des Waldes (Gesamtzuwachs) und der jährlichen Nutzung *N* (Erntemenge) aus dem Wald. Für die Status-Quo-Variante des Modells werden diese Daten aus den Ergebnistabellen der BWI₂₀₁₂ übernommen.

Bei der Quantifizierung des Waldspeichers wird das Derbholzvolumen D_i (in V_{fm}) mit Expansionsfaktoren für Nicht-Derbholz und Nadeln a_i auf oberirdische Baumbiomasse BBM_i hochgerechnet (siehe Tabelle 4). Die Nettoänderung des Waldspeichers bezogen auf oberirdische Baumbiomasse BBM ergibt sich aus: $\Delta V_{BBMi} = Z_{BBMi} - N_{BBMi} = \Delta V_{Di} * (1 + a_i)$.

Tabelle 4: Expansionsfaktoren für Nicht-Derbholz (Dünnholz) und Nadeln sowie Umrechnungsfaktoren für die Netto-Waldspeicheränderung in CO₂-Äquivalente

Abk.	Baumartengruppe <i>i</i>	Ei	Bu	ALh	ALn	Fi	Dg	Ki	Lä	Ta
a_i	Expansionsfaktor für Dünnholz und Nadeln	0,21	0,19	0,19	0,12	0,25	0,15	0,24	0,10	0,38
F_{wi}	Faktor Waldspeicher [t CO ₂ -Äq. / (Z _{Di} -N _{Di})]	1,3032	1,2874	1,1817	0,9748	0,9817	0,9909	1,0173	0,9982	1,1105

Quelle: Elsasser (2008, Tab.1); eigene Berechnungen. Die Expansionsfaktoren a_i beziehen sich auf das Derbholzvolumen, die Umrechnungsfaktoren F_{wi} auf den Derbholz-Nettozuwachs.

²⁸ Anders als bei der Bewertung des Rohholz-Erlöspotentials muss hier also zwischen geernteten und im Wald verbleibenden Bäumen unterschieden werden.

Die Nettoänderung des lebenden Waldspeichers in t CO₂-Äquivalenten ΔCV_{BBMi} wird je Baumart wie folgt berechnet:

$$\begin{aligned}\Delta CV_{BBMi} &= CZ_{BBMi} - CN_{BBMi} = (Z_{BBMi} - N_{BBMi}) * F_{wi} \\ &= \Delta CV_{Di} + \Delta CV_{Ai} \\ &= \Delta CV_{Di} + \Delta CV_{Di} * a_i \\ &= (\Delta V_{Di} * r_{Di} + \Delta V_{Di} * a_i * r_{Ai}) * 0,5 * 3,67\end{aligned}$$

Tabelle 4 zeigt die Umrechnungsfaktoren für die Netto-Waldspeicheränderung in t CO₂-Äquivalente. Diese stellt die Sequestrierungsleistung in der gesamten oberirdischen Biomasse dar und wird anhand des Nettozuwachses an Derbholz in Vfm je Baumart hochgerechnet. Solange die Nutzung den jährlichen Gesamtzuwachs nicht übersteigt, wird zusätzlicher Kohlenstoff im Wald gebunden, und es entsteht eine Senkenleistung. Übersteigt die Nutzung den jährlichen Gesamtzuwachs im Betrachtungszeitraum, stellt der Waldspeicher in diesem Zeitraum eine Emissionsquelle dar.

3.2.5 Berechnung der Nettoänderungen des Holzproduktespeichers

Für die Änderung des Holzproduktespeichers wird die jährliche Nettoänderung der im Holzprodukt pool gebundenen CO₂-Äquivalente betrachtet. Entscheidende Eingangsgröße ist hier die Erntemenge aus dem Wald je Baumart und Wuchsgebiet N_{Di} . Je nach Holzverwendung geht der im Wald geerntete Kohlenstoff in den Holzprodukt pool über, wo er, nach Lebensende der Holzprodukte, wieder freigesetzt wird. Aus der Bilanzierung von Ein- und Ausgang ergibt sich die Höhe der Nettoklimaschutzleistung des Holzproduktespeichers.

Die Verwendung des geernteten Holzes, und damit die Lebensdauer der jeweiligen Holzprodukte, ist abhängig von der Baumart und den Durchmesser des geernteten Holzes. Zur Quantifizierung der Nettoänderungen des Holzproduktespeichers wird der Klimarechner des Deutschen Forstwirtschaftsrats herangezogen (DFWR 2018; Schluhe *et al.* 2018b, a). Der Klimarechner ist ein frei verfügbares Berechnungstool zur Abschätzung der Klimaschutzleistungen von Wäldern.²⁹ Detaillierte Informationen zu den Annahmen und Berechnungen des DFWR-Klimarechners sind in den angegebenen Publikationen zu finden. Im Folgenden sollen die wichtigsten Annahmen beschrieben werden, die dem Klimarechner zugrunde liegen.

Vom eingeschlagenen Holz N_{Di} (in Vfm) werden je 10 % Rinden- und 10 % Ernteverluste abgezogen (=Ernterückstände). Die verbleibenden Erntefestmeter ohne Rinde (Efm o.R.) werden je nach Durchmesser und Baumart unterschiedlichen stofflichen und nicht-stofflichen Verwendungen

²⁹ Verfügbar unter <https://www.dfwr.de/index.php/about/fachausschuesse-dfwr/afb-dfwr/284-klimarechner-afb>.

zugewiesen. Die Verwendungsverteilung wurde im Klimarechner aus Durchschnittswerten für Deutschland abgeleitet. Der Klimarechner differenziert zwischen der Verwendung von Laub- und Nadelholz. Kurzlebige Produkte wie Papier und Pappe werden nicht berücksichtigt. 72,16 % des Laubholzeinschlags (in Efm o.R.) werden der direkten energetischen Verwendung zugeführt, bei Nadelholz sind dies nur 19,25 %. Die restliche Holzmenge wird stofflich verwendet, wobei aus 54,47 % Produkte mit kurzer Lebensdauer und aus 45,53 % Produkte mit mittlerer und langer Lebensdauer entstehen. Kaskadennutzung, und somit Zu- und Abflüsse in den Altholzpools, werden ebenfalls berücksichtigt. Durch die Bilanzierung von Aufkommen und Verwendung wird im Klimarechner die Nettoerhöhung des Holzproduktspeichers quantifiziert.

Das Projekt nutzt die sich aus dem Klimarechner ergebenden Faktoren zur Änderung des Holzproduktspeichers je geernteter Volumeneinheit Holz [m^3]. Diese Faktoren unterscheiden sich nach Baumarten i und Brusthöhendurchmesser (BHD). Die durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser werden dabei über die Altersklassen ausgedrückt. Da das ReWaLe-Modell nicht mit verschiedenen Altersklassen rechnet, wurde die Altersklassenverteilung der Baumarten aus der BWI₂₀₁₂ herangezogen. Aus den Nutzungsdaten der BWI für Deutschland wurde eine durchschnittliche Verteilung der Erntemengen über die Brusthöhendurchmesser (ausgedrückt in Altersklassen) je Baumart ermittelt (siehe Tabelle 5). Die durchmesserspezifischen Faktoren zur Änderung des Holzproduktspeichers wurden je Baumart über die Nutzungsanteile der Altersklassen mengengewichtet. So ergibt sich je Baumart ein Faktor zur Änderung des Holzproduktspeichers je geerntetem m^3 Holz N_{Di} (siehe Tabelle 6). Zur Differenzierung der Wuchsgebiete werden die baumartenspezifischen Faktoren auf die jeweiligen Erntemengen je ha , sowie die Flächenanteile der Baumarten in jedem Wuchsgebiet angewendet.

Tabelle 5: Nutzungsanteile der Altersklassen je Baumart, bezogen auf die Gesamtentnahmemenge (in Vfm) des deutschen Waldes gemäß BWI₂₀₁₂

Baumarten- gruppe	1 – 20 Jahre	21 – 40 Jahre	41 – 60 Jahre	61 – 80 Jahre	81 – 100 Jahre	101 – 120 Jahre	121 – 140 Jahre	141 – 160 Jahre	> 160 Jahre
Eiche	0 %	5 %	11 %	11 %	13 %	17 %	17 %	13 %	12 %
Buche	0 %	2 %	9 %	14 %	15 %	15 %	17 %	17 %	10 %
ALh	2 %	13 %	27 %	24 %	14 %	12 %	5 %	2 %	1 %
ALn	3 %	25 %	43 %	20 %	8 %	2 %	0 %	0 %	0 %
Fichte	0 %	9 %	23 %	18 %	25 %	16 %	6 %	2 %	1 %
Tanne	0 %	6 %	7 %	8 %	17 %	21 %	20 %	12 %	8 %
Douglasie	2 %	44 %	40 %	5 %	5 %	3 %	0 %	0 %	0 %
Kiefer	0 %	9 %	28 %	18 %	18 %	15 %	7 %	3 %	1 %
Lärche	0 %	16 %	45 %	18 %	8 %	5 %	4 %	3 %	1 %

Quelle: Thünen-Institut (2012)

Tabelle 6: Baumartenspezifischer Faktor F_{Hi} zur Bestimmung der Änderung des Holzproduktespeichers je geerntetem Vfm N_{Di}

Abk.	Baumartengruppe /	Eiche	Buche	ALh	ALn	Fichte	Dougl.	Kiefer	Lärche	Tanne
F_{Hi}	Faktor Holzprodukte [t CO ₂ Äquivalente / N_{Di}]	0,0188	0,0160	0,0106	0,0034	0,0294	0,0315	0,0296	0,0386	0,0307

Quelle: Eigene Berechnung

3.2.6 Berechnung der Substitution

Als Substitutionsleistung werden sowohl die stoffliche als auch die energetische Substitution berücksichtigt. Die stoffliche Substitution stellt den Ersatz von Bau- und Werkstoffen, die mit hohem Energieaufwand erzeugt werden, durch Holzprodukte dar. Die energetische Substitution stellt den Ersatz fossiler Brennstoffe durch Energie aus Holz dar. Die Annahmen zu den Substitutionsleistungen werden ebenfalls aus dem Klimarechner des DFWR übernommen (Schluhe *et al.* 2018b, a). Die Bestimmung der Substitutionsleistung ist nur relativ grob möglich, da Substitutionsfaktoren nur für bestimmte Produkte vorliegen, die mithilfe von Ökobilanzierungen aufwändig bestimmt werden müssen; zudem unterliegen Produktionsprozesse und auch der Energiemix in der Volkswirtschaft einem stetigen Wandel.

Gemäß dem Klimarechner wird angenommen, dass je Tonne Kohlenstoff in stofflicher Verwendung von Holz 1,5 t Kohlenstoff in Nicht-Holzprodukten ersetzt werden. Der stoffliche Substitutionsfaktor wird im Klimarechner nur auf Produkte mit mittlerer und langlebiger Lebensdauer sowie Holzprodukte des Verpackungswesens angewendet. Der Substitutionsfaktor basiert auf einer Studie von Knauf & Frühwald (2013).

Bei der energetischen Substitution wird ein Substitutionsfaktor von 0,67 t C/t C angewendet (Sathre & O'Connor 2010; Rüter 2011; Weingarten *et al.* 2016). Hier werden alle energetisch genutzten Holzvolumina berücksichtigt; dies umfasst Brennholz aus dem Wald, Industrierestholz sowie Altholz.

Basierend auf der unterstellten Nutzungsverteilung der geernteten Holzvolumina im Klimarechner ergibt sich je Baumart und Altersklasse ein Faktor zur Bestimmung der Substitutionsleistung. Bezogen auf die durchschnittliche Nutzungsverteilung über die Altersklassen je Baumart (siehe Tabelle 5), wurden die Faktoren für die Substitution, ebenso wie die Faktoren für die Holzproduktspeicheränderung, je geerntetem Vfm mengengewichtet. Die Substitutionsfaktoren je Baumart (siehe Tabelle 7) werden im Projekt auf die geerntete Holzmenge N_{Di} (in Vfm) je Baumart und Wuchsgebiet angewendet.

Tabelle 7: Baumartenspezifischer Faktor F_{Si} zur Bestimmung der Substitutionsleistung je geerntetem Vfm N_{Di}

Abk.	Baumartengruppe i	Eiche	Buche	ALh	ALn	Fichte	Dougl.	Kiefer	Lärche	Tanne
F_{Si}	Faktor Substitution [t CO ₂ Äquivalente / N_{Di}]	0,82	0,77	0,69	0,50	0,79	0,85	0,84	1,03	0,81

Quelle: Eigene Berechnung

3.2.7 Gesamte Klimaschutzleistung des Waldes

Die gesamte Klimaschutzleistung des Waldes ergibt sich aus der Summierung über die drei genannten Bereiche (Änderung des Waldspeichers, Änderung des Holzproduktespeichers und Substitutionsleistung), und wird wie folgt berechnet:

$$(Z_{BBMi} - N_{BBMi}) * F_{wi} + N_{Di} * (F_{Hi} + F_{Si}).$$

Summiert über alle Gemeinden ergibt sich daraus eine Klimaschutzleistung von 108 Mio. t CO₂/a bzw. 9,69 t CO₂/a/ha im Status-Quo-Szenario ^{SzK_{sq}}.³⁰

Zur Ergebniskontrolle wurden die über das Modell berechneten Klimaschutzleistungen einerseits mit den Ergebnissen des deutschen Treibhausgasinventars (UBA 2019) verglichen (National Inventory Report (NIR), Jahresdurchschnitt von 2002 bis 2012), und andererseits mit den für Deutschland insgesamt berechneten Werten des DFWR-Klimarechners (Schluhe *et al.* 2018a:76ff.). Leider erwies sich dabei zunächst, dass direkte Vergleiche weder im einen noch im anderen Fall möglich sind, da sowohl der NIR als auch Schluhe *et al.* (2018a) die im ReWaLe-Modell berücksichtigten Speicher jeweils nur zum Teil erfassen: Der NIR weist zwar über die hier berücksichtigten Kompartimente hinaus auch die unterirdische Biomasse aus, beziffert aber keine Substitutionsleistungen; auf diese entfällt jedoch sowohl nach dem vorliegenden Modell als auch nach dem DFWR-Klimarechner der weitaus größte Teil der Klimaschutzleistung. Dagegen schätzen Schluhe *et al.* (2018a) zwar die Substitutionsleistung, aber ihre Daten enthalten kein Nicht-Derbholz und sind auch auf den jeweiligen Hauptbestand begrenzt (zudem sind ihre Ergebnisse aus einer Stichprobe hochgerechnet, die lediglich ein Tausendstel der Waldfläche umfasst). Dazu kommen jeweils weitere Definitionsunterschiede im Detail, die auch zwischen den beiden

³⁰ Rechnerisch ergeben sich genau 108.217.486 t CO₂/a. Demgegenüber ergäbe sich bei kompletter Nutzung des Zuwachses (Szenario ^{SzK_{iz}}) eine um knapp 10 % geringere Menge, nämlich 98.814.145 t CO₂/a. Eine Steigerung der Holznutzungsintensität im Vergleich zu heute würde also per Saldo zu einer geringeren Klimaschutzleistung führen, weil die geringere Sequestrierung im Waldspeicher nicht völlig durch die höhere Substitution kompensiert wird. – Die vorliegende Betrachtung ist kurzfristig, weil das ReWaLe-Modell nicht für Waldwachstumsanalysen über längere Zeiträume ausgelegt ist. Auch längerfristige Szenarioanalysen, welche Substitutionseffekte berücksichtigt haben und in denen eine Intensivierung der Waldwirtschaft gegenüber heute untersucht wurde, kamen zu ähnlichen Ergebnissen (z. B. Rüter *et al.* 2011, Szenario F; Schweinle *et al.* 2017, Szenario 5; Bösch *et al.* 2019, Szenario II).

Vergleichsquellen zu recht erheblichen Differenzen führen (Detaildiskussion bei Schluhe *et al.* 2018a:77ff.).

Aufgrund dieser Einschränkungen sind Vergleiche nur recht grob möglich. Vor diesem Hintergrund erscheinen die Modellergebnisse auch im Vergleich zu den beiden genannten Quellen plausibel: Rechnet man die Auswirkungen diverser Definitionsunterschiede heraus,³¹ liegen die Modellergebnisse um etwa 6,6 % über der von Schluhe *et al.* (2018a) errechneten Klimaschutzleistung je Hektar;³² im Vergleich zum NIR liegen sie in denjenigen Speicherkompartimenten, über die der NIR berichtet, um insgesamt etwa 7,4 % höher.³³ Die primäre Ursache für die verbleibenden Differenzen dürfte in den jeweiligen Schätzungen des Anteils der Holznutzung zu finden sein, die in Deutschland erheblich differieren (Jochem *et al.* 2015a, b). Berücksichtigt man zudem, dass auch das ReWaLe-Modell nicht sämtliche Speicherkompartimente erfasst und insbesondere die unterirdischen Kohlenstoffspeicher vernachlässigt, dann dürfte die verbleibende Überschätzung der Klimaschutzleistung – wenn sie denn überhaupt existiert – vernachlässigbar gering sein.

3.3 Bewertung

3.3.1 Bewertungsansätze und ihr konzeptioneller Zusammenhang

Der Nutzen der Ökosystemleistung "Kohlenstoffsequestrierung" besteht darin, Kohlendioxyd (CO₂) aus der Atmosphäre festzulegen, und dadurch Schäden durch den Klimawandel zu vermindern. Daher lässt sich der monetäre Wert, den die Festlegung einer Einheit Kohlenstoff durch ein

³¹ Details bei der jeweiligen Definition von Waldfläche und Zuwachs wurden bereits im Kapitel „Rohholzproduktion“ diskutiert (dort insbesondere Fußnote 17).

³² Da der Klimarechner bei der oberirdischen lebenden Biomasse nur das Derbholz des Hauptbestandes erfasst, lassen sich die Ergebnisse nicht direkt vergleichen. Schluhe *et al.* (2018a) schlagen vor, den Hauptbestand auf 96,6 % des Gesamtbestandes zu veranschlagen und das Derbholz auf 66,7 % der gesamten oberirdischen Biomasse. Unter Berücksichtigung dieser Unterschiede verbleibt für dieses Kompartiment eine Differenz von +8,6 %. Die durchschnittliche Nettoänderung des Holzproduktespeichers liegt nach ReWaLe bei 2,6 Mio. t CO₂/a, bzw. 0,24 t CO₂/a/ha; letzteres liegt um +6,1 % über den Werten von Schluhe *et al.* (2018a). Eine vergleichbare Abweichung von +5,9 % betrifft auch die errechnete Substitutionsleistung. Für Holzproduktespeicheränderung wie für Substitutionsleistung geht dies auf eine um ca. 5,9 % höhere Nutzung je ha (Einschlagsmenge) zurück.

³³ Weil der NIR keine Substitutionsleistung ausweist, werden hier nur die Klimaschutzleistungen aus der Nettoänderung des Waldspeichers und des Holzproduktespeichers betrachtet. Die Sequestrierungsleistung der stehenden oberirdischen Biomasse des Waldes wird in ReWaLe auf 25,6 Mio. t CO₂/a eingeschätzt, im NIR dagegen auf durchschnittlich 22,4 Mio. t CO₂/a (bei erheblichen Brüchen in der Zeitreihe; vgl. NIR, S. 527, 589). Da ReWaLe mit einer um 4,4 % größeren Waldfläche rechnet, werden die Hektar-Werte im Vergleich zum NIR um 9,6 % höher eingeschätzt. Gegenläufig dazu sind die Schätzungen für den Holzproduktespeicher niedriger. Hierzu berichtet der NIR für den Zeitraum 2002-2012 eine Nettoänderung von im Durchschnitt über 9 Mio. t CO₂/a. Dabei gibt es wiederum 2008 einen extremen Sprung in der Zeitreihe (NIR, S.668; siehe dazu auch die Diskussion in Schluhe *et al.* (2018a:78-80)). Für das Jahr 2012 wird etwa eine jährliche Nettoänderung des Holzproduktespeichers von 2,8 Mio. t CO₂ angegeben. Die Ergebnisse des Modells liegen für dieses Kompartiment um 5,6 % niedriger als der NIR für 2012 berichtet, dies entspricht einer Differenz von 9,5 % je ha. Hier ist auch zu berücksichtigen, dass der NIR neben Schnittholz und Holzwerkstoffen auch Pappe und Papier betrachtet, welch letztere vom Modell (wie auch vom Klimarechner) nicht berücksichtigt werden.

Ökosystem bewirkt, durch den Geldwert der Schäden bestimmen, die diese Einheit ansonsten bewirken würde – die „Sozialen Kosten von Kohlenstoff“³⁴ (soweit solche Schäden im Vorhinein bestimmt werden können). Dies ist der „Schadenskostenansatz“ der Bewertung. Wenn unterschiedlichen Emissionsmengen die jeweils dadurch verursachten Schadenskosten gegenübergestellt werden, ergibt sich eine Kurve, die einer Nachfragekurve entspricht: Weil globale Klimaschäden progressiv mit der Emissionsmenge steigen, hängt der marginale Nutzen einer zusätzlich sequestrierten Einheit Kohlenstoff vom aktuellen Gehalt an Treibhausgasen (THG) in der Atmosphäre ab. Solange der THG-Gehalt (und damit die globale Temperatur) niedrig ist, ist der Grenznutzen der Sequestrierung ebenfalls niedrig (möglicherweise sogar negativ); steigt der THG-Gehalt aber in bedrohliche Höhen, steigt ebenfalls der Nutzen jeder zusätzlich gespeicherten Einheit Kohlenstoff. Daher *sinkt* der Grenznutzen der Sequestrierung, je mehr bereits gespeichert ist (zumindest theoretisch unter ceteris-paribus-Bedingungen, solange also keine weiteren Emissionen dazukommen).

Ein weiterer kostenbasierter Ansatz besteht darin zu ermitteln, wie viel die Vermeidung einer zusätzlich emittierten Einheit eine Volkswirtschaft kosten würde, bzw. alternativ wie teuer die Festlegung dieser Einheit durch technische oder naturbasierte Maßnahmen wäre („Vermeidungskostenansatz“). Offensichtlich sind diese Kosten wiederum mengenabhängig: Die Vermeidung einer kleinen Emissionsmenge ist tendenziell kostengünstig, weil die Gesellschaft zunächst die billigsten verfügbaren Möglichkeiten der Emissionsreduktion nutzen kann. Sobald Emissionen aber in größerem Ausmaß reduziert werden müssen, müssen auch teurere Vermeidungsoptionen herangezogen werden. Daher *steigen* marginale Vermeidungskosten mit zunehmender Menge, wie es typisch für eine Angebotskurve ist. Folglich kann der Schadenskosten- mit dem Vermeidungskostenansatz verknüpft werden: Bei rein rationalem Verhalten und vollständiger Information wäre es für eine Gesellschaft am effizientesten, ihre Emissionen genau so weit zu reduzieren, bis die Grenzschadenskosten gleich den Grenzvermeidungskosten sind. Bei dieser Emissionsmenge führen Schadens- und Vermeidungskostenansatz zum selben Ergebnis

Sofern Emissionsrechte beschränkt sind und Märkte etabliert wurden, auf denen diese Emissionsrechte gehandelt werden können (wie es in der EU und diversen anderen Ländern der Fall ist), sind die dortigen Preise eine weitere Informationsquelle für die Bewertung der Klimaschutzleistung. Sie lassen sich theoretisch ebenfalls mit Kostenkonzepten verbinden. Auf einem perfekten Markt weitet der Käufer von Emissionszertifikaten seine Nachfrage so lange aus, wie die Zertifikate billiger sind als seine individuellen Optionen zur Emissionsvermeidung; umgekehrt steigert der Verkäufer sein Angebot so lange, wie der Preis eines Zertifikates höher ist als die Kosten, die ihm für den Verzicht auf die entsprechenden Emissionsrechte entstehen. Dadurch verrät der Gleichgewichtspreis in einem (perfekten) Emissionsmarkt theoretisch die marginalen Vermeidungskosten der Marktpartner; wenn zudem das Reduktionsziel für den

³⁴ Die sozialen Kosten von Kohlenstoff (social cost of carbon) können definiert werden als “the monetary value of the first partial derivative of global, net present welfare to current carbon dioxide emissions” (Tol 2018b:10). Konzeptionell entspricht dies einer Pigou-Steuer auf CO₂-Emissionen.

gesamten Markt effizient bestimmt worden ist, dann sind die Preise auch mit Grenzschadenskosten identisch, wie oben gezeigt.

Schließlich kann der Wert von Emissionsreduktionen und/oder Kohlenstoffsequestrierung auch durch die Analyse der Präferenzen von Konsumenten bestimmt werden, also der geäußerten oder beobachteten Zahlungsbereitschaften in einer Bevölkerung. Unter idealisierten Bedingungen ist die Zahlungsbereitschaft eines rationalen Entscheiders (sei dies nun ein Politiker oder ein Bürger) für die Reduktion von Emissionen um eine Einheit genauso hoch wie die Schäden, die diese Einheit sonst verursachen würde. Dies verbindet den Zahlungsbereitschaftsansatz mit dem Schadenskostenansatz; die Verbindungen zu den übrigen kostenbasierten Ansätzen entsprechen wiederum dem oben Gesagten.

Alle genannten Bewertungsansätze weisen spezifische Probleme auf, sobald sie praktisch angewendet werden. Daher gibt es keinen eindeutig überlegenen Ansatz zur Bewertung von Kohlenstoff. In Anhang C (S. A21) werden die verfügbaren Möglichkeiten detaillierter diskutiert, einschließlich ihrer jeweiligen Vor- und Nachteile.

3.3.2 Bewertung der Klimaschutzleistung im Rahmen von ReWaLe

Da es sich bei der Senkenleistung um ein globales öffentliches Gut handelt und der Einfluss der deutschen Forstwirtschaft auf die Treibhausgasbelastung der Atmosphäre im globalen Vergleich mengenmäßig marginal ist, kann die Senkenleistung des deutschen Waldes mit konstanten (nicht mengenabhängigen) Werten pro Tonne CO₂ bewertet werden. Insbesondere müssen deshalb innerhalb Deutschlands keine regionalen Nutzenunterschiede für die Senkenleistung berücksichtigt werden, sondern lediglich die regional unterschiedliche Mengengröße.

Dennoch sind empirisch gehaltvolle Schätzungen des Wertes der Kohlenstoffsequestrierung als Ökosystemleistung des Waldes nur unter großen Unsicherheiten möglich. Immerhin haben sich zwei der beschriebenen Bewertungsansätze als ungeeignet für die Verwendung im Rahmen von ReWaLe herausgestellt (zur Diskussionsweise siehe S. A21 im Anhang):

- Vermeidungskosten simulieren Angebotskurven und passen daher konzeptionell schlecht zu einer nachfrageseitigen Bewertung. Praktisch gesehen lässt sich insbesondere die bewertungsrelevante Menge nicht unstrittig beziffern und wirft bei Vorliegen negativer Vermeidungskosten auch logische Probleme auf. Vermeidungskosten erscheinen für ReWaLe daher generell ungeeignet.
- Zahlungsbereitschaftsanalysen wären zwar konzeptionell stimmig; Zweifel sind aber angebracht, da die Kohlenstoff-Bewertung Konsumenten vor spezifische kognitive Probleme stellt. Zudem streuen die verfügbaren empirischen Schätzungen der Zahlungsbereitschaft für Kohlenstoffeinsparungen insgesamt sehr stark (s. Abbildung 28, S. 33); sie sind teilweise von anderen Politikeinflüssen mitgeprägt, reagieren empfindlich auf die jeweils gewählten

Analysenmethoden und sind statistisch überwiegend nicht repräsentativ für Deutschland. Aus den vorliegenden Studien lässt sich daher kein praktikabler und empirisch belastbarer Durchschnittswert der Zahlungsbereitschaft der Deutschen für Emissionsreduktion bzw. Kohlenstoffsequestrierung ableiten. Immerhin geben die vorliegenden Studien aber flankierende Hinweise auf den zu erwartenden Werterahmen für diese Ökosystemleistung.

Dies legt zunächst eine Bewertung anhand von Schadenskosten nahe, die konzeptionell als nachfrageseitige Bewertung interpretiert werden können. Hinderlich sind dabei zum einen die Abhängigkeit der Schadenskostenschätzungen von teilweise spekulativen Annahmen über die Zukunft, die wiederum zu einem sehr breiten Werterahmen der vorliegenden Schätzungen führen; sowie zum anderen der Einfluss geographischer und zeitlicher Verteilungsprobleme, welcher punktuelle Aussagen über Schadenskosten sehr manipulationsanfällig macht. Im Gegensatz dazu sind ETS-Marktpreise zwar aus theoretischer Sicht weniger als Nachfrageindikatoren geeignet und bieten daher keine unverzerrten Schätzungen des Wertes der Kohlenstoffsequestrierung, lassen sich (in einem demokratischen System) aber dennoch als indirekte Manifestationen der Nachfrage nach Klimaschutz interpretieren und basieren zudem ausschließlich auf Beobachtung.

Daher wird für die Modellrechnungen in ReWaLe eine „Standardvariante“ anhand von Marktpreisen definiert (Durchschnittspreis des Vorhalbjahres³⁵ aus dem EU-ETS; für die 2. Jahreshälfte 2018 beträgt dieser 19,49 €/t CO₂). Nach dieser Standardvariante beträgt die Klimaschutzleistung der Wälder in Deutschland insgesamt 2,1 Mrd. €/a, wenn man die Mengenbasis des Status-Quo-Szenarios SzK_{SQ} heranzieht.³⁶ In zusätzlichen Varianten werden alternative Werte auf Basis von Schadenskostenschätzungen verwendet, um die Bandbreite der in der Literatur genannten Werte abzubilden und diese in Sensitivitätsanalysen zu nutzen. Grundsätzlich ist dies mit beliebigen Annahmen über die Höhe von Schadenskosten möglich. Zur Eingrenzung werden mit Hilfe der vorliegenden Literaturquellen eine „obere“ und eine „untere“ Variante abgeleitet, um einen plausiblen Wertebereich für die Kohlenstoffsequestrierung der Wälder in Deutschland einzugabeln.³⁷ Die „obere Variante“ greift auf die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes zurück (UBA 2018); für eine Zeitpräferenzrate von 1 % sind dort (globale) Schadenskosten von 180 €/2016/t CO₂ angegeben. Gemäß den Empfehlungen des UBA wurden diese linear interpoliert und anhand des Verbraucherpreisindex' des StBA auf das Jahr 2018 inflationiert; dies ergibt einen Wert von 190,36 €/2018/t CO₂ (zur Vermeidung von Scheingenauigkeit auf 190 €/t CO₂ abgerundet). Als „untere Variante“ wird ein Wert von 0 €/t CO₂ verwendet.

³⁵ Im Laufe des Jahres 2018 haben Marktstabilisierungsmaßnahmen (s. Hepburn *et al.* 2016) zu greifen begonnen, die die Marktpreise vermutlich längerfristig auf höherem Niveau etablieren; die Preise des zweiten Halbjahres dürften daher die geltenden Gegebenheiten zutreffender darstellen als die Jahresdurchschnittspreise 2018.

³⁶ vgl. Fußnote 30.

³⁷ Ähnlich wurde bereits in früheren Untersuchungen verfahren (Elsasser *et al.* 2010; Weller & Elsasser 2016 [in print]), allerdings mit teilweise anderen (und kürzeren) Begründungen.

Alle drei Varianten lassen sich auch in Hinblick auf ihre politische Anschlussfähigkeit begründen. Sie können wie folgt interpretiert werden:

- Die „obere Variante“ basiert gemäß den Vorgaben des UBA auf globalen Schadenskosten, welche über „equity weighting“ aggregiert wurden, und einem vergleichsweise niedrigen Zinssatz. Letzteres impliziert, dass später in der Zukunft auftretende Schäden mit relativ hohem Gewicht in die Schadensschätzung eingehen, und ersteres, dass Schäden in ärmeren Ländern (außerhalb Deutschlands) ein hohes Gewicht zukommt. Beides stellt unter egalitären Normen einen ethischen Prüfmaßstab für die Klimaschutzpolitik dar.³⁸ Als empirische Aussage über die Präferenzen von politischen Entscheidern und/oder der Bevölkerung in Deutschland handelt es sich jedoch nahezu sicher um eine deutliche Überschätzung.³⁹ In dieser Hinsicht kann diese Variante tatsächlich als *Obergrenze* interpretiert werden. Anschlussfähigkeit besteht u. a. zu naturschutzpolitischen Diskussionen in Deutschland, für die die Empfehlungen des UBA besonders relevant sind.
- Die „untere Variante“ dürfte den regionalen Schadenskosten näher kommen, mit denen *in Deutschland* (nicht global) in näherer Zukunft per Saldo zu rechnen ist. Soweit die uns bekannten Studien regional differenzieren, gehen sie für Deutschland zumindest für die nähere Zeit per Saldo von Schäden nahe Null aus (Tol 2002, 2005; Ricke *et al.* 2018; Tol 2018a).⁴⁰ Ein Bezug auf die nähere Zukunft erscheint aus Konsistenzgründen wichtig: Denn auch die in ReWaLe berücksichtigten Erholungs- und Naturschutzleistungen können nur für die nähere Zukunft bewertet werden; für Prognosen über deren langfristigen Wert liegen keinerlei empirische Anhaltswerte vor, und solche Prognosen wären rein spekulativ. Wiederum kann die untere Variante als *Untergrenze* der Zahlungsbereitschaft deutscher Konsumenten betrachtet werden, da sich in allen verfügbaren diesbezüglichen Studien im Durchschnitt positive (wenn auch teilweise geringe) Zahlungsbereitschaften der Befragten ergeben hatten.
- Die „mittlere“ (Standard-) Variante spiegelt primär einen Knappheitspreis für Emissionsrechte wider, der sich im EU-ETS als ökonomisches Ergebnis vielfältiger und komplexer Politikprozesse herauskristallisiert. Da diese Politik demokratisch begründet ist und auch demokratischer Kontrolle unterliegt, kann der ETS-Preis in einem sehr entfernten Sinne auch als indirekte Präferenzoffenbarung der Gesellschaft interpretiert werden. Als Schätzwert für globale Schadenskosten oder auch für ein rentenbasiertes Wohlfahrtsmaß enthält er Unterschätzungstendenzen und dient damit einer eher konservativen (vorsichtigen) Bewertung. Ein Marktpreis

³⁸ „Einen“, aber nicht „den“ Maßstab. Durch Klimawandelfolgen ausgelöstes menschliches Leid wird im BIP (bzw. dessen Veränderung) ohnehin nicht hinreichend abgebildet.

³⁹ Ein Entscheidungsträger, der seine Handlungen tatsächlich an ‚equity weighting‘ orientierte, würde sich nach ANTHOFF (auf den UBA (2018) zurückgreift) „für massive Einkommensumverteilungen von Ländern mit hohem zu Ländern mit niedrigem Einkommen engagieren, in einem Ausmaß, das eindeutig nicht gegeben ist, wenn man sich tatsächliche Entscheidungen [...] ansieht“ (Anthoff 2007:12; Ü. d. A.).

⁴⁰ Teilweise weisen diese Schätzungen zeitnah sogar negative Schäden aus, also einen Nettonutzen aus der Klimaänderung. Wiederum im Interesse der politischen Anschlussfähigkeit werden negative Schäden hier jedoch nicht berücksichtigt. Eine Null-Variante bildet zudem zutreffend den Nutzen der C-Sequestrierung für die Forstbetriebe ab.

von etwa 20 €/t CO₂ liegt jedoch nur recht knapp unterhalb der globalen Schadenskostenschätzung mit der höchsten Wahrscheinlichkeitsdichte, wie sie sich aus Metaanalysen vorliegender Schätzungen für einen Zinssatz von 1 % ergibt; diese beträgt umgerechnet etwa 22 €/t CO₂ (Tol 2018a).⁴¹ Eine Unterschätzungstendenz ist zudem weniger zu begründen, wenn der gegebene Marktpreis als Schätzwert für Schadenskosten (bzw. die entsprechenden Nutzen) in Deutschland interpretiert wird. Auch die „Standardvariante“ lässt sich ferner über ihre Anschlussfähigkeit begründen: Marktpreise sind unter den betrachteten Bewertungsmethoden am wenigsten von Annahmen und subjektiven Normen geprägt; zudem kommen sie den Einkommenswirkungen am nächsten, welche sich bei einer (hypothetischen) Vermarktung der Kohlenstoffsequestrierung durch Wälder ergeben könnten.

Tabelle 8 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die beschriebenen Bewertungsvarianten und ihre Hintergründe. Die darauf folgende Abbildung 4 fasst das Vorgehen zur Quantifizierung und Bewertung der Klimaschutzleistung schematisch zusammen. (Änderungen der Klimaschutzleistung werden berechnet, indem die Differenz zwischen dem Klimaschutzwert im Status Quo sowie in einem Alternativszenario berechnet wird).

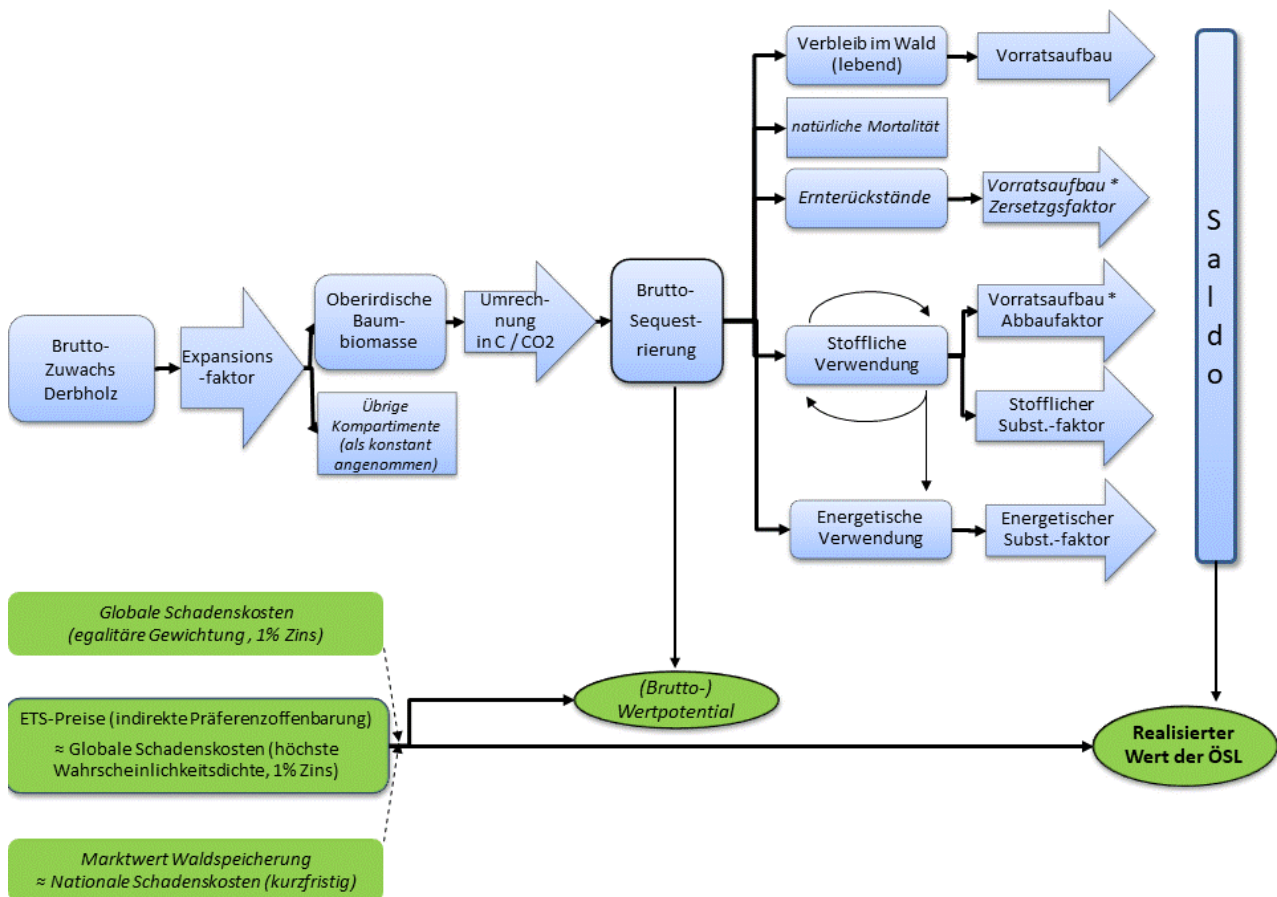
⁴¹ Für Zinssätze (besser: reine Zeitpräferenzraten) von 0 % ist die Wahrscheinlichkeitsdichte bei Schadenskosten von etwa 53 €/t CO₂ am höchsten; für 3 % Zins ist sie bei 6,70 €/t CO₂ am höchsten (Tol 2018a).

Tabelle 8: Varianten zur monetären Bewertung der Klimaschutzleistung der Wälder

Variante	untere	mittlere	obere
Geldwert [€ ₂₀₁₈ /t CO ₂]	0	19,49⁴²	190
<i>Datenquelle für Aktualisierungen</i>	–	EU-ETS⁴³	<i>UBA (2018)</i>
Abgebildete Schadenskosten	• national • nähere Zukunft	• global • incl. Zukunftserwartung (1 % Zins)	• global (egalitär gewichtet) • incl. Zukunftserwartung (1 % Zins)
<i>Wiss. Basis</i>	<i>Modellergebnisse für D in Ricke et al. (2018)</i>	<i>Metaanalyse Tol (2018a) (höchste Wahrscheinlichkeits- dichte bei 22€/t CO₂)</i>	<i>Modellergebnisse in Anthoff (2007, S.26)</i>
Bezug zu individueller Zahlungsbereitschaft	Untergrenze	indirekt als Präferenzoffen- barung interpretierbar (Grobschätzung)	vermutlich deutliche Überschätzung
Weitere ökonom. Bezüge	Aktuelle Einkommens- wirkung für Forstbetriebe	Hypothetische Einkommens- wirkung (betriebl./volksw.)	Prüfmaß unter egalitären Normen
Politisches Diskussionsumfeld	Kurzfristiger Nettoschaden (-nutzen) in Deutschland	• Empirische Marktgegebenheiten • Geringster Einfluss von Annahmen & Normen	u. a. Naturschutzdiskussion in Deutschland

⁴² Durchschnittspreis 2. Jahreshälfte 2018. Im Jahr 2019 betrugen die Preise im Mittel 24,82 €/t CO₂; zudem wurde bei Redaktionsschluss für diese Studie im Dezember 2019 das Brennstoffemissionshandelsgesetz (BEHG 2019) vom Deutschen Bundestag beschlossen, welches auch die nicht dem EU-ETS unterworfenen Emissionen aus Hausbrand und Verkehr einem verpflichtenden Zertifikatehandel unterwirft. Für die Einführungsphase ab 2021 war zunächst ein Festpreis von 10 €/t CO₂ vorgesehen, der am 19.12.2019 so auch im Bundesgesetzblatt verkündet wurde; laut Pressemitteilungen ist dieser Einführungspreis zwischenzeitlich jedoch auf 25 €/t CO₂ erhöht worden (Stand 21.12.2019).

⁴³ Verfügbar z. B. unter <https://www.eex.com/en/market-data/environmental-markets/spot-market/european-emission-allowances>

Abbildung 4: Vorgehen zur Ermittlung und Bewertung der regionalen Klimaschutzleistung

(kursiv: in der Standardvariante des Modells nicht berücksichtigt)

Schließlich zeigt Abbildung 5 die regionale Verteilung der Klimaschutzleistung in der hier verwendeten Abgrenzung nach der mittleren Bewertungsvariante, aggregiert auf Landkreise.⁴⁴ In der Summe beträgt die Leistung 2,1 Mrd. €/a (zugrundeliegendes Szenario= SzK_{SQ});⁴⁵ bei vollständiger Ernte des laufenden Zuwachses (Szenario SzK_{IZ}) wären es knapp 0,2 Mrd. €/a weniger, nämlich 1,9 Mrd. €/a.⁴⁶ Das Verteilungsmuster ist sehr ähnlich wie bei den Rohholzpotentialen, aber nicht identisch. Dies ist nicht überraschend, denn überall dort, wo viel Wald ist, sind auch hohe Potentiale für die Rohholzproduktion wie auch für Klimaschutzleistungen gegeben – beides

⁴⁴ Eine Umrechnung pro Hektar Waldfläche findet sich in Klimaschutzleistung

Abbildung 24 im Anhang.

⁴⁵ Nach der oberen Bewertungsvariante ergäben sich im Szenario SzK_{SQ} 20,5 Mrd. €/a, nach der unteren 0 €/a.

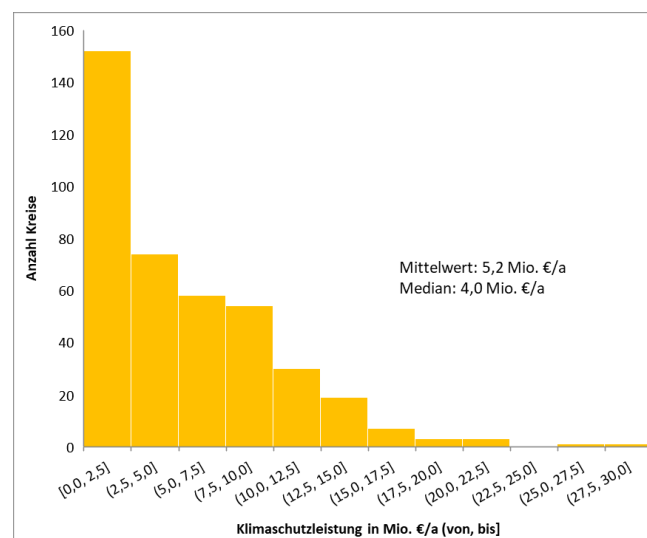
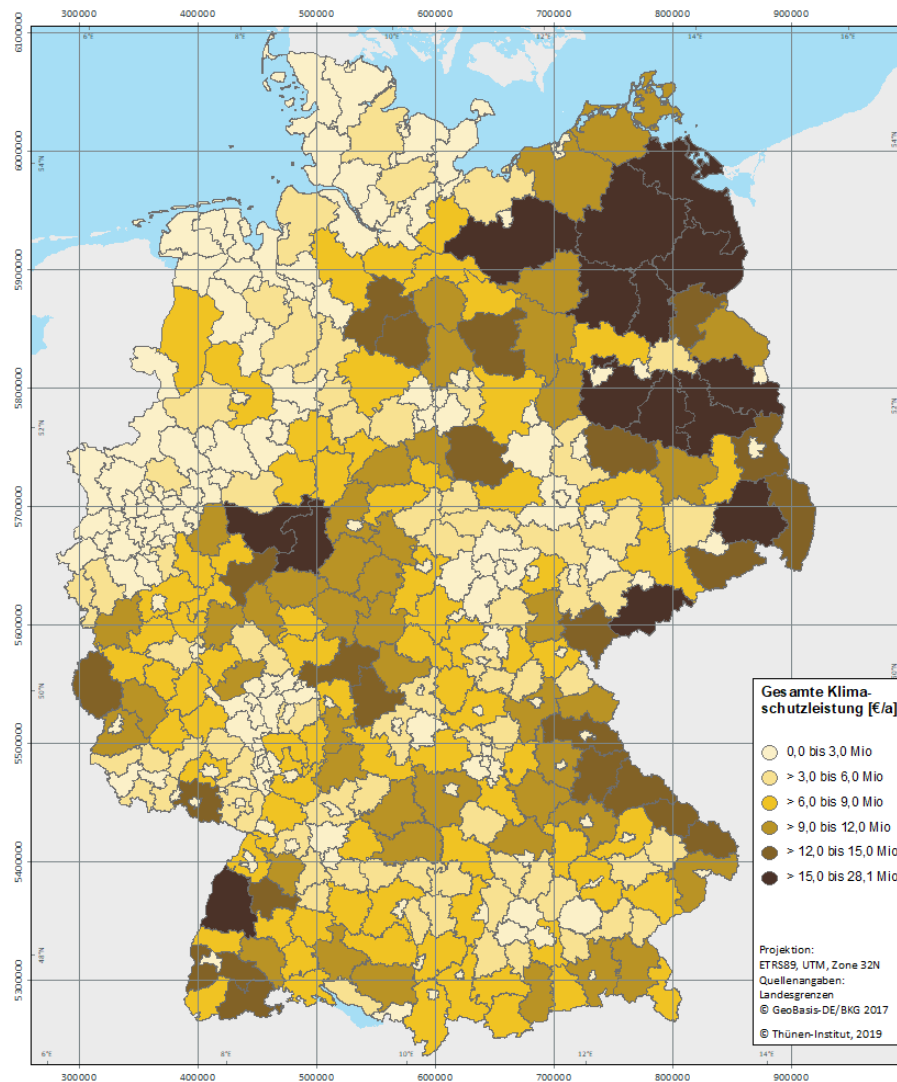
⁴⁶ Zur Mengengröße vgl. Fußnote 30.

geht ursächlich auf den Holzzuwachs der Wälder zurück. Daher ergeben sich für die Klimaschutz- wie die Holzproduktionsleistung auch die gleichen regionalen Schwerpunkte (u. a. Schwarzwald, Bayerischer Wald, Sauerland, Erzgebirge und die walddreichen Gebiete in den großen Kreisen im Nordosten). Unterschiede in den Mustern kommen zum einen dadurch zustande, dass im Falle des Klimaschutzes auch die unterschiedlichen Kohlenstoffdichten der Baumarten sowie die Holzverwendung eine Rolle spielen, welche ebenfalls von den jeweiligen Baumarten abhängig ist; zum anderen gibt es Preisunterschiede zwischen den Baumarten nur bei der Rohholzproduktion.⁴⁷ Auch die Häufigkeitsverteilung ähnelt der der Rohholzpotentiale: Sie ist stark rechtsschief; in über einem Drittel der Kreise beträgt die Klimaschutzleistung weniger als 2,5 Mio. €/a, während der Mittelwert bei mehr als dem Doppelten liegt und der Wertebereich bis knapp 30 Mio. €/a reicht.⁴⁸

⁴⁷ Ergänzend sei daran erinnert, dass die Klimaschutzbewertung stets auf einem Szenario basiert, da sie eine zusätzliche Annahme über die Höhe der Holzernte erfordert (im vorliegenden Fall ist dies das Status-Quo-Szenario ^{Sz}K_{SQ}); vgl. Abschnitt 3.2.1).

⁴⁸ Auch die Klimaschutzleistung pro Hektar Waldfläche (s. Anhang S. A 19, Abbildung 24) ähnelt den Rohholzpotentialen sowohl hinsichtlich der regionalen als auch der Häufigkeitsverteilung strukturell sehr stark; die Wertespanne beträgt dort allerdings zwischen 70 €/ha/a und knapp 250 €/ha/a, der Mittelwert 188 €/ha/a (alle Zahlenangaben jeweils für SzKSQ).

Abbildung 5: Klimaschutzleistung der Wälder, aggregiert auf Kreisebene [Mio. €/a] (SzK_{SQ} , mittlere Bewertungsvariante); Karte und Häufigkeitsverteilung



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

4 Erholungsleistung

4.1 Ziel

Die Bewertung der Erholungsleistung hat zum Ziel, die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für Waldbesuche im Alltag zu erfassen.⁴⁹ Diese Erholungsleistung ist ein öffentliches Gut, da das Bundeswaldgesetz (§ 14) das Betreten des Waldes zum Zwecke der Erholung allgemein unentgeltlich gestattet. Konzeptionell wird die Erholungsleistung daher über das Betretensrecht erfasst.

4.2 Schätzung jährlicher Zahlungsbereitschaften in den Gemeinden

Die Schätzung der jährlichen Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche in den Gemeinden greift auf Daten aus einer Untersuchung von Elsasser & Weller (2013) zurück. Für diese Untersuchung war Ende 2011 eine repräsentative Stichprobe⁵⁰ der Bundesbevölkerung mit Hilfe der Contingent Valuation Method (CVM) nach ihrer jährlichen individuellen Zahlungsbereitschaft für Walderholung im Wohnumfeld⁵¹ befragt worden. Konkret wurde die Zahlungsbereitschaft für das Recht abgefragt, den Wald in der jeweiligen Wohnumgebung besuchen zu können.⁵² Neben der

⁴⁹ Von der „Alltagserholung“ im Wald können Waldbesuche im Rahmen von Urlaubsreisen unterschieden werden. Aufgrund der damit verbundenen Abgrenzungsprobleme wird hier davon abgesehen, zumal „Urlaubserholung“ im Wald i.W. ein auf bestimmte Regionen begrenztes Phänomen ist.

⁵⁰ Diese Stichprobe war in zwei Unterstichproben unterteilt, welche sich hinsichtlich Stichprobenziehung und Befragungsmodus geringfügig unterschieden. Teilnehmer in Unterstichprobe 1 wurden persönlich mittels CAPI befragt (Computer Assisted Personal Interview); hier lag eine mehrstufige systematisch-randomisierte Stichprobe der Wohnbevölkerung Deutschlands über 14 Jahren zugrunde. Bei Unterstichprobe 2 war die Befragung inhaltlich identisch, bei den Befragten handelte es sich aber um erwachsene Teilnehmer des TNS-Online-Panels, welche die Befragung am Bildschirm ausfüllten. Da beide Unterstichproben in Bezug auf die hier interessierenden Merkmale keine substantziellen Unterschiede aufwiesen (s. Elsasser & Weller 2013), werden die Daten für die vorliegende Untersuchung gepoolt. Insgesamt liegen 1.504 auswertbare Zahlungsbereitschaften vor (596 aus der ersten, 908 aus der zweiten Unterstichprobe).

⁵¹ Nach der CICES-Klassifikation fällt dies in Klasse 3.1.1.1 („Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions” – “Using the environment for sport and recreation; using nature to help stay fit”).

⁵² Der Wortlaut der beiden Bewertungsfragen ist:

(Frage 5): „Stellen Sie sich bitte einmal vor, der Wald würde nicht so wie heute finanziert, sondern müsste seine Kosten aus Eintrittsgeldern decken – so wie Sie es von anderen Dienstleistungen her kennen. Jeder Waldbesucher müsste also eine Jahreskarte kaufen, wenn er einen der Wälder in der Nähe seines Wohnortes besuchen will. Wir möchten gern von Ihnen wissen, wie viel Sie persönlich dann für so eine Karte bezahlen würden. Um Ihnen das ein bisschen zu erleichtern, haben wir einige Vorschläge dazu auf diese Karte eingezeichnet (beiliegende Karte zeigen). Bitte überlegen Sie einmal genau, wie viel Sie gerade noch bereit wären, pro Person für so eine Jahreskarte zu bezahlen, um den Wald in der Nähe Ihres Wohnortes besuchen zu können. Suchen Sie sich einen Vorschlag aus der Karte aus.“

(Frage 6): „Das heißt, wenn so eine Jahreskarte teurer wäre, dann würden Sie lieber ganz auf Waldbesuche in der Nähe Ihres Wohnortes verzichten, als mehr zu bezahlen?“ (Bei Antwort nein:) „Bitte schauen Sie sich dann noch einmal die Karte an. Wie viel würden Sie dann im äußersten Fall bezahlen?“

individuellen Zahlungsbereitschaft liegen aus dieser Untersuchung weitere individuelle Merkmale vor, die zur Erklärung und Prognose der Zahlungsbereitschaft genutzt werden können. Einige davon hatten sich bereits in der ursprünglichen Untersuchung als signifikante Erklärungsvariablen der Zahlungsbereitschaft erwiesen (u. a. die individuelle Besuchshäufigkeit, die Entfernung zum zuletzt besuchten Wald sowie ein Einkommensmaß⁵³). Darüber hinaus war es möglich, die damals befragten Personen über die Postleitzahl Wohngemeinden zuzuordnen. Anschließend konnten regionale Variablen aus den Wohngemeinden in die Regressionsrechnungen aufgenommen werden.

Versuche, aus diesen Daten die mittlere Zahlungsbereitschaft der Gemeinden direkt vorherzusagen, erwiesen sich als recht unergiebig. Ein Grund dafür ist, dass etliche der signifikanten individuellen Erklärungsvariablen auf Gemeindeebene nicht bekannt sind, z. B. die durchschnittliche Waldbesuchshäufigkeit in den Gemeinden, und teilweise auch nicht definiert sind, z. B. die Entfernung zum zuletzt besuchten Wald. Zudem erwiesen sich die untersuchten Waldcharakteristika überwiegend als sehr schwach mit der Zahlungsbereitschaft korreliert.⁵⁴

Alternativ wurde daher die mittlere Zahlungsbereitschaft der Gemeinden indirekt über das Verhältnis von Waldbesuchern und Nichtbesuchern sowie deren jeweilige Zahlungsbereitschaften bestimmt. „Waldbesucher“ sind hier definiert als diejenigen Befragten, die den Wald in ihrer Wohnumgebung in den vergangenen 12 Monaten vor der Befragung mindestens einmal in ihrer Freizeit besucht hatten, „Nichtbesucher“ sind alle übrigen. Tabelle 9 zeigt die Zahlungsbereitschaft dieser beiden Gruppen im Bundesdurchschnitt.

Als gültige maximale Zahlungsbereitschaft wurde die Antwort auf Frage 6 gewertet, sofern diese vorlag, andernfalls die Antwort auf Frage 5. War die Antwort auf Frage 5 Null (oder „nichts“), so wurden die Gründe dafür abgefragt. Lief die Begründung darauf hinaus, eher auf Waldbesuche zu verzichten als mehr zu zahlen, wurde die Antwort als echte Null-Zahlungsbereitschaft gezählt, andernfalls als Protestantwort (d. h. als fehlende Beobachtung).

⁵³ Bei Elsasser & Weller (2013) wurde das individuelle Äquivalenzeinkommen nach der modifizierten OECD-Skala (Hagenaars *et al.* 1994) verwendet, welches jedoch aus den verfügbaren Gemeindestatistiken nicht hervorgeht. Im vorliegenden Projekt wird daher stets das verfügbare Netto-Haushaltseinkommen herangezogen.

⁵⁴ Die entsprechenden Berechnungen sind bei Weller (2018) dokumentiert.

Tabelle 9: Durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für Walderholung im Wohnumfeld

	Mittlere ZB [€/p/a]	Standard- abweichung	Anzahl Befragte
Alle Befragte*	28,98	59,4	1504
Darunter: Waldbesucher	32,27	62,8	1237
Darunter: Nichtbesucher (<1 Besuch p.a.)	11,50	26,1	257

*in 10 Fällen fehlt die Angabe zur Besuchshäufigkeit; die durchschnittliche ZB der verbleibenden 1.494 Befragten beträgt 28,69 €/p/a ($sd=58,6$).

Quelle: Elsasser & Weller (2013), ergänzt

Zur Ermittlung des Verhältnisses zwischen Waldbesuchern und Nichtbesuchern wurde mit Hilfe einer Logit-Regression die individuelle Wahrscheinlichkeit, in einem Jahr mindestens einen Waldbesuch zu unternehmen (also „Waldbesucher“ in der hier verwendeten Definition zu sein), als Funktion des Netto-Haushaltseinkommen des jeweiligen Befragten (Y) sowie des Waldanteils (W) und der Einwohnerzahl seiner Wohngemeinde (E) geschätzt. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 10.

Tabelle 10: Logit-Schätzung der Wahrscheinlichkeit, in einem Jahr mindestens einen Waldbesuch zu unternehmen

	Koeffizient	Standardfehler	z
Konstante	0,4848901	0,3973568	2,81***
Netto-Haushaltseinkommen (Y)	0,000290	0,000000292	4,89***
Waldanteil der Wohngemeinde (W)	1,504872	0,0000593	3,79***
Einwohnerzahl der Wohngemeinde (E)	0,000000531	0,1726436	1,82*

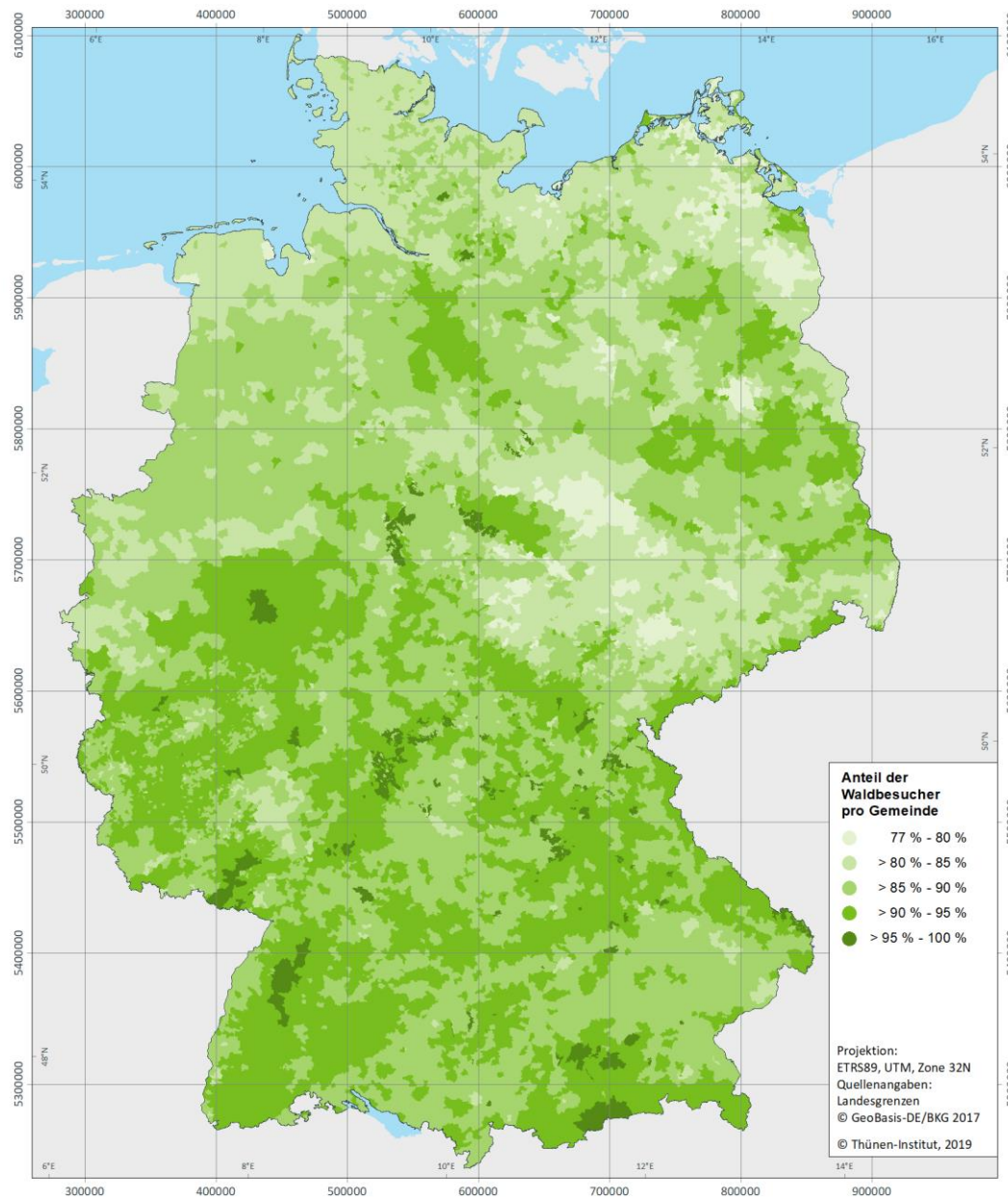
$LR\ chi^2=41,76^{***}$; $Log-likelihood=-739,60$; $Pseudo-R^2=0,0275$; $N=1624$

Quelle: Eigene Berechnung

Mit Hilfe dieser Beziehung kann der Waldbesucheranteil in den Gemeinden geschätzt werden, indem die Waldbesuchswahrscheinlichkeiten als Besucheranteile interpretiert werden. Dazu werden für jede Gemeinde anhand des dortigen Einkommensdurchschnitts sowie des Waldanteils und der Einwohnerzahl zunächst die Odds berechnet: $Odds(WB_{ja|nein}) = e^{\beta_0 + \beta_Y Y + \beta_W W + \beta_E E}$; der entsprechende Besucheranteil ergibt sich über $WB_G = \frac{Odds}{1+Odds} * 100$. Die mit Hilfe dieser Beziehungen geschätzten Waldbesucheranteile liegen im Durchschnitt der 11.533 Gemeinden und

Stadtteile bei 87,63 %, mit einer Spannweite zwischen 77,65 % und 97,20 %.⁵⁵ Wie Abbildung 6 zeigt, folgt die regionale Verteilung der Waldbesucheranteile stark der gegebenen Waldverteilung – so fallen z. B. die Magdeburger Börde und große Teile des Norddeutschen Tieflandes durch unterdurchschnittliche Waldbesucheranteile auf, die dichter bewaldeten Mittelgebirge haben dagegen überdurchschnittliche Besucheranteile.

Abbildung 6: Geschätzter Waldbesucheranteil an der Bevölkerung in Deutschland [%]



Quelle: Eigene Berechnung

⁵⁵ Dies ist nicht die durchschnittliche Besuchshäufigkeit der Bevölkerung (wie bei Elsasser & Weller (2013)), sondern der Durchschnitt aus den Einzelschätzungen der 11.533 Gemeinden und Stadtteile.

Anteilig multipliziert mit den Zahlungsbereitschaften aus Tabelle 9 ergibt sich über alle Gemeinden eine durchschnittliche Zahlungsbereitschaft von 29,70 €/p/a, mit einer Spannweite zwischen 27,63 und 31,69 €/p/a. Der über das Modell geschätzte Mittelwert ist um lediglich 0,72 €/p/a (2,5 %) höher als der bei Elsasser & Weller (2013) ermittelte Durchschnittswert für die Bundesrepublik;⁵⁶ er kann als verhältnismäßig konservative Schätzung interpretiert werden.⁵⁷

Durch Multiplikation mit der Einwohnerzahl der jeweiligen Gemeinde (bzw. des Stadtteils) ergibt sich schließlich eine aggregierte Zahlungsbereitschaft aller Einwohner dieser Gemeinde für Waldbesuche im Wohnumfeld. Da diese Zahl hier den Einwohnern, aber noch nicht den Wäldern zugerechnet ist, kann sie als „Aufkommen“ der Zahlungsbereitschaft für Walderholung interpretiert werden.⁵⁸ Dieses Aufkommen reicht von 0 €/a/Gemeinde (in „Gemeinden“ ohne Einwohner) bis zu gut 44 Millionen €/a/Gemeinde (in München)⁵⁹. Der rechnerische Durchschnitt beträgt gut 200.000 €/a/Gemeinde. Summiert über alle Gemeinden ergibt sich eine aggregierte Zahlungsbereitschaft von 2,4 Mrd. €/a.⁶⁰

Abbildung 7 zeigt die regionale Verteilung des Aufkommens über die Gemeinden (links) bzw. Kreise (rechts). Sie zeigt deutlich, dass das Aufkommen an Erholungswert weniger von der Waldverteilung als vielmehr von der Bevölkerungsdichte beeinflusst wird; so zeichnen sich vor allem die großen Städte sowie das gesamte Ruhrgebiet durch ein besonders hohes Aufkommen an Erholungswert aus.⁶¹

⁵⁶ Die verbleibende Differenz ist zu etwa einem Drittel auf die überdurchschnittliche Zahlungsbereitschaft derjenigen Befragten zurückzuführen, von denen Angaben zur Besuchshäufigkeit fehlen (vgl. Tabelle 1).

⁵⁷ Die hier zugrundeliegende Bewertungsmethode (CVM) führt tendenziell zu vergleichsweise niedrigen Ergebnissen (Champ & Bishop 2006). Vergleichsstudien, in denen das Betretensrecht für einzelne Gebiete mittels Choice-Experimenten bewertet wurde, kommen teilweise zu 2- bis 3-mal höheren Werten (Elsasser *et al.* 2010; Koetse *et al.* 2017) – so auch die vorliegende Studie für das Betretensrecht in Schutzgebieten (der scheinbar unterschiedliche Flächenbezug muss dabei kein Widerspruch sein, da Waldbesucher oft nur kleine Teile der vorhandenen Wälder in Anspruch nehmen; vgl. Meyer *et al.* (2019)). Grundsätzlich ist zu bedenken, dass die Zahlungsbereitschaft zwischen Sommer- und Winteraspekt des Waldes auch bei Verwendung derselben Methodik um den Faktor 5 schwanken kann (Elsasser *et al.* 2010, S.64).

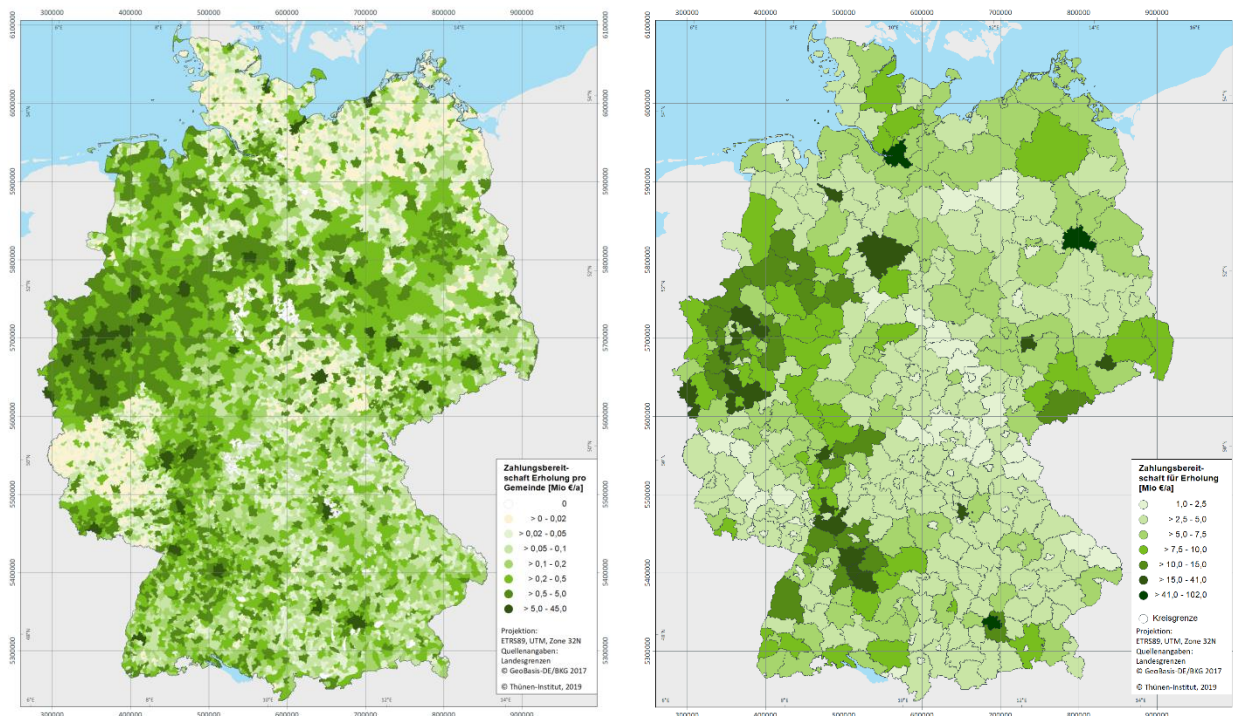
⁵⁸ Frühere regionalisierte Schätzungen des Wald-Erholungswertes in Deutschland (Elsasser 2001) haben sich auf die Analyse dieses Aufkommens beschränkt.

⁵⁹ Die Einwohnerzahl Berlins und Hamburgs ist zwar noch größer als diejenige Münchens; da die beiden größten deutschen Städte aber gleichzeitig Bundesländer sind, wurden sie für das vorliegende Projekt weiter in Stadtteile untergliedert. Dadurch ist München im vorliegenden Fall die größte nicht weiter unterteilte Gemeindeeinheit.

⁶⁰ Diese Summe entsteht nach Hochrechnung auf die Gesamtbevölkerung ohne Abzüge (82,8 Mio. EW, einschließlich Neugeborenen). Hochgerechnet nur auf die Bevölkerung über 14 Jahren (72,6 Mio. EW) ergeben sich 2,1 Mrd. €/a; hochgerechnet auf die erwachsene Bevölkerung (69,3 Mio. EW) sind es 2,0 Mrd. €/a.

⁶¹ Bei der Interpretation der Karten ist zu beachten, dass die Höhe des aggregierten Aufkommens auch durch den Zuschnitt der jeweiligen administrativen Einheiten geprägt ist: Die Gemeinden in Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern sind im Vergleich zum übrigen Gebiet klein geschnitten, so dass sich pro Gemeinde dort tendenziell geringere Werte ergeben. Umgekehrt sind die Kreise v. a. in Mecklenburg-Vorpommern überdurchschnittlich groß, und das aggregierte Aufkommen im jeweiligen Kreis ist entsprechend höher.

Abbildung 7: Geschätztes jährliches Aufkommen der Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche in der Nähe des Wohnortes [Mio. €/Jahr]



(links: aggregiert auf Gemeinde-, rechts auf Kreisebene)

Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

4.3 Ableitung einer Distanzfunktion für Walderholung im Wohnumfeld

Im vorstehenden Abschnitt wurde beschrieben, wie die mittlere Zahlungsbereitschaft für Walderholung im Wohnumfeld in den einzelnen Gemeinden geschätzt und aggregiert wurde, um ein Aufkommensmaß der Zahlungsbereitschaft zu gewinnen. Nun geht es um die Frage, wie dieses Aufkommen auf die Wälder zu verteilen ist.

Die einfachste Vorgehensweise wäre, die Zahlungsbereitschaft der Bewohner einer Gemeinde nur den Wäldern innerhalb dieser Gemeinde zuzurechnen. Dies hätte zwar zur Folge, dass die Zahlungsbereitschaft dieser Gemeinde für Wälder jenseits der Gemeindegrenzen fälschlich den eigenen Wäldern zugerechnet würde; gegenläufig dazu würde für diese Wälder aber der Anteil der Zahlungsbereitschaften entfallen, der in den Nachbargemeinden für den Wald der betrachteten Gemeinde existiert. Man könnte nun vermuten, dass sich diese Fehler im Durchschnitt zwischen den Gemeinden wechselseitig ausgleichen – was dort auch nicht unrealistisch ist, wo Bevölkerung und Wälder regional gleichmäßig verteilt sind. Insbesondere für das ländliche Umfeld von Städten ist diese Voraussetzung aber nicht gegeben: Typischerweise sind Städte dicht besiedelt und wenig bewaldet, im ländlichen Umfeld ist dies tendenziell umgekehrt. Mit dem beschriebenen Verfahren würde also insbesondere der Erholungswert von Wäldern im Umfeld von Städten unterschätzt.

Daher sind realistischere Annahmen zur Verteilung der Zahlungsbereitschaften über die Wälder nötig. Aus der Befragung geht nicht direkt hervor, auf welche konkreten Wälder die Befragten ihre Zahlungsbereitschaft bezogen haben. Hierzu war lediglich erläutert worden, dass es um Wälder in der Nähe des jeweiligen Wohnortes und um Waldbesuche in der Freizeit ging (im Alltag, an Wochenenden oder in einem Urlaub zuhause, aber nicht auf Urlaubsreisen). Dies wurde nicht weiter eingegrenzt, da die individuellen Auffassungen über „Wohnortnähe“ vermutlich stark variieren, ebenso wie die Bereitschaft, für Waldbesuche kürzere oder längere Anreisewege in Kauf zu nehmen – auf diese mögliche Vielfalt im Rahmen standardisierter Interviews einzugehen, erscheint kaum möglich. In den Interviews wurde jedoch die Verteilung der individuellen Anreisewege durch eine entsprechende Frage empirisch ermittelt.⁶²

Die Annahme liegt nahe, dass die Zahlungsbereitschaft sich proportional zur Anzahl der Waldbesuche über die vorhandenen Wälder verteilt. Die Anzahl der Waldbesuche ist von der Distanz zwischen Wohnort und Wald abhängig und kann durch eine Distanzfunktion (die funktionale Beziehung zwischen Entfernung und Besuchszahl) beschrieben werden.⁶³ Um diese empirisch zu ermitteln, wurde wiederum auf die diesbezüglichen Befragungsergebnisse von Elsasser & Weller (2013) zurückgegriffen, aus denen die Häufigkeitsverteilung der Entfernungen zu den jeweils zuletzt besuchten Wäldern hervorgeht.

Die Distanzfunktion kann allerdings nicht direkt aus dieser Häufigkeitsverteilung geschätzt werden, weil die ermittelten Daten nicht stetig und auch nicht monoton verteilt sind – vielmehr haben die Befragten gehäuft „runde“ Entfernungen genannt (z. B. 5, 10, 15, 20 km); die Entfernungsangaben dazwischen sind entsprechend unterbesetzt. Zudem erscheinen die Angaben desto stärker auf- oder abgerundet, je weiter die entsprechenden Entfernungen sind, so dass sich auch keine gleich großen Entfernungsklassen bilden lassen. Beides würde die Schätzung verzerren.⁶⁴ Um dies zu vermeiden, wurden die Beobachtungsdaten zunächst kumuliert⁶⁵ und auf Prozentzahlen normiert.

⁶² Die entsprechende Frage 2 des Fragebogens lautete: „Wie weit ist der Wald, den Sie als Letztes besucht haben, etwa von Ihrer Wohnung entfernt? Bitte schätzen Sie die Entfernung in Kilometern.“

⁶³ Entsprechende Distanzfunktionen liegen auch aus Fallstudien in anderen europäischen Ländern vor, z. B. für Lothringen (Abildtrup *et al.* 2013), Flandern (Liekens *et al.* 2013), die Scheldt-Mündung in den Niederlanden (Schaafsma *et al.* 2013); vergleiche auch Nielsen *et al.* (2016) sowie Koetse *et al.* (2017).

⁶⁴ Diese Verzerrung ist erheblich. Im Vergleich zu den unten aufgeführten Ergebnissen würden über eine solche Schätzung insbesondere der Anteil der Besuche aus dem wohnortnahen Bereich (und damit auch der Rückgang der Besuchsraten mit steigender Entfernung) deutlich unterschätzt: Bis zu einer Entfernung von 10 km würden weniger als ein Drittel der Besuche erfasst, bis zu einer Entfernung von 60 km immer noch weniger als die Hälfte. – Die Hauptursache für diese Verzerrung ist, dass aus vielen „ungeraden“ Entfernungszone(n) (z. B. 11, 17, 19, 21, 22, 23, 24 km) keine Besuche verzeichnet sind. Diese gehen daher nicht mit Null Besuchen in die Schätzung ein, sondern als fehlende Werte. Dies führt dazu, dass die Besuchsraten insgesamt überschätzt werden. Entsprechend ließe sich der Fehler beheben, indem für alle Entfernungszone(n) ohne Besuche die fehlende Null ergänzt und die Distanzfunktion anschließend einschließlich dieser Null-Beobachtungen geschätzt würde. Dieses Verfahren schliesse aber alle diejenigen Schätzansätze aus, welche bei Null nicht definiert sind – beispielsweise logarithmische Schätzungen. Deswegen wurde dieser Weg hier nicht weiter verfolgt.

⁶⁵ Ein Sonderproblem stellt sich bei der Entfernungszone Null: 243 Befragte hatten angegeben, dass der zuletzt besuchte Wald 0 km von ihrem Wohnort entfernt sei, weitere 449 gaben 1 km Entfernung an. Beide Angaben wurden zu einer Entfernungsklasse („bis 1 km“) zusammengefasst.

Dies kann auf zweierlei Weise erfolgen: entweder additiv (indem die Besuchszahlen aufeinanderfolgender Entfernungszonen sukzessive addiert werden) oder subtraktiv (indem umgekehrt von der Gesamtzahl aller Besuche sukzessive abgezogen wird, um wieviel die Besuchszahl in jeder Entfernungszone zurückgeht). Im ersten Fall entsteht eine kumulierte Häufigkeitskurve, im zweiten eine „Überlebenskurve“. Beide Kurven sind qua Konstruktion stetig und monoton.⁶⁶ Die Kurven sind allerdings immer noch durch die erwähnten Häufungen bei „runden“ Entfernungen geprägt und dadurch stufig. Die Stufen lassen sich glätten, indem man eine geeignete Ausgleichsfunktion an den jeweiligen Kurvenverlauf anpasst.

Es zeigte sich, dass sich die kumulierte Häufigkeitskurve mit gängigen Funktionsformen nicht befriedigend schätzen ließ. Dagegen ließ sich die „Überlebenskurve“ sehr gut sowohl über Potenz- als auch über negative Exponentialfunktionen anpassen. Tabelle 11 zeigt Parameterschätzungen und Bestimmtheitsmaße für die Funktionen $f(x) = \alpha \cdot x^{-\beta}$ (Potenzfunktion) sowie $f(x) = \alpha + \beta \cdot e^{-\gamma x} + \delta \cdot e^{-\eta x}$ (biexponentielle Funktion).⁶⁷

Tabelle 11: Parameterschätzungen der jeweiligen Koeffizienten alternativer Distanzfunktionen (Im Modell wird die rechts abgedruckte Funktion verwendet)

	Potenzfunktion $n = \alpha \cdot D^{-\beta}$	Biexponentielle Funktion $n = \alpha + \beta \cdot e^{-\gamma D} + \delta \cdot e^{-\eta D}$
	Parameter (Standardfehler)	
α	4,9431085 (0,094)	1,0186282 (0,283)
β	1,078823 (0,025)	141,36847 (6,080)
γ	-	0,8234692 (0,060)
δ	-	40,783303 (3,197)
η	-	0,1142546 (0,009)
R ² [%]	98,18	99,73

n = Besuchszahl; D = Distanz zwischen Wohnort und Wald; $\alpha \dots \eta$ = zu schätzende Parameter

Quelle: Eigene Berechnung, Datenbasis: Elsasser & Weller (2013)

Für das Modell wird die biexponentielle Funktion verwendet, weil sie generell – und insbesondere im Entfernungsbereich unter 25 km – noch etwas besser an die empirischen Daten angepasst ist als die Potenzfunktion.⁶⁸ Aus der so geschätzten „Überlebensfunktion“ lässt sich, wie oben beschrieben, umgedreht eine kumulierte Häufigkeitsfunktion errechnen; ferner können auch

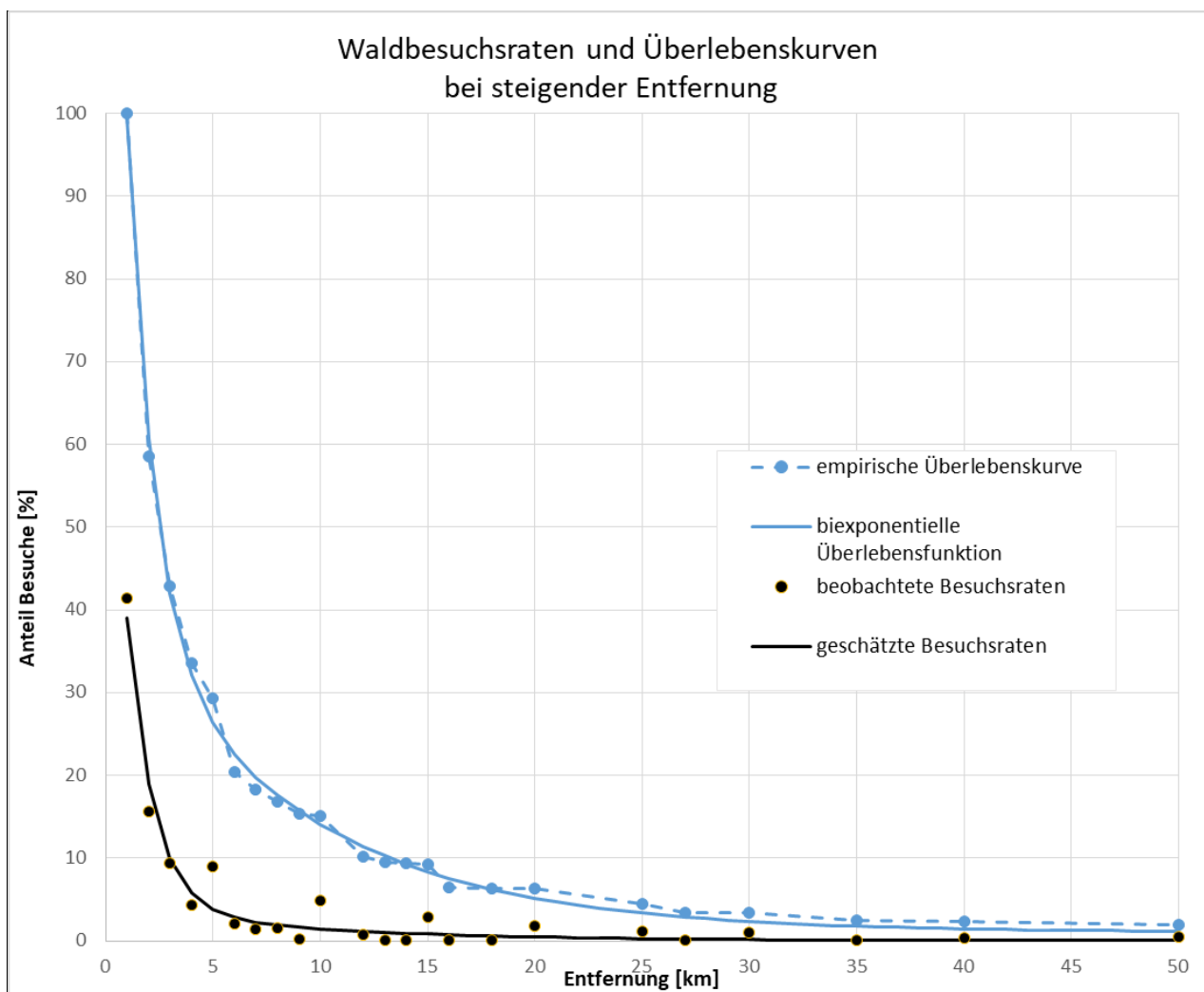
⁶⁶ Zudem sind sie spiegelsymmetrisch zueinander, so dass sie in gleicher Weise interpretiert werden können: sie zeigen, wieviel Prozent aller Besuche bis zu einer bestimmten Entfernungsgrenze insgesamt stattfinden bzw. noch übrigbleiben.

⁶⁷ Das erstgenannte Modell ließ sich durch beidseitige Logarithmierung in ein linear-additives Modell umformen und anschließend über eine lineare OLS-Regression schätzen; für das zweitgenannte musste ein nichtlineares Verfahren herangezogen werden. Diese Berechnungen erfolgten mit dem Programm JMP.

⁶⁸ Ein Nachteil nichtlinearer Schätzmodelle ist, dass sie im Vergleich zu linearen Modellen schwieriger zu interpretieren sind und eher Überanpassungen bewirken; beides schränkt die Verallgemeinerbarkeit ein. Im vorliegenden Fall spielt dies jedoch keine Rolle, weil es hier lediglich um eine möglichst gute Anpassung an die empirische „Überlebenskurve“ geht, bzw. um einen möglichst guten Ausgleich der (rundungsbedingten) Stufen in dieser Kurve.

Besuchsraten durch Differenzbildung ermittelt werden.⁶⁹ Zur Verdeutlichung zeigt Abbildung 8 die „Überlebensfunktion“ (obere Kurve, blau) sowie die aus ihr abgeleiteten Besuchsraten (untere Kurve, schwarz), jeweils zusammen mit den zugrundeliegenden empirischen Daten. Der abgebildeten „Überlebensfunktion“ lässt sich beispielsweise entnehmen, dass nur für etwa ein Viertel aller wohnortnahen Waldbesuche in Deutschland eine Entfernung von 5 km und mehr in Kauf genommen wird; die Hälfte aller Besuche findet in einem Entfernungsbereich unter etwa 2,5 km statt. Die geschätzten Besuchsraten zeigen dagegen, dass aus der Entfernungszone 2 – 3 km etwa 10 % aller Besuche kommen; aus der Zone 5 – 6 km sind es nur noch etwa 3 %.

Abbildung 8: Distanzfunktion für Waldbesuche im Wohnumfeld in Deutschland



Quelle: Eigene Berechnung, Datenbasis: Elsasser & Weller (2013)

⁶⁹ Analytisch handelt es sich bei der Kurve der Besuchsraten um die erste Ableitung der kumulierten Häufigkeitsfunktion $\frac{d}{dD} [100 - (\alpha + \beta e^{-\gamma D} + \delta e^{-\eta D})]$. Die Ableitung erfolgt mit Hilfe der Kettenregel nach $f'(D) = \beta \gamma e^{-\gamma D} + \delta \eta e^{-\eta D}$.

4.4 Regionale Verteilung der Zahlungsbereitschaften

Die im vorstehenden Abschnitt abgeleitete Distanzfunktion wird nun dazu genutzt, das zuvor ermittelte Aufkommen der Zahlungsbereitschaft in den Gemeinden auf die umliegenden Wälder zu verteilen. Das Grundprinzip dabei ist simpel: Aus der „Überlebensfunktion“ wird abgelesen, welcher Anteil der Waldbesuche (und damit der Zahlungsbereitschaft) einer Gemeinde auf die Wälder in dieser Gemeinde entfällt; der Rest wird auf weiter entfernte Wälder verteilt, und zwar proportional zur jeweiligen Entfernung.

Zur technischen Umsetzung wird zunächst die kürzeste Entfernung zwischen dem jeweiligen Gemeindemittelpunkt und der nächstgelegenen Grenze jedes Waldgebietes ermittelt. Zur Berücksichtigung begrenzter Rechnerkapazitäten wird diese Suche im ReWaLe-Modell auf Wälder innerhalb einer konfigurierbaren Maximaldistanz beschränkt (bei den hier mitgeteilten Berechnungen betrug der entsprechende Suchradius 50 km). Weiter entfernte Wälder werden nicht mehr berücksichtigt (mit der Folge, dass die dortigen Besuche proportional auf die Wälder innerhalb des Suchradius verteilt werden).⁷⁰ Im nächsten Schritt wird mit Hilfe der „Überlebensfunktion“ (siehe **Tabelle 11**, rechte Formel) bestimmt, auf welchen Prozentsatz sich die Besuchszahl der betrachteten Gemeinde bei jeder der ermittelten Distanzen reduziert. Diese Prozentsätze werden summiert und auf 100 % normiert. Das Ergebnis dieses Rechenschrittes zeigt, wieviel Prozent des Zahlungsbereitschafts-Aufkommens jeder Gemeinde auf jeden einzelnen Wald entfällt.⁷¹ Anschließend wird das Zahlungsbereitschafts-Aufkommen mit den normierten Prozentsätzen für die jeweiligen Entfernungen multipliziert; daraus ergibt sich für jedes Waldgebiet die Zahlungsbereitschaft, die aus der betrachteten Gemeinde auf dieses Waldgebiet entfällt. Nachdem diese Berechnung für alle Gemeinden durchgeführt ist, werden für jedes Waldgebiet die Zahlungsbereitschaften aller Gemeinden zusammengezählt; dies ergibt den aggregierten Erholungswert dieses Waldgebietes für die Bevölkerung derjenigen Gemeinden, die dieses Waldgebiet zur Erholung nutzt. Abschließend werden die Ergebnisse für die Darstellung auf Kreisebene aufgearbeitet: Die Kreisgebiete werden mit den Waldgebieten verschnitten und der Erholungswert aller Wälder im Kreis zusammengefasst.

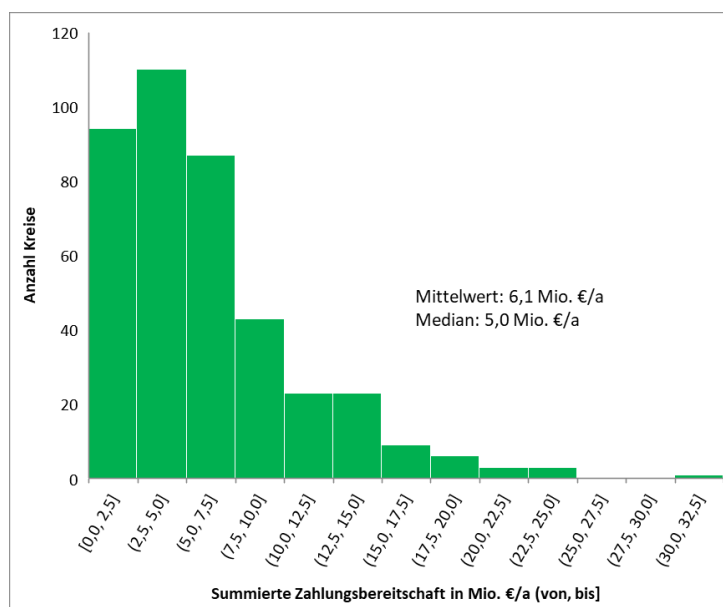
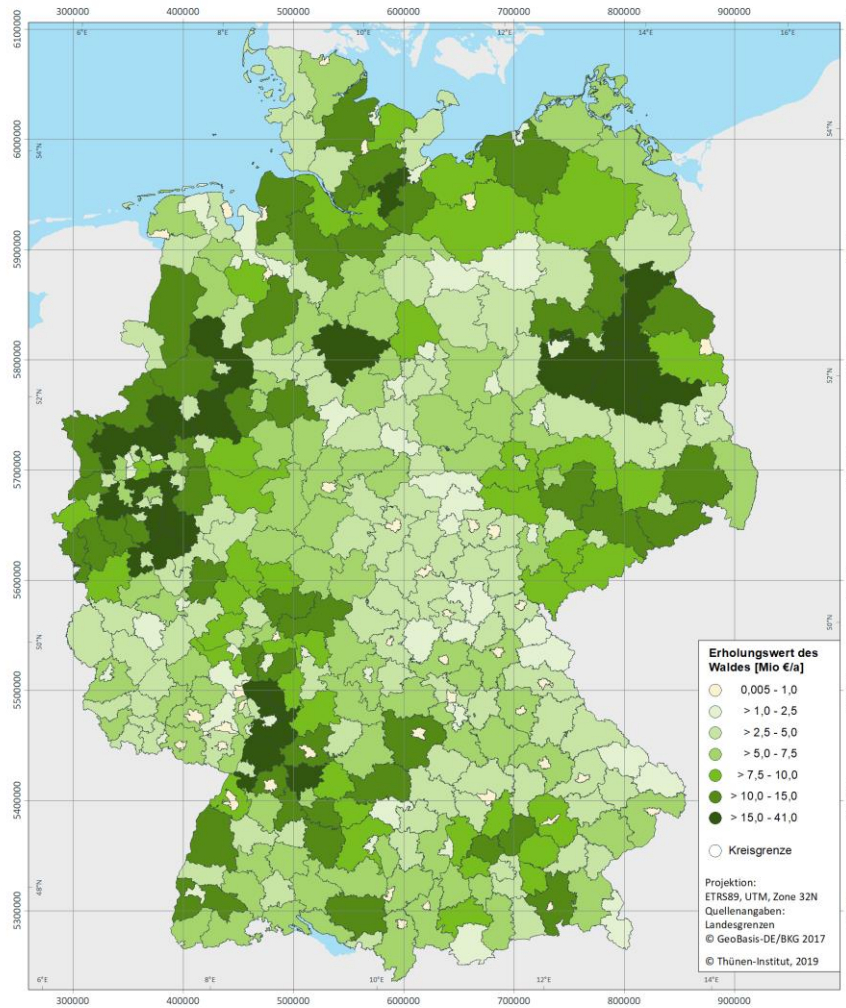
Abbildung 9 zeigt das Endergebnis dieser Berechnungen. Anhand der gezeigten aggregierten Werte wird besonders augenfällig, wie stark der Einfluss von Bevölkerungsagglomerationen auf die Erholungswerte der Wälder *im Umland* dieser Agglomerationen ist: So zeigt sich im Vergleich mit

⁷⁰ Ein Suchradius von 50 km reduziert die Anzahl der Distanzmessungen auf ca. 8,7 Millionen; Abbildung 8 lässt sich entnehmen, dass dadurch etwa 1 % der Besuche (bzw. der Zahlungsbereitschaft) fälschlich den Wäldern innerhalb des Suchradius zugeordnet werden. Bei einem Suchradius von 20 km wären es immer noch ca. 1,5 Millionen Messungen, bei ca. 5 % Falschzuordnungen (sowie dem zusätzlichen Sonderproblem, dass einige Inselgemeinden aus der Berechnung herausfallen würden, die weiter als 20 km vom nächsten Wald entfernt sind – so dass dann auch die Summe der aggregierten Erholungswerte um die Zahlungsbereitschaft der dortigen Bevölkerung unterschätzt würde. Allerdings beträgt diese Unterschätzung nur 0,03 %).

⁷¹ Implizit unterstellt dieses Vorgehen, dass sich gleich weit entfernte Wälder vollständig substituieren, und ungleich weit entfernte proportional zu ihrer Entfernung zu einer Gemeinde.

den Aufkommenswerten (s. Abbildung 7 rechts) etwa für die norddeutschen Stadtstaaten Bremen und Hamburg, dass die Zahlungsbereitschaft der dortigen Bevölkerung keineswegs allein auf die wenigen dortigen Wälder entfällt, sondern sehr stark die Erholungswerte der benachbarten Landkreise mitprägt. Weiter östlich ist Ähnliches auch im Großraum Berlin, um Dresden und um Leipzig deutlich erkennbar. Dadurch ist auch die Häufigkeitsverteilung der Erholungswerte weniger asymmetrisch als im Falle der Rohholzproduktion und der Klimaschutzleistung, auch wenn sie immer noch rechtsschief ist; sie deckt eine Wertespanne zwischen gut 5.000 €/a und gut 30 Mio. €/a ab, mit einem Mittelwert aller Kreise von 6,1 Mio. €/a. Ein Blick auf die Erholungswerte pro Hektar (Abbildung 25, im Anhang S. A20) offenbart deren große Spannbreite, die mehr als drei Größenordnungen umfasst (von unter 50 €/ha/a bis weit über 5.000 €/ha/a). Mit besonders hohen Erholungswerten pro Hektar stechen die Region um das Ruhrgebiet und die großen Städte hervor (München, Stuttgart, Mannheim, Frankfurt, Hannover, Bremen, Hamburg, Berlin, Dresden, Leipzig) – aber auch die wenig bewaldeten Landkreise an den Küsten, wie insbesondere in Ostfriesland. Zusammen betrachtet zeigen beide Darstellungen, dass die Wälder v. a. dort hohe Erholungsleistungen erbringen, wo die Nachfrage aufgrund hoher Bevölkerungsdichte groß, und/oder die Knappheit aufgrund geringer Bewaldung ausgeprägt ist.

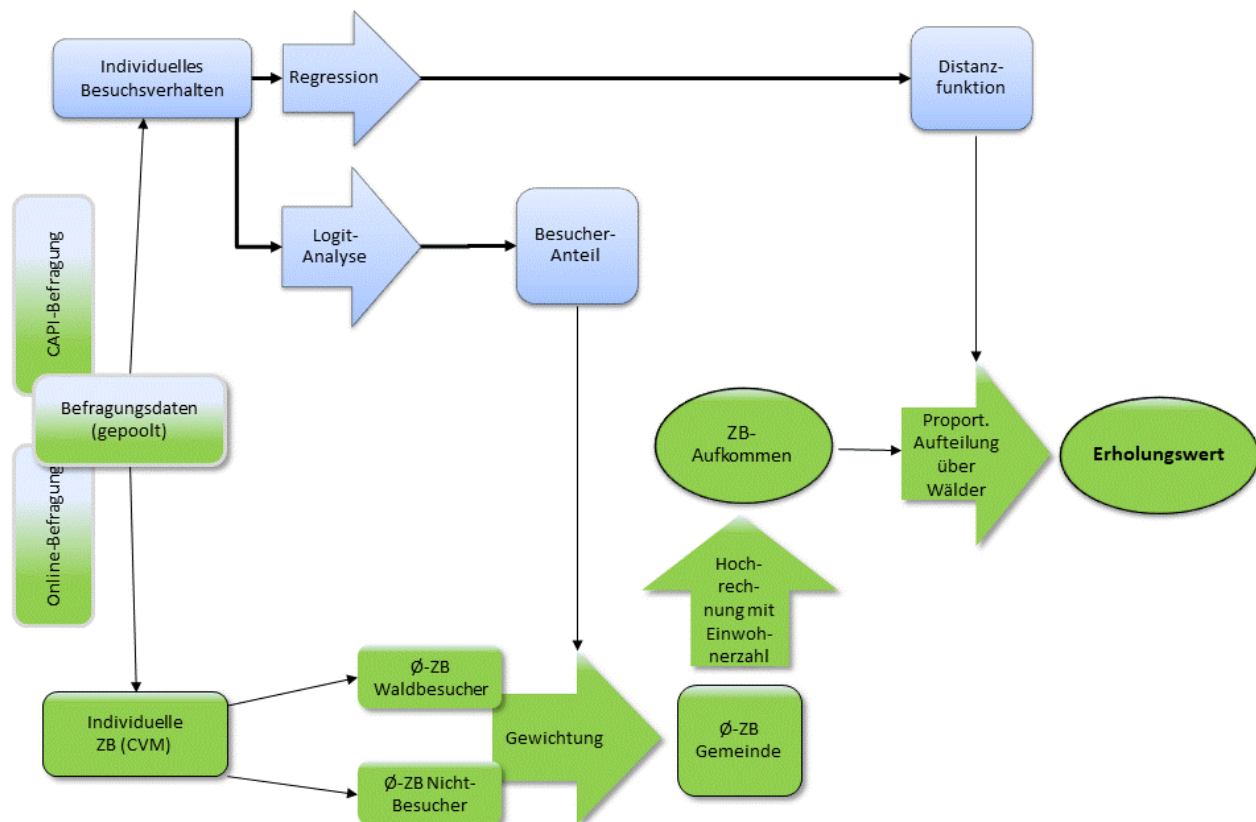
Abbildung 9: Verteilung der Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche über die Wälder, aggregiert auf Kreisebene [Mio. €/a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

Das Vorgehen bei der Bewertung der Erholungsleistung im Wohnumfeld ist in Abbildung 10 schematisch zusammengefasst.

Abbildung 10: Vorgehen zur Bewertung der regionalen Erholungsleistung



4.5 Änderung von Erholungswerten im Rahmen von Szenarioanalysen

Das beschriebene Verfahren schätzt jährliche (Alltags-) Erholungswerte für die derzeit gegebene Ausgangssituation. *Wertänderungen* – beispielsweise aufgrund veränderter Waldbehandlung – lassen sich über den Vergleich alternativer Ausgangssituationen berechnen, indem die Differenzen der Erholungswerte dieser alternativen Ausgangssituationen ermittelt werden. Allerdings bildet das Modell lediglich solche Wertänderungen ab, die durch Waldmehrungen, Waldumwandlungen, durch mögliche Einschränkungen des Betretensrechts oder durch Änderung von Einwohnerzahlen und Durchschnittseinkommen zustande kommen; andere Waldcharakteristika wie etwa der Laub- oder Nadelwaldanteil haben dagegen keinen Einfluss auf die Schätzergebnisse des Erholungswertes, da sie sich in der Regressionsrechnung nicht als signifikant erwiesen haben und daher keine Bestandteile des verwendeten Logit-Modells sind. Ähnliches gilt für regionale Wertunterschiede in einer gegebenen Ausgangssituation: Beispielsweise erzeugt das Modell für Regionen mit

unterschiedlichen Waldanteilen unterschiedliche Bewertungen der Erholungsleistung, aber nicht für Regionen mit unterschiedlichen Laub- oder Nadelwaldanteilen an der Waldfläche. Dies ist kein Defizit der Modellierung, sondern ein empirisches Ergebnis: Die innere Struktur der wohnortnahen Wälder, soweit hier geprüft, hat keinen signifikanten Einfluss auf den Waldbesucheranteil (und auch nicht auf die jährlichen Zahlungsbereitschaften für Waldbesuche);⁷² relevant für die individuelle Zahlungsbereitschaft wie auch die durchschnittliche Besuchsintensität ist vielmehr, dass und wieviel Wald in der Nähe der Wohnorte für die Erholung zur Verfügung steht. Dieses Ergebnis findet sich in ähnlicher Form auch in anderen empirischen Untersuchungen (Meyer *et al.* 2019) und hatte sich bereits im zweiten Teil der Untersuchung von Elsasser & Weller (2013) gezeigt, in der die weit überwiegende Mehrheit der Befragten keine zusätzliche Zahlungsbereitschaft für von ihnen benannte Verbesserungen der Waldstruktur hatte, und die von den Übrigen genannten Zahlungsbereitschaften im Durchschnitt äußerst gering waren.⁷³ Dieses Ergebnis gilt nur in Bezug auf den Erholungswert; der Wert anderer Ökosystemleistungen kann durchaus durch strukturelle Eigenschaften der Wälder beeinflusst werden. Dies wird durch das ReWaLe-Modell auch erfasst, nämlich unter den Leistungen für Naturschutz und Landschaftsbild.⁷⁴ Für die aggregierten Erholungswerte ist jedoch primär von Belang, wie viele Menschen sich in der Wäldern ihrer Region erholen: Unterschiede kommen also in erster Linie durch unterschiedliche Einwohnerzahlen sowie gegebenenfalls unterschiedliche Besuchsraten zustande.

⁷² Gleichwohl wirken sie sich auf die Bewertung des Landschaftsbildes aus; dies wird im ReWaLe-Modell durch das Modul „Naturschutz“ erfasst (siehe Abschnitt 5.4.2).

⁷³ Auch in Studien außerhalb Deutschlands zeigte sich, dass Präferenzen für Erholungsgebiete deutlich stärker von deren Erreichbarkeit als von der jeweiligen Landnutzungsform beeinflusst wurden, und Strukturunterschiede innerhalb der einzelnen Landnutzungsformen wiederum schwächer auf die Präferenzen wirkten als Unterschiede zwischen den Landnutzungsformen – sofern der Einfluss solcher Strukturunterschiede überhaupt noch nachweisbar war (vgl. z.B. Termansen *et al.* 2013; Sen *et al.* 2014; Schägner *et al.* 2016; Tardieu & Tuffery 2019).

⁷⁴ Siehe Kapitel „Bewertung von Naturschutzleistungen“, wo sich u. a. signifikante Einflüsse des Baumartenverhältnisses auf die entsprechende Zahlungsbereitschaft zeigten. – Grundsätzlich ist es eine Definitionsfrage, welcher kulturellen Ökosystemleistung (i. e. Erholung oder Landschaftsbild) diese Einflüsse zugerechnet werden. Allerdings erwies sich die Zurechnung zum Landschaftsbild inhaltlich insofern als sinnvoll, als in der vorliegenden Abgrenzung „Erholungsleistungen“ die aktive Nutzung des Waldes voraussetzen und auf diese beschränkt sind, während bei den Leistungen für Naturschutz und Landschaftsbild auch passive Nutzelemente („non use values“) erfasst werden können.

5 Naturschutzleistungen

5.1 Begriffsabgrenzung, Datenbasis und Bewertungsziele

„Natur“ ist aus ökonomischer Sicht kein homogenes Gut, sondern ein Sammelbegriff für ein sehr vielfältiges und regional unterschiedlich zusammengesetztes Bündel von Gütern. Naturerfahrungen gehen auf natürliche (biophysische) Bestandteile der (Wald-)Ökosysteme und ihre jeweiligen Eigenschaften zurück und bewirken kontemplativen, kulturhistorischen oder ästhetischen Nutzen für Menschen – auch ohne dass dazu das Waldbetretensrecht in Anspruch genommen werden muss.⁷⁵ Ziel der Bewertung ist zu erfassen, wieviel Menschen für Wälder als Elemente von Natur und Landschaft, deren Schutz und entsprechende Verbesserungen zu zahlen bereit sind.

Ökonomische Bewertungen von Naturschutzleistungen konzentrieren sich häufig auf Einzelaspekte wie z. B. charismatische Spezies (für eine Übersicht s. Richardson & Loomis 2009), mit der Folge, dass die Bewertung insgesamt unvollständig bleibt (Nunes & van den Bergh 2001). Alternativ werden anstelle der einzelnen Güter selbst oft zusammenfassende Indikatoren bewertet (z. B. die Avifauna einer Landschaft; Bateman *et al.* (2014b)), oder Maßnahmen, die dem Naturschutz, z. B. dem Schutz der Biodiversität dienen sollen; auch dies fasst mehrere Einzelgüter zu Bündeln zusammen. Im vorliegenden Projekt wird der zusammenfassende Ansatz verfolgt. Auch aus Deutschland liegen bereits Originalstudien zur Bewertung von Naturschutzleistungen der Wälder vor, die diesem Ansatz folgen und deren Ergebnisse für das vorliegende Projekt verwendbar sein könnten.⁷⁶ Aktuellere Studien mit überregionalem Fokus sind – neben Meyerhoff *et al.* (2012) – insbesondere im Rahmen der Projekte „CC-LandStraD“ (CCLS) und „NaLaMa-nT“ entstanden (s. Spellmann 2017; Fick & Gömann 2020 [in print]). Die Analyse des Datenmaterials aus den in diesen Projekten durchgeführten Choice-Experimenten zeigte aber, dass diese Daten nur begrenzt zur Regionalisierung geeignet sind: Zum einen waren Zahlungsbereitschaften in den genannten Projekten nur jeweils für einen 15-km-Radius um den jeweiligen Wohnort erhoben worden, so dass über diese Grenze hinaus reichende Nutzen von Wäldern grundsätzlich nicht erfasst wurden; und auch innerhalb der gegebenen Grenze können die Ergebnisse wegen der für Choice-Experimente typischen geringeren statistischen Effizienz nur bedingt nachträglich regionalisiert werden, da das damalige Versuchskonzept nicht auf eine Regionalisierung ausgerichtet war. Zum anderen bedürfen einige der dortigen Ergebnisse einer empirischen Kontrolle, bevor sie gegebenenfalls

⁷⁵ In der CICES-Klassifikation entspricht dies den Klassen 3.1.1.2 („Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions“ – “Watching plants and animals where they live; using nature to destress”), 3.1.2.3 (“Characteristics of living systems that are resonant in terms of culture or heritage” – “The things in nature that help people identify with the history or culture of where they live or come from”) und 3.1.2.4 (“Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences” – “The beauty of nature”) (CICES [V5.1] 2018).

⁷⁶ Eine aktuelle Übersicht zu den bisherigen Studien im deutschsprachigen Raum findet sich unter <https://www.thuenen.de/en/wf/figures-facts/environmental-valuation/data-base-forest-services/>; diesbezügliche Erläuterungen siehe Elsasser *et al.* (2016).

generalisiert werden (z. B. implausibel hohe Entschädigungsforderungen für zunehmende Anteile fremdländischer Baumarten; s. Weller & Elsasser (2018)).

Vor diesem Hintergrund wurde im Projekt ReWaLe zur Schätzung der Präferenzen für Naturschutzleistungen der Wälder eine eigene Primärstudie durchgeführt. Die Daten wurden im Rahmen einer Online-Bevölkerungsumfrage gewonnen. In deren Rahmen wurden sowohl integrative Naturschutzleistungen, die in die reguläre Bewirtschaftung der Wälder integriert werden können, als auch segregative Leistungen bewertet, d. h. hier die Ausweisung separater Schutzgebiete. Es wurden drei Teilmfragen durchgeführt: Ziel der ersten Teilmfrage war, mittels eines Choice-Experiments Zahlungsbereitschaften für verschiedene naturschutzrelevante Elemente der regulären Waldbewirtschaftung zu ermitteln. Diese Teilmfrage sollte auch Leistungen in größerer Distanz zu den Wohnorten der Befragten miterfassen, um eine Unterscheidung zwischen Nah- und Fernwirkungen zu gestatten; sie sollte eine Regionalisierung ermöglichen, und es sollten zudem die erwähnten Implausibilitäten mit Hilfe der Ergebnisse aus der Primärerhebung überprüft werden können. Die zweite Teilmfrage diente dazu, verallgemeinerbare Informationen über Präferenzen für die Umwidmung einzelner Waldgebiete bzw. -teile in Schutzgebiete zu ermitteln, wie sie u. a. durch die Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung angestrebt werden (BMU 2007).⁷⁷ Um den Einfluss unterschiedlicher Gestaltungsmöglichkeiten und Lageeigenschaften von Schutzgebieten auf Zahlungsbereitschaften abbilden zu können, wurde auch in dieser Teilmfrage ein Choice-Experiment verwendet.⁷⁸ Die dritte Teilmfrage hatte inhaltlich dasselbe Ziel wie die zweite, jedoch kam als Bewertungsmethode eine modifizierte Version der Contingent Valuation Method (CVM) zum Einsatz. Hier wurde versucht – anders als sonst in CVM-Studien üblich –, Zahlungsbereitschaften nicht nur für das jeweilige gesamte Schutzgebiet, sondern auch für einzelne seiner Eigenschaften zu ermitteln. Die Zahlungsbereitschaft wurde dabei als quasi-stetiges Merkmal erhoben. Dem lag das Interesse zugrunde, die größere statistische Effizienz dieses Ansatzes für die Regionalisierung nutzbar zu machen.

⁷⁷ Zu Wäldern sieht die Strategie u. a. vor, bis zum Jahr 2020 einen Anteil von 5 % der Waldfläche „natürlicher Waldentwicklung“ zu überlassen (BMU 2007:31); Abgrenzungskriterien dafür wurden in nachfolgenden Forschungsarbeiten operationalisiert (NWE5, NWePP; Engel *et al.* 2016a; Engel *et al.* 2016b) und stellen auf holznutzungsfreie Wälder ab einer Mindestgröße oberhalb von 0,3 ha ab. (Typische Beispiele sind Kernzonen von Nationalparks und Biosphärenreservaten, Bannwälder usw.).

⁷⁸ Bisherige ökonomische Bewertungen von Schutzgebieten haben sich entweder auf einzelne Großschutzgebiete konzentriert (z.B. Rajmis *et al.* 2009; Mayer 2013), oder sie ermöglichen nicht, die Auswertung nachträglich zu regionalisieren (z.B. Meyerhoff *et al.* 2012; Wüstemann *et al.* 2014).

5.2 Primärstudie: Methodik

5.2.1 Aufbau des Fragebogens

Die drei Teilbefragungen waren in einen gemeinsamen Rahmenfragebogen eingebettet. Eingangs wurden Geschlecht, Alter, Bildungsstand und Bundesland, in dem der jeweilige Befragte wohnte, abgefragt. Die Antworten auf diese Fragen wurden zur Schichtung (Stratifizierung) der Stichprobe genutzt. Anschließend wurde jede Person nach ihrer gegenwärtigen Lebenszufriedenheit auf einer 10-Punkte-Skala gefragt [Frage F 12]⁷⁹. Danach wurden die Personen zufällig einer der drei Teilmfragen zugewiesen. Entsprechend dieser Zuweisung wurde den Befragten jeweils die Art der folgenden Bewertungsfragen erläutert. Hierzu gehörte auch, die in den ökonomischen Bewertungen jeweils variierten Eigenschaften der Schutzgüter zu beschreiben. In der ersten Teilmfrage (zum integrativen Naturschutz) wurde gleichzeitig der wahrgenommene Status Quo in Bezug auf die verwendeten Attribute abgefragt. Die Antworten können in die Auswertungsmodelle aufgenommen werden, um den Nutzen aus der Ausgangssituation zum Zeitpunkt der Befragung zu beschreiben (für die zweite und dritte Teilmfrage war eine vergleichbare Abfrage nicht sinnvoll, da die Einrichtung eines neuen Schutzgebietes bewertet werden sollte, welches in der Ausgangssituation noch nicht vorhanden ist). Daran schlossen die jeweiligen Bewertungsexperimente an, in denen die Befragten um die Auswahl der von ihnen bevorzugten Alternativen gebeten bzw. nach ihrer Zahlungsbereitschaft gefragt wurden.

Im nächsten Abschnitt des Fragebogens, der wieder in allen Teilmfragen gleich war, wurden zwei Fragen zu nicht einheimischen Baumarten gestellt. Die erste Frage zielte darauf ab zu erfahren, ob die Befragten vor der Umfrage schon einmal etwas von nicht-einheimischen Baumarten gehört hatten und sich darunter etwas vorstellen konnten [F 21]. Falls ja, wurden sie anschließend gebeten, aus einer Liste von Baumarten diejenigen auszuwählen, die sie als nichtheimisch im Wald empfanden [F 22.1]. Alle anderen Personen wurden direkt zu zwei Einstellungsfragen weitergeleitet, die beide aus einer regelmäßig vom Bundesamt für Naturschutz in Auftrag gegebenen Befragung zum Naturbewusstsein übernommen wurden (BfN 2017). Die erste Frage [F 23] betraf Aussagen zum individuellen Verhältnis zur Natur, die zweite Frage [F 24] Aussagen zur biologischen Vielfalt und deren Schutz.

Im vorletzten Abschnitt des Fragebogens wurden Fragen zur Erholungsnutzung von Wäldern im Wohnumfeld gestellt, einschließlich der georeferenzierten Abfrage des zuletzt besuchten Waldes und des eigenen Wohnortes [F 25-28].⁸⁰ Abschließend folgten ergänzende Fragen zu

⁷⁹ In eckigen Klammern sind die Nummern der jeweiligen Fragen angegeben (Abdruck des Fragebogens im Anhang). In diesem Fall lautete die Frage „Wie zufrieden sind Sie gegenwärtig – alles in allem – mit ihrem Leben?“ [0 = ganz und gar unzufrieden; 10 = ganz und gar zufrieden].

⁸⁰ Diese waren bereits zuvor im Rahmen einer weiteren Primärerhebung genutzt worden. Ziel war es, zusätzliche Informationen über diese Form der Erholungsnutzung von Wäldern zu gewinnen.

Personenmerkmalen, die am Anfang der Studie noch nicht abgefragt worden waren [F 29 ff.]. Hierzu gehören Fragen zum Gesundheitszustand sowie zum Nettoeinkommen des Haushaltes. Eine Druckversion des Fragebogens findet sich im Anhang.⁸¹

5.2.2 Design der Choice-Experimente (Teilumfragen 1 & 2)

In den ersten beiden Teilumfragen wurden Choice-Experimente (CE) eingesetzt, die kurz wie folgt skizziert werden können: Choice-Experimente (Auswahlexperimente) sind eine umfragebasierte Bewertungsmethode, bei deren Verwendung Personen eine begrenzte Anzahl von Alternativen aus einem Auswahlset präsentiert werden. Aus diesen Alternativen sollen die Befragten diejenige auswählen, die ihnen den höchsten Nutzen stiftet. Die zu bewertenden Alternativen werden dabei durch Attribute beschrieben, darunter auch ein Preisattribut. Alle Attribute haben mindestens zwei Ausprägungen (Level), die über die Alternativen hinweg variieren. Aus den Auswahlhäufigkeiten wird später darauf geschlossen, wie stark die Veränderung der einzelnen Attribute die Auswahlwahrscheinlichkeit der Alternativen beeinflusst; wird dies in Relation zu dem Preisattribut gesetzt, so lassen sich daraus entsprechende Zahlungsbereitschaften schätzen. Während einer Umfrage werden den Befragten in der Regel nacheinander mehrere Auswahlsets zur Bewertung vorgelegt, um die Befragung möglichst effizient zu gestalten.

In Teilumfrage 1 (integrativer Naturschutz) wurden – neben dem Preisattribut – folgende Attribute verwendet:

- die Artenvielfalt im Wald,
- das Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen,
- der Anteil von Douglasien an der Nadelwaldfläche, sowie
- das Gebiet, in dem die jeweils beschriebenen Maßnahmen umgesetzt werden sollen.

In Teilumfrage 2 (Schutzgebiete) waren es:

- die Größe des jeweiligen Schutzgebietes,
- dessen Entfernung zum Wohnort des Befragten,
- mögliche Zutrittsbeschränkungen für Besucher sowie
- die Behandlung standortfremder Baumarten.

Die verwendeten Attribute mit ihren jeweiligen Levels sind in Tabelle 12 dargestellt.

⁸¹ Im vorliegenden Bericht werden nur diejenigen Fragen weiter analysiert, die direkt mit der ökonomischen Bewertung von Naturschutzleistungen zusammenhängen.

Tabelle 12: Attribute und Level in der Bevölkerungsumfrage

Attribut	Beschreibung	Level
<i>Teilumfrage 1 (integrativer Naturschutz)</i>		
Umsetzungsregion	Die Umsetzung der Maßnahmen kann sich auf den Heimatlandkreis beschränken oder im ganzen Bundesland umgesetzt werden	im eigenen Landkreis; im eigenen Bundesland
Artenvielfalt im Wald	Zielwerte für Artenvielfalt im Wald in der Umsetzungsregion, angelehnt an den Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ des BfN [Indexpunkte]	65; 75; 85; 95; 105
Anteil an Laub- und Nadelbäumen	Das Verhältnis von Laub- zu Nadelbäumen in den Wäldern der Umsetzungsregion [%]	5:95; 25:75; 45:55; 55:45; 75:25; 95:5
Douglasienanteil	Anteil von Douglasien an der Nadelwaldfläche in der Umsetzungsregion [%]	0; 5; 10
Finanzieller Jahresbeitrag zum Waldfonds	jährlicher Geldbetrag, der von allen Haushalten zur Umsetzung der beschriebenen Maßnahmen an einen Waldfonds zu zahlen ist [€/hh/a]	10; 30; 70; 120; 180; 250
<i>Teilumfragen 2 und 3 (Schutzgebiete)</i>		
Entfernung zum Wohnort	Die Entfernung zwischen Wohnort und Schutzgebiet [km]	10; 20; 50*; 100; 250*; 400
Flächengröße	Die Fläche des Schutzgebietes [ha]	10; 50; 100*; 500; 1000*; 2500
Zutritt	Beschreibt, ob das Schutzgebiet zur Erholung betreten werden kann oder nicht	ja; nein
Ausgangszustand der Waldfläche*	Beschreibt, ob und wie die Baumartenzusammensetzung vor Einrichtung des Schutzgebietes gesteuert wird	Entfernen aller nicht standortgerechten Baumarten; Entfernen nur der nicht heimischen Baumarten; Belassen des Ausgangszustands
Finanzieller Jahresbeitrag zum Waldfonds**	jährlicher Geldbetrag, der von allen Haushalten zur Umsetzung der beschriebenen Maßnahmen an einen Waldfonds zu zahlen ist [€/hh/a]	10; 30; 70; 120; 180; 250

* nur in Teilumfrage 2 (Choice-Experiment)

** In Teilumfrage 3 (CVM) wurde der Jahresbeitrag offen (ohne Antwortvorgabe) erhoben

Quelle: Eigene Befragung (siehe Anhang A: Fragebogentext)

Den Befragten wurden auf jedem Auswahlset drei Alternativen zur Wahl gestellt. Die dritte Alternative beschrieb immer den Status Quo (Formulierung für Teilumfrage 1: „Die Bewirtschaftung wird nicht verändert“, für Teilumfrage 2: „Es werden keine weiteren Flächen zur natürlichen Waldentwicklung ausgewiesen“). Für diesen Status Quo war das Level des Preisattributs, konkretisiert als Jahresbeitrag zu einem Waldfonds, jeweils Null.

Im experimentellen Design – es steuert die Verteilung der Attributlevel über die Alternativen – wurden neben Haupteffekten jeweils auch zwei Interaktionen zwischen Attributen berücksichtigt, so dass diese in den ökonometrischen Modellen zur Auswertung der CE explizit geschätzt werden

können. Insgesamt wurden im experimentellen Design 36 Auswahlsets erzeugt und auf vier Blöcke verteilt. Jede befragte Person wurde zufällig einem der Blöcke zugewiesen und sollte entsprechend neun Auswahlsets beantworten.

Für die Auswertung der Auswahlentscheidungen werden neben den üblichen Conditional Logit-Modellen auch Random Parameter Logit-Modelle (RPL-Modelle) verwendet und im sogenannten „WTP-Space“ geschätzt. Generell treffen Auswertungsmodelle von Choice-Experimenten Aussagen darüber, wie Veränderungen in den Levels der einzelnen Attribute die Wahrscheinlichkeit beeinflussen, dass eine Alternative aus der Anzahl aller Optionen in einem Set von den Befragten ausgewählt wird. Ein Beispiel: Der in einem Modell geschätzte Parameter für „Artenvielfalt“ gibt Auskunft darüber, ob Befragte Alternativen mit höherer Artenvielfalt häufiger auswählen.

5.2.3 Design der Contingent-Valuation-Studie (Teilumfrage 3)

In der dritten Teilumfrage ging es wie in Teilumfrage 2 darum, wie die Befragten die Einrichtung neuer Schutzgebiete bewerten; als Bewertungsmethode kam hier jedoch eine modifizierte Variante der Contingent Valuation-Methode (CVM) anstelle des Choice-Experiments zum Einsatz. Mit der CVM werden üblicherweise Zahlungsbereitschaften für (Umwelt-) Güter ermittelt, ohne dass dabei die einzelnen Attribute dieser Güter variiert werden: Allen Befragten wird ein einheitliches Umweltgut differenziert beschrieben; daran knüpfen eine oder mehrere Fragen zur Zahlungsbereitschaft an, welche offen oder geschlossen (d. h. mit Antwortvorgaben) formuliert sein können. Da geschlossene Bewertungsfragen nur eine begrenzte Zahl möglicher Antwortvorgaben zulassen, ist ihr Informationsgehalt in statistischer Hinsicht grundsätzlich geringer als bei offenen Fragen. Ihre Auswertung beruht auf statistischen Antwortmodellen, wie sie ähnlich auch für Choice-Experimente verwendet werden; offene Fragen liefern dagegen (quasi-) stetige Ergebnisse, die sich per klassischer linearer Regression auswerten lassen. Die hier entwickelte Modifikation versucht, zwei günstige Eigenschaften der beiden unterschiedlichen Bewertungsmethoden miteinander zu verbinden: aus dem CE die Möglichkeit, den Einfluss einzelner Attribute auf den Wert eines Umweltgutes separat untersuchen zu können; aus der (offenen) CVM den höheren statistischen Informationsgehalt der Antworten.⁸² Dies dient nicht allein der Methodenweiterentwicklung – im vorliegenden Zusammenhang ist der konkrete Zweck vielmehr, die Ergebnisse des CE mit einer alternativen Bewertungsmethode überprüfen zu können

⁸² Hoehn (1991) scheint als erster variable Attribut-Levels für die CVM vorgeschlagen und angewendet zu haben, hier über Querschnittsvergleiche (split-sample-tests). Sowohl er als auch Christie (2001) verwendeten dazu offene Bewertungsfragen. Ähnliche Ansätze verfolgten auch Veisten *et al.* (2004a), Veisten *et al.* (2004b) und Moore *et al.* (2011), hier über ein sequentielles Vorgehen. Darüber hinaus gibt es eine Reihe von Vergleichen zwischen CE und CVM, üblicherweise aber mit geschlossenen Fragen (z.B. Laitila & Paulrud 2006; Mogas *et al.* 2006; Christie & Azevedo 2009; Dachary-Bernard & Rambonilaza 2012). Darüber hinaus haben Koetse *et al.* (2017) ein Choice-Experiment mit einer CVM gekoppelt, für die sie u. a. auch offene Bewertungsfragen gestellt haben; sie scheinen letztere aber nicht ausgewertet zu haben.

(und günstigenfalls auch mehr Flexibilität für die Auswertung zu gewinnen, indem die durch Antwortmodelle implizierten Restriktionen umgangen werden).

Im Fragebogen wurden dafür zunächst wie üblich Hintergrund und relevante Aspekte der Bewertung erläutert [Frage T3-1] und die befragten Personen auf die Bewertung eingestimmt [Frage T3-2], wobei auch darauf eingegangen wurde, in welchen Einheiten die später variierten Attribute gemessen werden [Fragen T3-3 bis T3-6]. Anschließend wurde jede Person nach ihrer Zahlungsbereitschaft für ein zusätzliches Schutzgebiet gefragt, das anhand der drei Attribute Flächengröße, Entfernung zum Wohnort und Betretensmöglichkeit spezifiziert war [Fragen T3-7, T3-8].⁸³ Die unterschiedlichen Levels dieser Attribute wurden dabei zufällig über die Stichprobe verteilt (zu den verwendeten Levels siehe Tabelle 12). Die Antworten ermöglichen einen ersten Querschnittsvergleich des Einflusses dieser Attribute auf die Zahlungsbereitschaft. Nach zwei Kontrollfragen zur Plausibilisierung dieser Zahlungsbereitschaft [Fragen T3-8a, T3-9 und T3-9a] wurde das Level jeweils eines der Attribute verändert und erneut nach der Zahlungsbereitschaft unter diesen veränderten Umständen gefragt [Fragen T3-10 und T3-10a/b]. Dies ermöglichte einen zweiten Querschnittsvergleich sowie zusätzlich einen sequentiellen Vergleich der individuell geäußerten Zahlungsbereitschaften.

5.2.4 Durchführung der Bevölkerungsumfrage

Die Befragung wurde online im März 2018 von dem Umfrageinstitut respondi (Köln) durchgeführt. Die Interviewpartner im Alter zwischen 18 und 69 Jahren wurden zufällig aus dem Panel des Umfrageinstituts ausgewählt und zur Teilnahme an der Umfrage eingeladen.⁸⁴ Insgesamt haben 5.244 Personen an der Umfrage teilgenommen und sie auch abgeschlossen. Der Stichprobenumfang jeder der drei Teilumfragen betrug jeweils über 1700 Personen (T1 = 1.744, T2 = 1.753 und T3 = 1.747).

⁸³ Auf das im CE enthaltene vierte Attribut „Ausgangszustand der Waldfläche“ wurde hier verzichtet, um die Befragung nicht weiter zu verkomplizieren.

⁸⁴ Als Teilnahmeanreiz vergibt das Umfrageinstitut kleine Gutschriften für jedes abgeschlossene Interview („mingle-Punkte“), die von den Panelteilnehmern angesammelt und dann in Einkaufsgutscheine oder Bargeld umgetauscht oder an eine Hilfsorganisation gespendet werden können.

5.3 Primärstudie: Ergebnisse

5.3.1 Bewertungsrelevante Ergebnisse aus dem allgemeinen Teil

Tabelle 13 zeigt zunächst die sozio-demographischen Merkmale der Befragten für die gesamte Stichprobe und nach Teilmfrage. Wie zu sehen ist, liegen der Altersdurchschnitt, das Geschlechterverhältnis, die Anteile der jeweiligen Bildungsabschlüsse sowie der Bundesländer sehr nah beieinander, bei maximalen Abweichungen von weniger als zwei Prozentpunkten. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass sich die Stichproben der drei Teilmfragen nicht wesentlich voneinander unterscheiden und folglich die Zuweisung der Befragten auf die drei Teilmfragen zufällig war. Auch im Vergleich zur Gesamtbevölkerung ergeben sich keine auffälligen Unterschiede; lediglich der Bildungsstand der Befragten scheint insgesamt leicht überdurchschnittlich zu sein.

Tabelle 13: Sozio-demographische Angaben nach Teilmfrage

	T1	T2	T3	Gesamt	Bevölkerung ⁸⁵
Alter in Jahren [Mittelwert]	44,87	44,75	44,95	44,85	44,4
Geschlecht [% weiblich]	50,52	50,60	50,31	50,48	50,66
Bildungsstand [Anteil in %]					
(noch) keinen Abschluss	0,52	0,29	0,29	0,36	4,1
Volks-/Hauptschulabschluss	31,71	32,57	32,23	32,17	37,0
Weiterführende Schule/Abitur/Realschule	35,44	35,03	35,20	35,22	(28,8)
Hochschulabschluss (Bachelor/Vordiplom/Zwischenprüfung)	11,87	10,55	11,39	11,27	
Hochschulabschluss (Diplom/Magister/Master/Staatsexamen)	20,47	21,56	20,89	20,98	(25,8)
Bundesland [Anteil in %]					
Baden-Württemberg	13,65	13,23	11,73	12,87	13,24
Bayern	15,02	16,54	16,54	16,04	15,63
Berlin	4,42	4,68	4,46	4,52	4,28
Brandenburg	3,33	2,85	2,00	2,73	3,02
Bremen	0,92	0,86	0,74	0,84	0,82
Hamburg	2,35	2,05	2,29	2,23	2,18
Hessen	7,97	7,76	7,33	7,68	7,52
Mecklenburg-Vorpommern	1,72	1,77	2,23	1,91	1,96
Niedersachsen	8,83	9,18	10,07	9,36	9,65
Nordrhein-Westfalen	22,36	21,51	21,64	21,83	21,74
Rheinland-Pfalz	4,93	5,42	4,29	4,88	4,93
Saarland	1,49	0,74	1,43	1,22	1,21
Sachsen	4,82	4,96	5,50	5,09	4,97
Sachsen-Anhalt	2,12	2,28	3,49	2,63	2,73
Schleswig-Holstein	3,50	3,59	3,21	3,43	3,48
Thüringen	2,58	2,57	3,03	2,73	2,64
Befragte [Anzahl]	1744	1753	1747	5244	–

Quelle: Eigene Befragung

⁸⁵ Vergleichsangaben nach StBA, Stichtag jeweils nächstmöglich zum Befragungszeitpunkt (Zahlen in Klammern aufgrund unterschiedlicher Kategorisierung nur bedingt vergleichbar). Detailquellen: Durchschnittsalter auf Grundlage des Zensus 2011 nach Geschlecht und Staatsangehörigkeit (www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/Tabellen/durchschnittsalter-zensus.html), Stichtag 31.12.2017; Bevölkerung auf Grundlage des Zensus 2011 nach Geschlecht und Staatsangehörigkeit im Zeitverlauf ([.../Tabellen/liste-zensus-geschlecht-](http://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/Tabellen/liste-zensus-geschlecht.html)

Wie in Abschnitt 5.2 erwähnt, haben die Befragten im allgemeinen Teil von Teillumfrage 1 zunächst einige regionale Gegebenheiten in ihrer Wohnumgebung (d. h. im umgebenden Landkreis) eingeschätzt, an die später Bewertungsfragen anknüpften. In Frage standen hier die Artenvielfalt im Wald, das Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen sowie der Anteil von Douglasien an den Nadelbäumen im Wald.

Die Einschätzung der Artenvielfalt im Wald des jeweiligen Landkreises wurde mit Hilfe des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ des BfN (Achtziger *et al.* 2004; Dröschmeister & Sukopp 2009) erfragt [Frage T1-5];⁸⁶ dieser war zuvor erläutert worden, begleitet von dem Hinweis, dass der aktuelle Indexwert für Wälder in Deutschland im Mittel 85 Punkte betrage (s. StBA 2018, S.89). Im Ergebnis schätzten die Befragten den Wert für ihre jeweilige Wohnumgebung etwas niedriger ein (Durchschnitt: 80,5 Punkte; in Landgemeinden knapp 2 Punkte höher, in Großstädten 2 Punkte niedriger). Diese Frage diente zum einen dazu, den Indikator für die Verwendung im nachfolgenden Choice Experiment vorzustellen und seine Verwendung „einzüben“; zum anderen konnten die erhobenen Informationen bei der späteren Modellanalyse genutzt werden, um den (subjektiv eingeschätzten) Status Quo der jeweiligen Bewertungen zu beziffern.

Das Verhältnis von Laub- zu Nadelbäumen im Wald wurde in fünf Stufen abgefragt (Laubbaumanteile von 5, 25, 50, 75 und 95 %) [T1-3]. Die Befragten schätzen den Laubbaumanteil im Durchschnitt auf 54 %, und damit knapp 10 Prozentpunkte höher als die aktuelle Bundeswaldinventur (44,5 %; Thünen-Institut 2012). Da die Stichprobe der Befragung bevölkerungs-, nicht aber flächenproportional gezogen wurde, kann dies den realen Verhältnissen in der Wohnumgebung der Befragten durchaus nahekommen. Daher lohnt hier ein genauerer Blick auf die Ergebnisse nach Ortsgrößenklassen (Tabelle 14).

[staatsangehoerigkeit.html](#)), Stichtag 31.03.2018; Bildungsstand der Bevölkerung – Ergebnisse des Mikrozensus 2017, S.10 ([.../Gesellschaft-Umwelt/Bildung-Forschung-Kultur/Bildungsstand/Publikationen/Downloads-Bildungsstand/bildungsstand-bevoelkerung-5210002177004.pdf?blob=publicationFile](#)), Stichjahr 2010; Fläche und Bevölkerung nach Ländern, auf Grundlage des Zensus 2011 ([www.statistikportal.de/de/bevoelkerung/flaeche-und-bevoelkerung](#)), Stichtag 31.12.2015.

⁸⁶ Gegenüber alternativ diskutierten Indizes (s. z.B. Geburek *et al.* 2010; Seidling 2012; Culmsee *et al.* 2014; Albert *et al.* 2015) sprechen für die Verwendung des BfN-Index', dass er sowohl ökosystem- als auch gebietsspezifisch ist (ein Teilindex „Wälder“ wird separat ausgewiesen, und grundsätzlich wird das Gesamtgebiet Deutschlands erfasst) sowie regelmäßig aktualisiert wird. Obwohl regional differenzierte Indexwerte nicht veröffentlicht werden, sind Daten verfügbar (Gedeon *et al.* 2015), anhand derer regionalisierte Indexwerte errechnet werden können.

Tabelle 14: Von den Befragten geschätzter Laubbaumanteil im Landkreis [Frage T1-3]

Laubbaumanteil [%] [T1-3]	alle Befragte [n]	nach Ortsgrößenklassen [Tsd. Einwohner] [F 31]					
		<0,5	0,5-5	5-20	20-100	100-500	>500
5	35	4	4	11	12	1	3
25	356	22	70	101	72	53	38
50	476	22	92	113	106	81	62
75	511	20	81	105	109	95	101
95	80	2	11	9	14	19	25
Mittelwert	54,0 %	48,0 %	52,3 %	50,0 %	53,2 %	57,5 %	61,2 %

Quelle: Eigene Befragung

Es zeigt sich, dass der geschätzte Laubbaumanteil nahezu kontinuierlich mit der Ortsgrößenklasse ansteigt; in Landgemeinden liegt er deutlich näher am Referenzwert aus der BWI₂₀₁₂ als in Großstädten. Dies kann darauf zurückgehen, dass die Umgebung der meisten Großstädte tatsächlich höhere Anteile an Laubbäumen aufweisen mag;⁸⁷ gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass Großstädter diese Frage vergleichsweise seltener beantwortet haben –; der Anteil fehlender Angaben beträgt bei dieser Frage im Durchschnitt 16 %, in Großstädten über 500.000 Einwohnern dagegen 24 %.

Als noch schwieriger erwies sich für die Befragten abzuschätzen, ob der Anteil der Douglasien an den Nadelbäumen im Wald ihrer Wohnumgebung eher Null, fünf oder zehn Prozent betrüge [T1-4]. Die Mehrheit der Befragten hat hierzu keine Angaben gemacht – teils weil sie den Anteil nicht abschätzen konnten, teils weil sie nach eigenen Angaben die Baumart gar nicht kannten. Auch dies erwies sich als deutlich abhängig von der Ortsgröße: der Anteil derjenigen, die sich eine Schätzung zutrauten, sank kontinuierlich von 65 % in Gemeinden unter 500 Einwohnern auf 36 % in Großstädten über 500.000 Einwohnern. Zusammen schätzten sie den Anteil an Douglasien im Durchschnitt auf 5,7 % (laut BWI₂₀₁₂: 3,6 %).

In diesem Zusammenhang sind auch die Kenntnisse und Einschätzungen der Befragten über nichtheimische Baumarten aufschlussreich. Sie wurden in allen Teilmfragen im Anschluss an die Bewertungsexperimente abgefragt [F 21 und F 22.1]. Tabelle 15 und Tabelle 16 zeigen die Ergebnisse. Der größte Anteil (37,7 %) entfällt auf Personen, die zwar schon einmal etwas über nichtheimische Bäume gehört hatten,⁸⁸ aber sich darunter nichts Genaues vorstellen konnten. Knapp dahinter folgt die Gruppe der Personen, die davon noch nichts gehört hatten (36,6 %). Nur etwa ein Fünftel der Befragten (20,3 %) gaben an, vor der Umfrage schon einmal etwas darüber gehört zu haben und sich auch etwas darunter vorstellen zu können. Diese Zahlen deuten an, dass Kenntnisse über nichtheimische Bäume in der Bevölkerung nicht sehr weit verbreitet sind.

⁸⁷ Dies gilt insbesondere für Stadtparks, die aus Sicht der Befragten oft schwer von Wäldern zu unterscheiden sind.

⁸⁸ Die Formulierung im Fragebogen lautete: „Es gibt in Deutschland einige Baumarten, die erst in den letzten Jahrhunderten eingeführt wurden, früher aber nicht hier vorkamen. Haben Sie schon einmal davon gehört?“

Tabelle 15: Kenntnisse über nichtheimische Baumarten [F 21]

	Anzahl	Prozent
„Ich habe davon gehört und ich kann mir darunter etwas vorstellen“	1.065	20,3
„Ich habe davon gehört, kann mir aber nichts Genaues darunter vorstellen“	1.979	37,7
„Ich habe noch nicht davon gehört“	1.917	36,6
weiß nicht	283	5,4
Gesamt	5.244	100,0

Quelle: Eigene Befragung

Diejenigen, die nach eigener Angabe zuvor schon von nichtheimischen Bäumen gehört hatten und auch eine Vorstellung davon hatten, wurden anschließend um eine Konkretisierung gebeten: Sie sollten nämlich für eine Auswahl an Baumarten angeben, ob diese ihrer Einschätzung nach heimisch oder nichtheimisch seien.⁸⁹ Diese Einschätzungen weichen insgesamt deutlich von der forst- und naturschutzfachlichen Einordnung ab. Einzig bei Wacholder und der Japanischen Lärche haben klare Mehrheiten die „richtige“ Kategorie angegeben (jeweils über 80 %; im Fall der Japanlärche auch erleichtert dadurch, dass sie das „Nichtheimische“ bereits im Namen trägt). Bei den eingeführten Baumarten Thuja, Douglasie und Robinie sind es bereits weniger als zwei Drittel. Alle übrigen Baumarten wurden von weniger als der Hälfte „richtig“ eingeordnet; die ebenfalls eingeführten Baumarten Schwarzkiefer und Roteiche werden sogar von mehr als zwei Dritteln der nach eigener Einschätzung „gutinformierten“ Personen als heimische Baumarten angesehen. Dies deutet darauf hin, dass die Befragten entweder viele der eingeführten Baumarten bereits als naturalisiert betrachten, oder aber die Kenntnisse über heimische oder nichtheimische Baumarten auch unter „gutinformierten“ Personen nicht sehr zuverlässig sind. Als recht eindeutiges Ergebnis lässt sich festhalten, dass die in manchen Naturschutzdiskussionen intensiv diskutierte Frage danach, ob einzelne Baumarten heimisch oder exotisch seien, nur von einer Minderheit aller Befragten überhaupt beantwortet werden konnte, und von einer noch kleineren Minderheit auch übereinstimmend mit der fachlichen Sicht beantwortet wurde.

⁸⁹ Der Wortlaut der Frage war: „Es ist umstritten, welche dieser Baumarten bereits als heimisch betrachtet werden können und welche noch nicht heimisch sind. Uns interessiert, wie Sie darüber denken: Welche Baumarten würden Sie persönlich als nichtheimisch im Wald empfinden? Bitte markieren Sie in der folgenden Liste alle Baumarten, die nach Ihrer Meinung dazu gehören“.

Tabelle 16: Heimische Baumarten nach Einschätzung der Befragten [F 22.1]

Baumart*	Ja [%]	Nein [%]	Unbekannt [%]
Wacholder	83,5	10,1	6,5
<i>Japanische Lärche</i>	6,8	81,7	11,6
<i>Thuja</i>	20,6	61,8	17,7
<i>Douglasie</i>	27,7	61,0	11,3
<i>Robinie (Akazie)</i>	37,0	53,4	9,6
Elsbeere	39,1	28,5	32,4
<i>Küstentanne</i>	39,9	37,8	22,4
<i>Schwarzkiefer</i>	69,1	19,3	11,6
<i>Roteiche</i>	74,1	16,1	9,9

Anmerkung: sortiert nach Anteil „richtiger“ Einschätzungen. Kursiv: nichtheimische Baumarten. Es sind nur die Antworten derjenigen 1.065 Befragten wiedergegeben, die laut eigener Angabe eine Vorstellung von heimischen/nichtheimischen Bäumen hatten.

Quelle: Eigene Befragung

In der Zusammenschau aller hier gezeigten Ergebnisse zu nichtheimischen Baumarten und speziell zur Douglasie erweisen sich die Kenntnisse der Befragten insgesamt also als wenig belastbar. Fraglich ist daher, ob Präferenzäußerungen in Bezug auf bestimmte Baumarten wie z. B. Douglasien sich wirklich auf diese Baumart beziehen, oder nicht vielmehr generell auf nicht-heimische Baumarten. Dies ist bei der späteren Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

5.3.2 Ergebnisse des Choice-Experiments zum integrativen Naturschutz (Teilumfrage 1)

Die statistische Auswertung aller drei Teilumfragen erfolgte jeweils mit verschiedenen Modellen. Im Folgenden beschreiben wir jeweils nur dasjenige Auswertungsmodell, welches anschließend auch im ReWaLe-Modell verwendet wird.

In Teilumfrage 1 wurden die Attribute ‚Umsetzungsregion‘, ‚Artenvielfalt im Wald‘, ‚Anteil an Laub- und Nadelbäumen im Wald‘ und ‚Douglasienanteil an der Nadelwaldfläche‘ untersucht (vgl. Tabelle 12). Die ‚Artenvielfalt im Wald‘ wurde als kontinuierliche Variable in das Auswertungsmodell aufgenommen, da es plausibel erscheint, dass mit zunehmender Artenvielfalt die entsprechende Zahlungsbereitschaft monoton steigt und durch eine lineare Beziehung näherungsweise abgebildet werden kann. Alle anderen Variablen wurden kategorial (d. i. als Dummy) codiert: Für die ‚Umsetzungsregion‘ standen aus dem Choice-Experiment ohnehin nur zwei Attributlevel zur Verfügung; für die jeweiligen Baumartenanteile waren es zwar mehr, die Annahme monoton oder gar linear steigender Zahlungsbereitschaften ist hier aber nicht plausibel (angesichts etlicher Hinweise, dass Mischwälder oft höher als nadel- oder laubbaumdominierte Wälder bewertet werden; vgl. z. B. Weller & Elsasser (2018)). Eine Dummy-Codierung ermöglicht dagegen, auch

nichtlineare Verhältnisse abzubilden. Tabelle 17 zeigt die Koeffizientenschätzungen für die beschriebenen Variablen sowie die daraus errechneten Zahlungsbereitschaften pro Haushalt und Jahr nach dem Conditional Logit-Modell.

Tabelle 17: CL-Schätzergebnisse zum Integrativen Naturschutz (Teilumfrage 1): Koeffizienten und Zahlungsbereitschaften

Attribut	Koeffizient	z-Wert	ZB	ZB-Vertrauensgrenzen	
			[€/hh/a]	untere	obere
ASC _{SQ}	0,3329024	3,29	–	–	–
Umsetzungsregion: Land	0,2099340	8,11	37,81	28,66	46,97
Artenvielfalt [%-Punkte]	0,085417	7,52	1,54	1,12	1,96
Verhältnis LB:NB [%]					
5:95	-0,7602169	-13,81	-136,93	-158,15	-115,72
25:75	-0,4205304	-8,99	-75,75	-93,35	-58,14
75:25	0,1533028	2,63	27,61	7,85	47,38
95:5	-0,5203347	-11,02	-93,73	-111,49	-75,96
Douglasienanteil [% der NB]					
5	-0,1746281	-5,61	-31,45	-42,75	-20,16
10	-0,1919257	-6,24	-34,57	-45,96	-23,18
Preis [€/hh/a]	-0,0055517	-31,89	–	–	–

Quelle: Eigene Berechnung

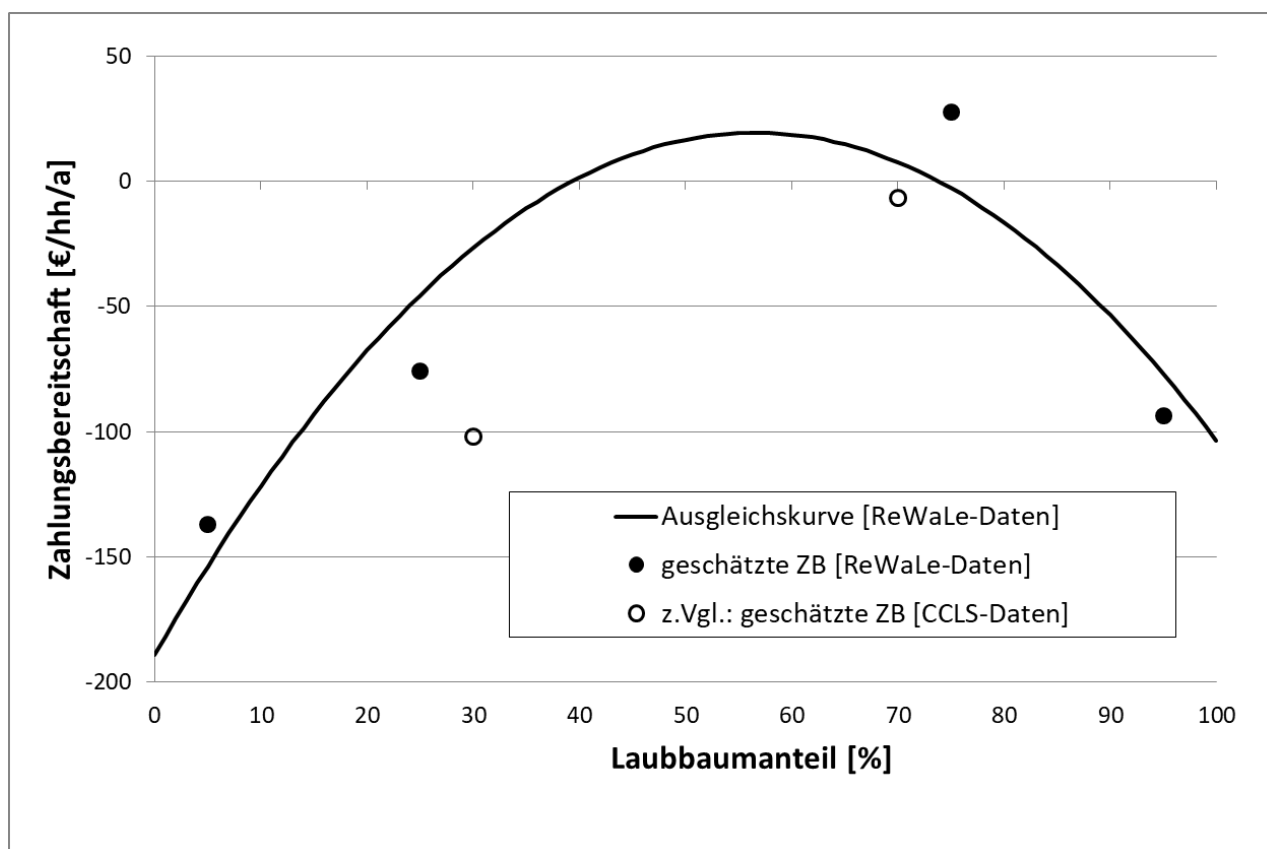
Die in Tabelle 17 mitgeteilten Ergebnisse zeigen:

- Die alternativenspezifische Konstante (ASC_{SQ}) weist ein positives Vorzeichen auf; dies kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass der Status Quo von einigen Befragten positiv gewertet wird.
- Das Attribut ‚Umsetzungsregion‘ weist ein positives Vorzeichen auf: Wird ein Programm zum Naturschutz im Wirtschaftswald nicht nur im Heimatlandkreis des jeweiligen Befragten, sondern im gesamten Bundesland umgesetzt, dann steigert dies die Auswahlwahrscheinlichkeit dieses Programms; die entsprechende zusätzliche Zahlungsbereitschaft beträgt knapp 40 €/hh/a.
- Ein höherer Artenvielfalt-Index wird positiv bewertet; die Zahlungsbereitschaft beträgt hier im Durchschnitt 1,54 €/hh/a für jeden zusätzlichen Indexpunkt.
- Die Ergebnisse zum Verhältnis zwischen Laub- und Nadelbäumen zeigen, dass die Zahlungsbereitschaft für Veränderungen dieses Verhältnisses nicht linear verläuft. Sowohl geringere als auch sehr hohe Laubbaumanteile werden im Vergleich zur Referenzkategorie (i. e. LB:NB = 45:55) negativ bewertet. Zudem ist bemerkenswert, dass sich die Ergebnisse für die jeweils abgefragten einzelnen Verhältniszahlen deutlich unterscheiden und es keine Überlappungen bei den Vertrauensintervallen gibt. Eine positive Zahlungsbereitschaft gibt es lediglich für ein Verhältnis von 75 % Laubbäumen zu 25 % Nadelbäumen – in der Tendenz bevorzugen die Befragten also höhere Laubbaumanteile. Es lässt sich daher vermuten, dass der

optimale Laubbaumanteil für den Durchschnitt aller Befragten zwischen etwa 45 % und 75 % liegen dürfte (s. Abbildung 11).⁹⁰

- Zur Douglasie zeigen sich schließlich negative Koeffizienten und Zahlungsbereitschaften. Dies trifft sowohl auf Douglasienanteile von 5 % als auch von 10 % an der Nadelwaldfläche zu. Eine Erhöhung des Anteils an Douglasien an den Nadelbäumen auf diese Prozentwerte würde somit von den Befragten im Durchschnitt negativ bewertet; zwischen den beiden Prozentwerten gibt es keine signifikanten Differenzen der Zahlungsbereitschaft.

Abbildung 11: Interpolation der Zahlungsbereitschaft für unterschiedliche Laubbaumanteile



Quelle: Koeffizienten der Ausgleichsfunktion s. Fußnote 90; ReWaLe-Daten s. Tabelle 17; CCLS-Daten s. Weller & Elsasser (2018:Tab.3)

Die in Abbildung 11 gezeigte Zahlungsbereitschaftskurve für unterschiedliche Laubbaumanteile bildet einen Durchschnitt aller Befragten ab und berücksichtigt nicht, welche Baumartenverteilung an deren jeweiligen Herkunftsorten vorherrscht. Diese könnte Landschaftspräferenzen jedoch stark prägen (s. z.B. Hegetschweiler *et al.* 2017; Lorenz & Elsasser 2018; Meyer *et al.* 2019). Trifft

⁹⁰ Bei Interpolation über die quadratische Ausgleichsformel ($ZB = \alpha + \beta * LB\% + \gamma * LB\%^2 + \varepsilon$) ergibt sich dieses Optimum rechnerisch aus der Nullstelle der ersten Ableitung ($\frac{\beta}{2(-\gamma)}$). Hier liegt es bei einem Laubbaumanteil von 56,6 % (Koeffizientenschätzungen: $\alpha = -189,0$; $\beta = 7,373$; $\gamma = -0,0652$. Basis: 47.061 Beobachtungen = alle 1.743 Befragten).

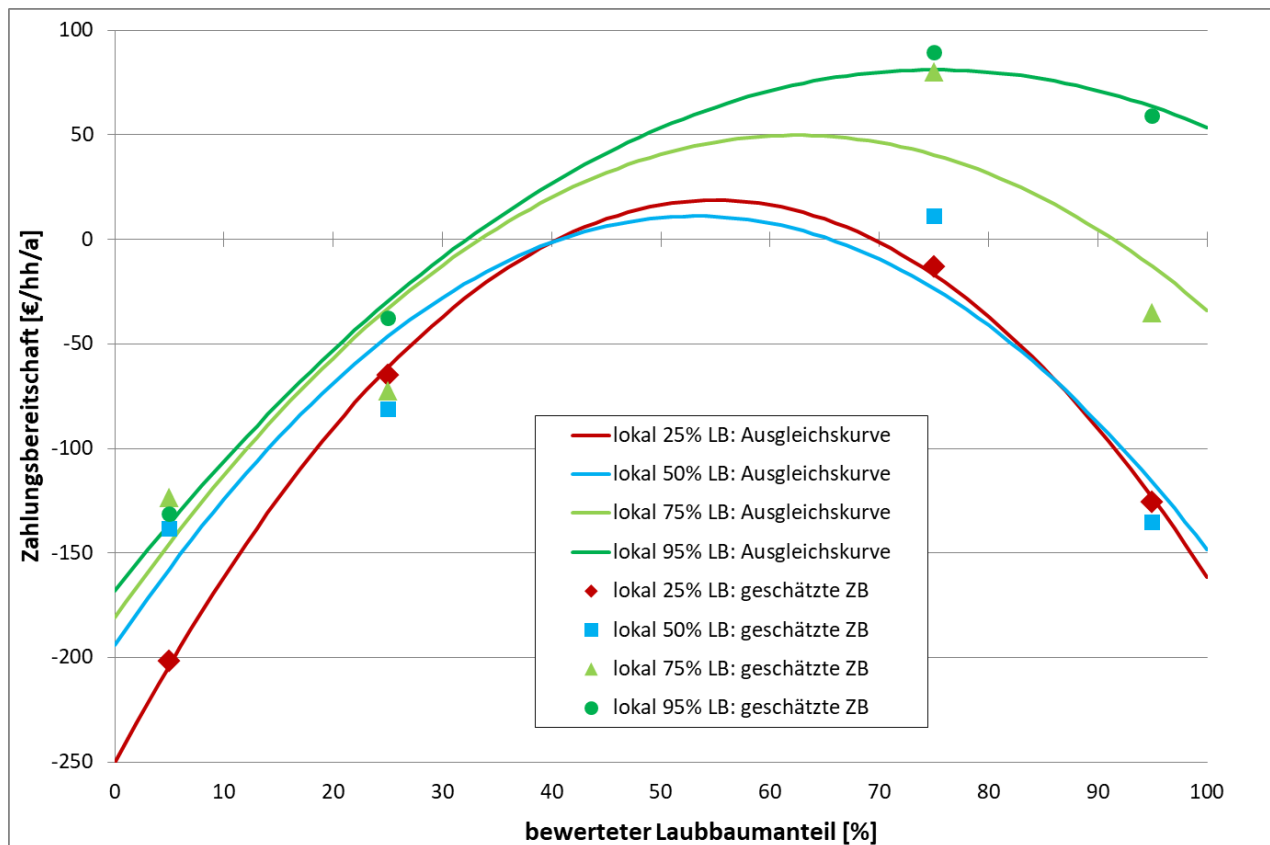
dies zu, dann wäre eine alleinige Orientierung an durchschnittlichen Baumartenverhältnissen (und den zugehörigen durchschnittlichen Präferenzen) irreleitend. Zur Kontrolle wurden die Befragten daher anhand ihrer Angaben zur Baumartenverteilung an ihrem jeweiligen Herkunftsort gruppiert [Frage 17.3; vgl. Tabelle 14] und die Zahlungsbereitschaften der so gebildeten Gruppen separat ausgewertet. Die Ergebnisse zeigt Abbildung 12. Ihr lässt sich zum einen entnehmen, dass sich die Ausgleichskurven für die einzelnen Gruppen (durchgezogene Linien) besser an die jeweils geschätzten Zahlungsbereitschaften (Punkte bzw. Symbole) anpassen, als wenn sämtliche Zahlungsbereitschaften gemeinsam ausgewertet werden, wie dies in Abbildung 11 der Fall war.⁹¹ Zum zweiten zeigt sich, dass die Zahlungsbereitschaften für stärker gemischte Verhältnisse durchgehend höher sind als für Situationen, in denen Laub- bzw. Nadelbäume deutlich dominieren (die Ausgleichskurven sind also jeweils in der Mitte am höchsten). Zum dritten lässt sich eine Tendenz zugunsten der Laubbäume insofern erkennen, als ein (schwaches oder starkes) Überwiegen des Laubbaumanteils von allen Gruppen höher bewertet wird als ein (ebensolches) Überwiegen des Nadelbaumanteils (die Gipfelpunkte der Ausgleichskurven liegen daher rechts von der Skalenmitte).⁹² Und zum vierten bestätigt sich anhand der Abbildung wie auch anhand von Tabelle 18, dass der rechnerisch optimale Laubbaumanteil positiv mit dem Laubbaumanteil am Herkunftsort korreliert ist. Die Steigung ist allerdings unterproportional – auch Laubwaldanrainer bevorzugen nach diesen Ergebnissen also Mischungen von Laub- und Nadelbäumen.⁹³

⁹¹ Dies zeigt sich insbesondere bei Laubbaumanteilen am Herkunftsort von 25 % sowie von 95 % (in der Abbildung rot bzw. dunkelgrün), wo die geschätzten Zahlungsbereitschaften fast exakt auf den jeweiligen Ausgleichskurven liegen. Bei mittleren lokalen Laubbaumanteilen ist die jeweilige Streuung stärker. Dies zeigt sich auch an den entsprechenden Bestimmtheitsmaßen in Tabelle 18.

⁹² Brämer (2010) diskutiert, inwieweit eine solche laubbaumfreundliche Tendenz zeitbedingt sein könnte.

⁹³ Hiermit ist nicht gesagt, auf welcher Skalenebene diese Mischungen bevorzugt werden. In der Befragung stand lediglich das Baumartenverhältnis im Landkreis bzw. Bundesland zur Debatte, nicht aber, ob dieses Verhältnis durch Mischungen innerhalb von Einzelbeständen oder durch Kombination von Laub- und Nadelwäldern zustande kommt. (Nach empirischen Ergebnissen u. a. von Filyushkina *et al.* (2017) beeinflusst Abwechslung zwischen Beständen Bewertungen positiv, und bisweilen stärker als die Abwechslung innerhalb von Beständen).

Abbildung 12: Interpolationen der Zahlungsbereitschaft (ZB) für unterschiedliche Laubbaumanteile, gruppiert nach Laubbaumanteil am Herkunftsort⁹⁴



Quelle: Eigene Darstellung; Koeffizienten der Ausgleichsfunktionen siehe Tabelle 18

⁹⁴ Die Zahlungsbereitschaften dieser Gruppen für das Attribut ‚Umsetzungsregion: Land‘ schwanken zwischen 31 und 63 €/hh/a (Mittelwert laut Tabelle 17: knapp 38 €/hh/a), für das Attribut ‚Artenvielfalt‘ zwischen 1 und 3 €/hh/a (Mittelwert: rund 1,50 €/hh/a). Für unterschiedliche ‚Douglasienanteile‘ beträgt die Wertespanne dagegen -57 bis +80 €/hh/a (auch dies weist darauf hin, dass die Schätzergebnisse zur Bewertung der Douglasienanteile nicht belastbar sind).

Tabelle 18: Parameter der Schätzfunktion $ZB = \alpha + \beta \cdot LB\% + \gamma \cdot (LB\%)^2 + \varepsilon$ und rechnerisch optimaler Laubbaumanteil

Laubbaumanteil am Herkunftsort	Anzahl Befragte	α	β	γ	R^2 [%]	$R^2_{\text{kor.}}$ [%]	(rechnerisch optimaler LB%) ^c
5 %*	35 ^a	–	–	–	–	–	–
25 %	356	-250,3256	9,781637	-0,0889298	99,8	99,4	55,0 %
50 %	476	-194,2529	7,725761	-0,0726571	78,6	35,7	53,2 %
75 %	511	-180,7700	7,388414	-0,0591943	81,8	45,4	62,4 %
95 %	80	-168,0398	6,639325	-0,0442340	99,4	98,3	75,1 %
z. Vgl.: alle	1743 ^b	-189,0151	7,373184	-0,0651876	83,5	50,6	56,6 %

^a Aufgrund zu kleiner Fallzahlen und durchgehend insignifikanter Ergebnisse der ZB-Schätzungen nicht ausgewertet. ^b Differenz durch fehlende Einzelangaben.

^c Optimaler Laubbaumanteil (LB%) berechnet über Nullstelle der ersten Ableitung (s. Fußnote 90).

Quelle: Eigene Berechnung

Insgesamt passen die hier ermittelten Ergebnisse des Choice Experiments zu denen einer früheren, ähnlich konzipierten Studie ("CCLS", Weller & Elsasser 2018). Berücksichtigt man, dass die Level der Attribute in beiden Studien unterschiedlich codiert wurden, dann zeigen sich insbesondere für das Attribut ‚Artenvielfalt‘ gute Übereinstimmungen: Weller & Elsasser (2018, Tab.3) weisen für 105 Indexpunkte (entsprechend einer Verbesserung um etwa 20 Punkte) eine jährliche Zahlungsbereitschaft von 33,74 € aus; nach den hier vorliegenden Ergebnissen ergäbe sich dafür ein Wert von 30,80 €/hh/a.⁹⁵ Auch die hier ermittelten Präferenzen für Laub- bzw. Nadelbaumanteile passen insofern ins Bild, als sich auch in der Vorgängerstudie für sehr unparitätische Baumartenverhältnisse jeweils negative Zahlungsbereitschaften ergeben hatten (-101,86 €/a für einen Laubbaumanteil von 30 % sowie -6,47 €/a für einen Laubbaumanteil von 70 %, in Abbildung 11 als ungefüllte Kreise eingezeichnet; weitere Stufen waren in der CCLS-Studie nicht erfragt worden). In Bezug auf den Douglasienanteil sind die jeweiligen Schätzungen der Zahlungsbereitschaft nur eingeschränkt vergleichbar, da in der Vorgängerstudie lediglich allgemein nach „Baumarten aus anderen Ländern“ gefragt worden war. Immerhin kann festgehalten werden, dass sich die dort teilweise extrem negativen diesbezüglichen Zahlungsbereitschaften hier nicht replizieren ließen. Beim Vergleich der Ergebnisse ist darüber hinaus grundsätzlich zu berücksichtigen, dass die jeweilige Definition ausgewählter Attribute zwar gleich (Artenvielfalt), ähnlich (Laubbaumanteile) oder zumindest inhaltlich verwandt war (nichtheimische Baumarten/Douglasienanteile); der Bewertungskontext beider Studien unterscheidet sich jedoch in einigen Punkten. So wurden die Befragten in der aktuellen Umfrage gebeten, Zahlungsbereitschaften für ihren Haushalt zu nennen und die möglichen Veränderungen im Wald

⁹⁵ Allerdings sind die empirischen Ergebnisse der zitierten Studie selbst nicht völlig plausibel zueinander, da sich dort für eine Verbesserung der Artenvielfalt um einen geringeren Betrag (hier: auf 85 Punkte) eine höhere Zahlungsbereitschaft ergab. In einem alternativen Auswertungsmodell (Weller & Elsasser 2018, Tab. 2) entsprach die Rangordnung eher den Erwartungen; die Zahlungsbereitschaften waren aber insgesamt höher. (U. a. diese Implausibilität hat für das vorliegende Projekt zu der Entscheidung geführt, eine neue Primärbefragung als Datenbasis zu verwenden).

auf ihren Landkreis (oder ggf. ihr gesamtes Bundesland) zu beziehen; im Projekt CCLS standen dagegen Zahlungsbereitschaften pro Person in Frage, und die Bezugsfläche war ein Umkreis von 15 km um den jeweiligen Wohnort. Darüber hinaus sind die hier diskutierten Attribute in den Kontext weiterer Attribute eingebettet, die sich von denen in der Vergleichsstudie unterscheiden; auch dies kann einen Einfluss auf die geäußerten Präferenzen haben. Schlussfolgerungen aus den Vergleichen sollten also eher hinsichtlich der erkennbaren Tendenzen gezogen werden, weniger mit Blick auf die exakte Höhe der ermittelten Zahlungsbereitschaften.

5.3.3 Ergebnisse des Choice-Experiments zur Einrichtung von Schutzgebieten im Wald (Teilumfrage 2)

In der zweiten Teilumfrage stand im Mittelpunkt, wie die Bevölkerung die Ausweisung weiterer Flächen für das „5 %-Ziel“ der deutschen Biodiversitätsstrategie bewertet. Diesem Ziel folgend sollen etwa 5 % der Waldfläche „natürlicher Waldentwicklung“ überlassen werden (BMU 2007). Im Choice-Experiment wurde jeweils ein zusätzliches Schutzgebiet über die Attribute ‚Flächengröße‘, ‚Entfernung zum Wohnort‘, ‚Zutritt‘ sowie ‚Ausgangszustand der Fläche‘ bewertet (s. Tabelle 12). Die ‚Flächengröße‘ wurde als stetige Variable sowie zusätzlich auch quadriert in das Modell aufgenommen; die Aufnahme des quadratischen Terms ermöglicht, einen möglicherweise sinkenden Grenznutzen bei zunehmender Flächengröße abzubilden. ‚Entfernung zum Wohnort‘ wurde ebenfalls als stetige Variable codiert, unter der Annahme, dass die Zahlungsbereitschaft für ein Schutzgebiet annähernd linear mit der Entfernung korreliert ist. ‚Zutritt‘ zum Schutzgebiet wurde als binäre Variable aufgenommen, d. h. das Betreten des Schutzgebietes ist entweder möglich oder nicht möglich. Auch der ‚Ausgangszustand‘ der Fläche wurde über binäre Variablen in das Modell aufgenommen, eine für das Entfernen aller standortfremden und eine nur für das Entfernen der nicht heimischen Baumarten; Referenzkategorie ist hier das Belassen der Fläche im vorgefundenen Zustand, d. h. ohne Baumarten vor Einrichtung des Schutzgebietes zu entfernen. Zusätzlich wurden zwei Interaktionsterme gebildet: einer zwischen ‚Flächengröße‘ und ‚Entfernung‘, da vermutlich auch Wechselwirkungen zwischen beiden Variablen von Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft sind (weil z. B. die Flächengröße nahegelegener Schutzgebiete anders bewertet werden könnte als bei weiter entfernten Gebieten); ein weiterer zwischen ‚Zutritt‘ und ‚Entfernung‘. Die Annahme ist hier, dass die Entfernung für die Befragten entscheidender ist, wenn ein Schutzgebiet betreten werden kann.

Die Schätzung der Zahlungsbereitschaften basiert in diesem Fall auf einem Random-Parameter-Logit-Modell (RPL) im Zahlungsbereitschaftsraum („WTP-Space“). Dieses Modell zeichnet sich dadurch aus, dass unbeobachtete Unterschiede in den Präferenzen der Befragten berücksichtigt werden können. Für jede befragte Person wird jeweils die Abweichung vom Mittelwert der gesamten Stichprobe geschätzt. Dabei wird für die Attribute eine Zufallsverteilung der Nutzen angenommen. Im Fall der nicht-monetären Attribute, die Eigenschaften der Schutzgebiete beschreiben, wird von einer Normalverteilung ausgegangen. Im Fall des Jahresbeitrages an den Waldfonds wird eine log-normale Verteilung angenommen; hierdurch kann sichergestellt werden,

dass das Vorzeichen für den zu schätzenden Parameter entsprechend theoretischer Erwartungen aus der ökonomischen Nachfragetheorie immer negativ ist. Die Schätzung der Modelle im „WTP-Space“ bedeutet, dass direkt die Zahlungsbereitschaft als Quotient aus den Parametern der nicht-monetären Attribute (Eigenschaften der Schutzgebiete) und dem Parameter für den finanziellen Beitrag geschätzt wird. Durch dieses Vorgehen können spezielle Probleme, die sich aus der Verwendung der log-normalen Verteilung ergeben können, vermieden werden. Bei den Schätzungen der RPL-Modelle im WTP-Space wurden alle Personen, die stets die Status Quo-Alternative gewählt haben (bei der sie keinen Beitrag zu zahlen haben), ausgeschlossen. Der Grund hierfür ist, dass ihre Auswahlentscheidungen nur wenig Information über die Bewertung der Attribute enthalten und für die ökonometrischen Modelle daher problematisch sein können (konkret heißt dies, dass die Modelle u.U. nicht konvergieren und dadurch keine eindeutige Lösung finden).⁹⁶

Die Schätzergebnisse sind in Tabelle 19 ausgewiesen. Da es sich um ein „WTP-Space“-Modell handelt, können die Koeffizienten zwar grundsätzlich direkt als Zahlungsbereitschaften interpretiert werden; bei der Interpretation ist aber zu beachten, dass die Daten aus praktischen Gründen teilweise skaliert wurden. Die letzte Spalte enthält daher die ermittelten Zahlungsbereitschaften in korrekter Skalierung.

Tabelle 19: RPL-Schätzergebnisse für das Choice-Experiment zur Bewertung von Schutzgebieten (Teilumfrage 2)⁹⁷

Attribut	Koeffizient	Std.-Fehler	z-Wert	Vertrauensgrenzen		ZB [€/hh/a]
				Untere	Obere	
(ASC _{sq})	-2,029243	0,125	-16,26	-2,273841	-1,784645	(202,92)
Flächengröße						
linearer Term [ha]	0,1496794	0,009	16,09	0,1314429	0,1679158	0,15
quadriert [ha ²]	-0,0045165	0,0003	-13,01	-0,0051971	-0,0038358	-0,00005
Entfernung [km]	-0,0061141	0,023	-0,27	-0,0506794	0,0384511	-0,01
Fläche * Entfernung	0,0062500	0,001	4,25	0,0033701	0,0091299	0,00006
Zutritt [ja]	0,5050284	0,055	9,20	0,3974482	0,6126085	50,50
Zutritt * Entfernung	-0,1045401	0,024	-4,31	-0,1520314	-0,0570488	-0,10
Ausgangszustand						
nur ohne Nichtheimische	-0,1527126	0,048	-3,18	-0,2468957	-0,0585294	-15,27
ohne alle Standortfremde	-0,0540125	0,032	-1,70	-0,1161357	0,0811080	-5,40
(ln_Preis)	0,2232005	0,043	5,18	0,1388129	0,3075881	(0,22)

kursiv: α -Fehler > 5 %. n_{Beobachtungen}=47.328; Wald- χ^2 = 1539,76; Log-Likelihood=-11.156,5; Pseudo-R²=36 %.

Dummy-Referenzkategorien: Zutritt=nein; Ausgangszustand=Belassen im vorgefundenen Zustand

Quelle: Eigene Berechnung

⁹⁶ Für die Conditional-Logit-Modelle erwies sich dies als nicht nötig; diese Modelle wurden daher ohne einen entsprechenden Ausschluss geschätzt.

⁹⁷ Die Standardabweichungen (hier zur Platzersparnis nicht abgedruckt) sind für alle Attribute außer für den quadrierten Term der Flächengröße auf dem 1 %-Niveau statistisch signifikant. Es zeigt sich, dass Heterogenität hinsichtlich der Präferenzen für die Einrichtung von Schutzgebieten besteht.

Die Tabelle 19 zeigt die Ergebnisse der Koeffizientenschätzungen und die entsprechenden durchschnittlichen Zahlungsbereitschaften.⁹⁸ Es zeigt sich, dass die ‚Flächengröße‘ eines Schutzgebietes grundsätzlich positiv bewertet wird (positives Vorzeichen des linearen Terms), aber sinkenden Grenznutzen aufweist (negatives Vorzeichen des quadrierten Terms). Der lineare Term deutet eine Zahlungsbereitschaft von durchschnittlich 0,15 €/hh/a für jeden zusätzlichen Hektar an; solange der quadrierte Term vernachlässigbar klein ist (also bei kleineren Flächen), bildet dies den Nutzen der Fläche hinreichend genau ab. Mit zunehmender Flächengröße nimmt aber der Einfluss des quadratischen Terms zu, so dass der Gesamtnutzen bei sehr großen Flächen auch negativ werden kann.⁹⁹ Gleichzeitig bewerten die Befragten ‚Entfernung‘ tendenziell negativ: Isoliert betrachtet ist ihnen das Schutzgebiet also weniger wert, je weiter es von ihrem Wohnort entfernt ist – alle 10 km Luftlinienentfernung sinkt die Zahlungsbereitschaft um gut 5 Cent. Der Zusammenhang ist allerdings nur sehr schwach, und der entsprechende Koeffizient ist statistisch nicht signifikant. In der Kombination zwischen ‚Flächengröße‘ und ‚Entfernung‘ zeigt sich aber ein positiver Zusammenhang, d. h., je weiter ein Schutzgebiet entfernt liegt, desto positiver wird die Größe bewertet (und umgekehrt: Je größer das Schutzgebiet ist, desto positiver wird es bewertet, wenn es weiter entfernt ist). Pro Einheit beträgt der Wert weniger als ein Hundertstel Cent, jedoch kann die Interaktion zwischen beiden Attributen große Werte annehmen (im Wertebereich des Choice-Experiments bis 2500 ha * 400 km).

Ein wichtiges Attribut neuer Schutzgebiete ist seine Zugänglichkeit: Ein Gebiet, das betreten werden kann, ist den Befragten gut 50 €/hh/a mehr wert als ein nicht betretbares Gebiet. Wie der Interaktionsterm zwischen ‚Zutritt‘ und ‚Entfernung‘ zeigt, fällt die Zugänglichkeit allerdings mit zunehmender Entfernung weniger ins Gewicht: Pro Kilometer reduziert sich ihr Nutzen um etwa 0,10 €/hh/a. Der Zutritt zu einem 100 km entfernten Schutzgebiet ist den Befragten daher nur noch etwa 40 €/hh/a wert, bei 400 km weniger als 10 €/hh/a.

Beim Attribut ‚Ausgangszustand‘ bewerten die Befragten alle Eingriffe in den Baumbestand negativ, mit denen vor Einrichtung des Schutzgebietes natürlichere Startbedingungen hergestellt werden sollen. Es fällt auf, dass die weitergehende Maßnahme weniger negativ bewertet wird: Werden lediglich die nichtheimischen Bäume entfernt (beispielsweise die Douglasien), so reduziert dies den Nutzen des Schutzgebietes um gut 15 €/hh/a; werden dagegen alle standortfremden entfernt (also beispielsweise auch die Fichten zusätzlich zu den Douglasien), dann beträgt die Reduktion nur noch gut 5 €/hh/a (zusätzlich ist zu beachten, dass der entsprechende Koeffizient die Signifikanzgrenze verfehlt). Die Vermutung liegt nahe, dass die Befragten eine Reduktion des

⁹⁸ Die Schätzungen der Standardabweichungen für die Zufallsparameter (aus denen hervorgeht, inwieweit über die befragten Personen hinweg Heterogenität hinsichtlich der Bewertung der einzelnen Attribute besteht) werden hier zur Platzersparnis nicht mit abgedruckt.

⁹⁹ Eine 10 ha große Fläche würde also ceteris paribus mit 1,50 €/hh/a bewertet, eine Fläche von 1.000 ha aber nicht mit 150, sondern nur noch mit etwa 105 €/hh/a. Da der quadratische Term mit steigender Fläche überproportional ansteigt, sollten die gezeigten Ergebnisse nicht weit über den im Choice-Experiment untersuchten Wertebereich hinaus extrapoliert werden (dies sind 10 bis 2.500 ha, s. Tabelle 12). Rechnerisch wird der Gesamtnutzen ab einer Flächengröße von 3.314 ha negativ.

vorhandenen Baumbestandes grundsätzlich ablehnen (wie auch immer dieser zusammengesetzt ist); die weitergehende Differenzierung nach biologischen bzw. naturschutzfachlichen Kriterien könnte jedoch die Vorstellungskraft vieler überfordert haben.

Bei der späteren Hochrechnung ist zu beachten, dass an dieser Stelle nur die Antworten der grundsätzlich Zahlungsbereiten für die Schätzung des Modells verwendet worden sind (s. o.). Dies sind 82,6 % aller Befragten; weitere 17,4 % haben dagegen auf den ihnen präsentierten Choice-Sets durchgängig die Status Quo-Alternative gewählt und wurden bei der Schätzung der RPL-Modelle ausgeschlossen, um rechnerische Probleme zu vermeiden. Bei der Hochrechnung der Zahlungsbereitschaft auf die Bevölkerung ist der Anteil der nicht Zahlungswilligen zu berücksichtigen, da es sonst zu einer Überschätzung der gesamten in der Bevölkerung bestehenden Zahlungsbereitschaft kommen würde; daher müssen die ermittelten marginalen Durchschnitts-Zahlungsbereitschaften mit dem Faktor 0,826 gewichtet werden.

Unseres Wissens gibt es keine Vergleichsstudie, anhand derer sich die hier vorgefundenen Ergebnisse unmittelbar überprüfen ließen. Aus den Niederlanden liegt jedoch ein Choice-Experiment zur Bewertung von Schutzgebieten vor (Koetse *et al.* 2017), in welchem teilweise ähnliche Attribute verwendet wurden (wenngleich mit anderen Modellierungsansätzen). Die Zugänglichkeit von Schutzgebieten wird in beiden Studien in der gleichen Größenordnung bewertet: In Deutschland ergab sich für die Zugänglichkeit ein Wert von etwa 50 €/hh/a, in den Niederlanden für deren Fehlen gut -70 €/hh/a (Koetse *et al.* 2017, Tab.5). Bei der Flächengröße scheint es größere Abweichungen zu geben (hier etwa 15 Cent pro ha, dort 2 – 6 Cent); allerdings verwendet das für die Niederlande geschätzte Modell nur binäre Variablen und enthält zudem weder einen quadrierten Term noch eine Interaktion mit der Entfernung, so dass sich die Ergebnisse nur eingeschränkt vergleichen lassen. Deutlich unterscheiden sich dagegen die Reaktionen auf eine steigende Entfernung in beiden Studien; die niederländische Studie kommt hier auf einen Nutzenrückgang zwischen 1 - 2,5 €/hh/a pro Kilometer, weicht also um deutlich mehr als eine Größenordnung von der vorliegenden Studie ab.

Eine weitere Vergleichsmöglichkeit bietet das modifizierte CVM-Experiment aus Teilmfrage 3, dessen Ergebnisse im Folgenden beschrieben werden.

5.3.4 Ergebnisse des modifizierten CVM-Experiments zur Einrichtung von Schutzgebieten im Wald (Teilmfrage 3)

Auch in der dritten Teilmfrage wurde die Zahlungsbereitschaft für die Einrichtung zusätzlicher Schutzgebiete im Wald ermittelt, jedoch mittels Contingent Valuation Method (CVM) als alternativer Bewertungsmethode. Wie in Abschnitt 5.2.3 ausführlicher beschrieben, wurde das jeweilige Schutzgebiet, wie im Choice-Experiment, durch unterschiedliche Levels der Attribute ‚Flächengröße‘, ‚Entfernung zum Wohnort‘ und ‚Zutritt‘ charakterisiert. Allein auf das Attribut ‚Ausgangszustand‘ wurde in Teilmfrage 3 verzichtet, um deren Komplexität in Grenzen zu halten.

Für die Auswertung wurden daraus auch die gleichen Erklärungsvariablen konstruiert wie für das Choice-Experiment: Als stetige Variable wurde die ‚Flächengröße‘ (F) über einen linearen sowie zusätzlich auch über einen quadrierten Term in das Modell aufgenommen, ‚Entfernung zum Wohnort‘ (E) ebenfalls als stetige Variable über einen linearen Term, und der ‚Zutritt‘ (Z) zum Schutzgebiet als binäre-Variable; zusätzlich wurden Interaktionsterme zwischen ‚Flächengröße‘ und ‚Entfernung‘ (F*E) sowie zwischen ‚Zutritt‘ und ‚Entfernung‘ (Z*E) gebildet. Auch die abhängige Variable ‚Zahlungsbereitschaft‘ (ZB) ist stetig, da sie im vorliegenden Fall über offene Fragen erhoben wurde. Das Regressionsmodell (i. e. $ZB = \beta_1 F + \beta_2 F^2 + \beta_3 E + \beta_4 Z + \beta_5 F * E + \beta_6 Z * E + \varepsilon$) lässt sich daher mit Hilfe des Standard-OLS-Ansatzes auswerten.¹⁰⁰

Für die abhängige Variable ZB stehen drei verschiedene Angaben der Befragten zur Verfügung:

- Die Antworten auf Frage [T3-8], die als spontane Erstreaktion charakterisiert werden können (*„Wir möchten gerne von Ihnen wissen, wie viel Ihr Haushalt jährlich in einen Waldfonds einzahlen würde, ...“*);
- die Antworten zu Frage [T3-9a], welche eine Korrekturmöglichkeit nach mehreren Kontrollfragen zugunsten der Folgerichtigkeit der Antworten („consequentiality“)¹⁰¹ enthielt (*„... Bitte schauen Sie sich dann noch einmal die Karte an. Wie viel würden Sie dann im äußersten Fall pro Jahr bezahlen?“*);
- sowie die Antworten auf Frage [T3-10a], in welcher im Vergleich zur ursprünglichen Beschreibung des Schutzgebietes das Level je eines Attributes verändert worden war (*„Stellen Sie sich nun vor, das Betreten der beschriebenen Waldfläche [wäre; wäre nicht] möglich. Würde sich der Betrag dann ändern, den Sie für diese Fläche bezahlen würden, um deren natürliche Waldentwicklung zu ermöglichen?“*).

In der folgenden Auswertung werden die Antworten auf die Frage [T3-10a] verwendet, welche strukturell am besten mit dem Choice-Experiment kompatibel ist. Um den Einfluss von Ausreißern zu begrenzen, wurden die Zahlungsbereitschaften auf maximal 1000 €/hh/a trunkiert, d. h. höhere Angaben wurden als fehlende Werte codiert; zudem wurden nur die Zahlungsbereitschaften derjenigen Befragten ausgewertet, die die Einrichtung neuer Schutzgebiete nicht grundsätzlich ablehnten.¹⁰² Die Ergebnisse zeigt Tabelle 20.

¹⁰⁰ Das Modell enthält keine Konstante, da theoretisch begründbar ist, dass die Regressionsgerade durch den Ursprung geht (d. h. für eine Schutzgebietsfläche von Null ha gibt es vermutlich keine Zahlungsbereitschaft).

¹⁰¹ Durch diese Kontrollfragen wurde hinterfragt, ob es sich bei dem zuvor genannten Betrag tatsächlich um die *maximale* Zahlungsbereitschaft des jeweiligen Befragten handelte; sie ermöglichten zudem, echte Null-Zahlungsbereitschaften von Protestantworten zu unterscheiden (nähere Details und Auswertungsgrundsätze dazu bei Gordillo *et al.* (2019)).

¹⁰² Dies sind diejenigen 1606 Befragten, die in Frage [T3-1] nicht mit „nein“ geantwortet haben (*„...würden Sie es unterstützen, dass auf weiteren Waldflächen dauerhaft auf Holznutzung verzichtet wird, damit die Wälder sich dort natürlich weiterentwickeln können?“*); 142 verneinten diese Frage.

Tabelle 20: Schätzergebnisse für das CVM-Experiment zur Bewertung von Schutzgebieten (Teilumfrage 3)

Attribut	Koeffizient	Std.-Fehler	t-Wert	Vertrauensgrenzen		ZB [€/hh/a]
				Untere	Obere	
Flächengröße						
linearer Term [ha]	0,1308234	0,021	6,23	0,0896433	0,1720034	0,13
quadriert [ha ²]	-0,0000392	8,27*10 ⁻⁶	-4,74	-0,0000554	-0,0000230	-0,00004
Entfernung [km]	0,1973771	0,031	6,39	0,1367720	0,2579822	0,20
Fläche * Entfernung	-0,0000831	0,00002	-3,82	-0,0001258	-0,0000404	-0,00008
Zutritt [ja]	67,11059	7,679	8,74	52,04670	82,17448	67,11
Zutritt * Entfernung	-0,2162037	0,042	-5,10	-0,2994012	-0,1330062	-0,22
(Ausgangszustand)	(n.a.)	(n.a.)	(n.a.)	(n.a.)	(n.a.)	(n.a.)

n=1299; F_{Fisher}=87,32; R²=28,83 %; R²_{korrr.}=28,5 %. (Der Ausgangszustand wurde im CVM-Experiment nicht bewertet).

Quelle: Eigene Berechnung

Die in der Tabelle 20 wiedergegebenen Ergebnisse des CVM-Experiments sind denen des Choice-Experiments (Tabelle 19) durchaus ähnlich. Die Schätzungen für den linearen wie den quadrierten Term der ‚Flächengröße‘ sowie auch für die Interaktion zwischen Flächengröße und Entfernung weichen um höchstens zwei Cent voneinander ab. Die Schätzungen nach dem Choice-Experiment liegen jeweils innerhalb der Vertrauensbereiche nach der CVM. Auch der Koeffizient für die Möglichkeit des ‚Zutritts‘ zum jeweiligen Schutzgebiet wurde in beiden Experimenten in ähnlicher Größenordnung bewertet; der per Choice-Experiment auf gut 50 €/hh/a geschätzte Mittelwert der Zahlungsbereitschaft für ‚Zutritt‘ verfehlt die Vertrauensgrenzen des CVM-Experiments nur knapp. Stärkere Abweichungen gibt es bei den Koeffizienten der Variablen ‚Entfernung‘ sowie der Interaktionsvariablen zwischen ‚Zutritt‘ und ‚Entfernung‘. Hier ist zu beachten, dass diese beiden Variablen nicht unabhängig voneinander interpretiert werden können (bei gegebener Zutrittsmöglichkeit addieren sie sich, ohne Zutrittsmöglichkeit entfällt der Einfluss der Interaktionsvariablen). Bei gegebener Zutrittsmöglichkeit sinkt die Zahlungsbereitschaft nach CVM um 2 Cent pro Kilometer (Tabelle 20); nach dem Choice-Experiment (Tabelle 19) sänke sie deutlich stärker, nämlich um 11 Cent/km. Ohne Zutrittsmöglichkeit steigt die Zahlungsbereitschaft nach CVM sogar mit der Entfernung (um 20 Cent/km); nach CE wäre der Wert nahe Null (-1 Cent/km). Insgesamt wird die Distanzempfindlichkeit, also die Nutzenabnahme eines Schutzgebiets mit zunehmender Entfernung, über die CVM geringer eingeschätzt als über das CE. Gleichwohl bleibt festzuhalten, dass die Ergebnisse des CVM-Experiments diejenigen des Choice-Experiments, welche im ReWaLe-Modell verwendet werden, weitgehend stützen.¹⁰³

¹⁰³ Zusätzlich ist auch ein Blick auf die Begründungen derjenigen Befragten instruktiv, die im CVM-Experiment trotz veränderter Attributlevel keine veränderte Zahlungsbereitschaft nannten [Frage T3-10b]: Über die Hälfte dieser Personen (52 %) wählten darauf die Antwort „Mir ist es egal, wie groß oder wie weit entfernt diese Fläche ist – Hauptsache, sie dient dem Ziel der natürlichen Waldentwicklung“; weitere 26 % antworteten mit „Die beschriebene Änderung spielt für mich keine wesentliche Rolle“. Insgesamt haben hier 1009 Personen keine veränderte

5.4 Bewertung naturschutzrelevanter Aspekte der regulären Waldbewirtschaftung

Mit der vorstehend beschriebenen Primärstudie sind die nötigen Eingangsinformationen über Zahlungsbereitschaften für verschiedene Aspekte des integrativen und segregativen Naturschutzes im Wald verfügbar. Im Folgenden steht nun in Frage, wie diese Zahlungsbereitschaften jeweils mit den regionalen Ausgangsvoraussetzungen verknüpft werden können, und wie diese Verknüpfung im Rahmen des ReWaLe-Modells erfolgt ist.

Zunächst sind die jeweiligen Mengengerüste für die verschiedenen naturschutzrelevanten Aspekte der regulären Waldbewirtschaftung zu klären, für welche Zahlungsbereitschaften in Teilumfrage 1 (s. Abschnitt 5.3.2) ermittelt worden sind. Im Rahmen des dortigen Choice-Experiments waren dies die Attribute ‚Artenvielfalt im Wald‘, ‚Verhältnis zwischen Laub- und Nadelbäumen‘ sowie ‚Anteil von Douglasien an der Nadelwaldfläche‘ (zudem enthielt das Choice-Experiment ein weiteres Attribut ‚Umsetzungsregion‘, mit dem das Gebiet beschrieben wurde, in dem die jeweils beschriebenen Maßnahmen umgesetzt werden sollten). Im ReWaLe-Modell wurden für unterschiedliche Aspekte grundsätzlich separate Module angelegt.

5.4.1 Artenvielfalt

Die Artenvielfalt im Wald wurde im Choice-Experiment mit Hilfe des Indikators „Artenschutz und Landschaftsqualität“ des BfN (Achtziger *et al.* 2004; Dröschmeister & Sukopp 2009) bewertet. Dieser Indikator wird vom Statistischen Bundesamt im Rahmen des Indikatorenberichtes zur Nachhaltigen Entwicklung veröffentlicht und regelmäßig aktualisiert (StBA 2018). Der Indikator ist aus sechs Teilindizes zusammengesetzt, darunter einem für Wälder. In diesen Teilindex ‚Wälder‘ gehen das Vorkommen und die Bestandesdichten von elf walddtypischen Vogelarten ein.¹⁰⁴ Da diese Vogelarten spezifische Habitatsprüche haben und die jeweiligen Habitate wiederum andere Arten beherbergen, misst der Index nicht lediglich die Vogelartenvielfalt, sondern weist darüber hinaus generell auf die Biodiversität und die Qualität der Lebensräume hin. Der Indikator ist so konstruiert, dass ein Indexwert von 100 einen vorab festgelegten Bestandszielwert beschreibt, der aus einem vermuteten Zustand in der Vergangenheit abgeleitet worden ist; Indexwerte unter 100 können als Grad der Zielerreichung in Prozent interpretiert werden.

Zahlungsbereitschaft gehabt; lediglich 597 änderten ihre Zahlungsbereitschaft bei veränderter Flächengröße, Entfernung oder Zutrittsmöglichkeit zu dem bewerteten Schutzgebiet.

¹⁰⁴ Diese Vogelarten sind: Tannenmeise (*Parus ater*), Sumpfmeise (*Poecile palustris*) und Kleiber (*Sitta europaea*) als häufige Arten; Kleinspecht (*Dryobates minor*), Mittelspecht (*Dendrocopos medius*), Grauspecht (*Picus canus*), Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*) und Weidenmeise (*Parus montanus*) als mittelhäufige Arten; Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) und Schreiadler (*Aquila pomarina*) als seltene Arten.

Leider ist die Entwicklung dieses Indikators und seiner Teilindizes nur für Deutschland insgesamt, nicht aber in tieferer regionaler Untergliederung verfügbar. Es liegen jedoch differenzierte avifaunistische Daten vor, welche Vorkommen und Bestandesdichten der elf hier relevanten Waldvogelarten im Zeitraum 2005-2009 beschreiben; diese Daten sind auch in den Atlas deutscher Brutvogelarten (Gedeon *et al.* 2015) eingeflossen und wurden freundlicherweise von der Stiftung Vogelmonitoring Deutschland (SVD) zur Verfügung gestellt. Anhand dessen konnte der Teilindex ‚Wälder‘ näherungsweise rekonstruiert und auf Kreisebene differenziert werden. Das Verfahren wird hier nur vereinfachend dargestellt; eine detaillierte Beschreibung ist in der technischen Modelldokumentation zum Modell ReWaLe zu finden (Altenbrunn & Elsasser 2020: Abschnitte 1.17, 2.20, 3.6). Das Grundprinzip ist, für jede der elf Indikatorarten zu ermitteln, zu welchem Anteil die maximal mögliche Brutvogeldichte in einem Gebiet tatsächlich erreicht wird, und anschließend den Durchschnitt der elf Anteile zu berechnen. Praktisch wurde dieses Grundprinzip wie folgt umgesetzt:

- Zunächst wurde auf Basis Topographischer Karten (TK) überprüft, welche der elf Indikatorarten in einer TK-Zelle überhaupt vorkommen, und in welcher Dichte (Abundanz). Die Abundanz ist in den vorliegenden Daten nicht in absoluten Zahlen angegeben, sondern einer von 10 Klassen zugeordnet.
- In einem zweiten Schritt wurde daher für jede Vogelart festgehalten, welche Abundanzklasse sie maximal erreicht. Diese Maxima unterscheiden sich je nach Vogelart gemäß deren unterschiedlichen Revieransprüchen (so ergibt sich für die Tannenmeise als Maximum Klasse 10, entsprechend 3.001 – 8.000 Brutpaaren bzw. -revieren pro TK-Zelle; für den Schwarzstorch ist es hingegen maximal Klasse 3, entsprechend 4 – 7 Brutpaaren pro Zelle; vgl. Tabelle 21). Um den Einfluss dieser Unterschiede zu eliminieren, wurden die Klassen für alle Vogelarten einheitlich auf 10 Klassen normiert.
- Anschließend wurde für jede Vogelart auch die in jeder TK-Zelle tatsächlich erreichte Abundanzklasse auf diese Zehnerskala umgerechnet.
- Daraufhin wurde für jede TK-Zelle der Mittelwert der so bestimmten (normierten) Abundanzklassen über diejenigen Vogelarten berechnet, welche in dieser TK-Zelle vorkamen.¹⁰⁵
- Abschließend wurde für jeden Kreis der flächengewichtete Mittelwert aus den Ergebnissen der einzelnen TK-Zellen berechnet und in Prozentwerte umskaliert¹⁰⁶, um direkt mit dem BfN-Indikator vergleichbar zu sein.

¹⁰⁵ Der Mittelwert der Abundanzmaße über alle TK-Zellen beträgt 6,36; der maximal erreichte Klassenwert ist Klasse 9 (Klasse 10 würde nur erreicht, wenn *alle* in einer TK-Zelle vorkommenden Waldvogelarten den maximalen Bestand aufweisen würden; dies ist aber nirgends der Fall).

¹⁰⁶ Der dazu nötige Umrechnungsfaktor $[F_{lw}]$ ergibt sich aus dem Verhältnis des „Vogel“-Indikatorwertes für den Teilindex ‚Wälder‘ (zum Zeitpunkt der Datenerhebung für den Brutvogelatlas) $[Index_{Wald}]$ – der ja einen Mittelwert für Deutschland darstellt – zu dem Mittelwert der (normierten) Abundanzklassen $[\bar{V}_A]$, also $F_{lw} = Index_{Wald} / \bar{V}_A$. Mit $\bar{V}_A = 6,36$ und $Index_{Wald} = 85$ ergibt sich als Umrechnungsfaktor $F_{85} = 13,36$ (zu beachten ist aber, dass die jährlich publizierten Angaben zu $Index_{Wald}$ schwanken; es ist daher relevant, auf welchen $Index_{Wald}$ die jeweiligen Berechnungen normiert wurden).

Tabelle 21: Zuordnung der Anzahl an Brutrevieren/-paaren von 11 Vogelarten des Teilindex 'Wälder' zu Abundanzklassen, und Anzahl der besetzten TK-Zellen pro Klasse

Brutreviere bzw. Brutpaare [Anzahl]	Abundanzklasse	Schreiadler	Schwarzstorch	Schwarzspecht	Grauspecht	Mittelspecht	Kleinspecht	Weidenmeise	Waldlaubsänger	Kleiber	Sumpfmeise	Tannenmeise	Anzahl besetzter TK-Zellen
1	1	25	384	94	155	137	90	48	33	8	40	12	1026
2-3	2	26	159	191	295	245	270	117	164	13	58	28	1566
4-7	3	7	15	511	387	351	573	239	226	29	142	44	2524
8-20	4			1384	432	543	1222	724	525	67	287	111	5295
21-50	5			485	136	302	358	879	806	143	505	191	3805
51-150	6			12	3	130	6	531	628	378	754	460	2902
151-400	7					12		43	165	879	701	627	2427
401-1000	8								9	1200	334	883	2426
1001-3000	9									181	6	401	588
3001-8000	10											30	30
Σ besetzte TK-Zellen		58	558	2677	1408	1720	2519	2581	2556	2898	2827	2787	

Quelle: Eigene Berechnung; Datenbasis: Gedeon *et al.* (2015)

Das Ergebnis dieser Berechnungen, den (näherungsweise) rekonstruierten und auf Kreisebene differenzierten Teilindex 'Wälder' des Indikators 'Artenvielfalt und Landschaftsqualität', zeigt Abbildung 13 (normiert auf einen Mittelwert von 85 %). Dort fallen zunächst die Gebiete mit Indexwerten über 100 % auf, in denen Biodiversität und Qualität der Lebensräume besonders hoch sind – zentral die Gebiete um Vogelsberg, Taunus und Odenwald; St. Wendel im Saarland und Lüchow-Dannenberg im Norden an der ehemaligen innerdeutschen Grenze; sowie zwei Stadtkreise im Südosten.¹⁰⁷ Auf der anderen Seite des Spektrums reicht der regionalisierte Teilindex bis hinunter zu einem Minimum von 44 % (in einem Fall sogar noch tiefer)¹⁰⁸; dies lässt sich so interpretieren, dass in den betroffenen Kreisen weniger als die Hälfte der vermuteten ursprünglichen Artenvielfalt vorhanden ist. Besonders niedrige Werte unter 50 % nimmt der rekonstruierte Teilindex in Ostfriesland an; geringe Artenvielfalt (jeweils unter 70 %) weisen die Wälder entlang der gesamten deutschen Nordseeküste, am Niederrhein, am Oberrhein zwischen Ludwigshafen und Mainz sowie entlang der Leipziger Tieflandsbucht bis hinauf in die Magdeburger Börde auf – also vor allem dort, wo die Bewaldung heute niedrig ist.¹⁰⁹ Abgesehen von den

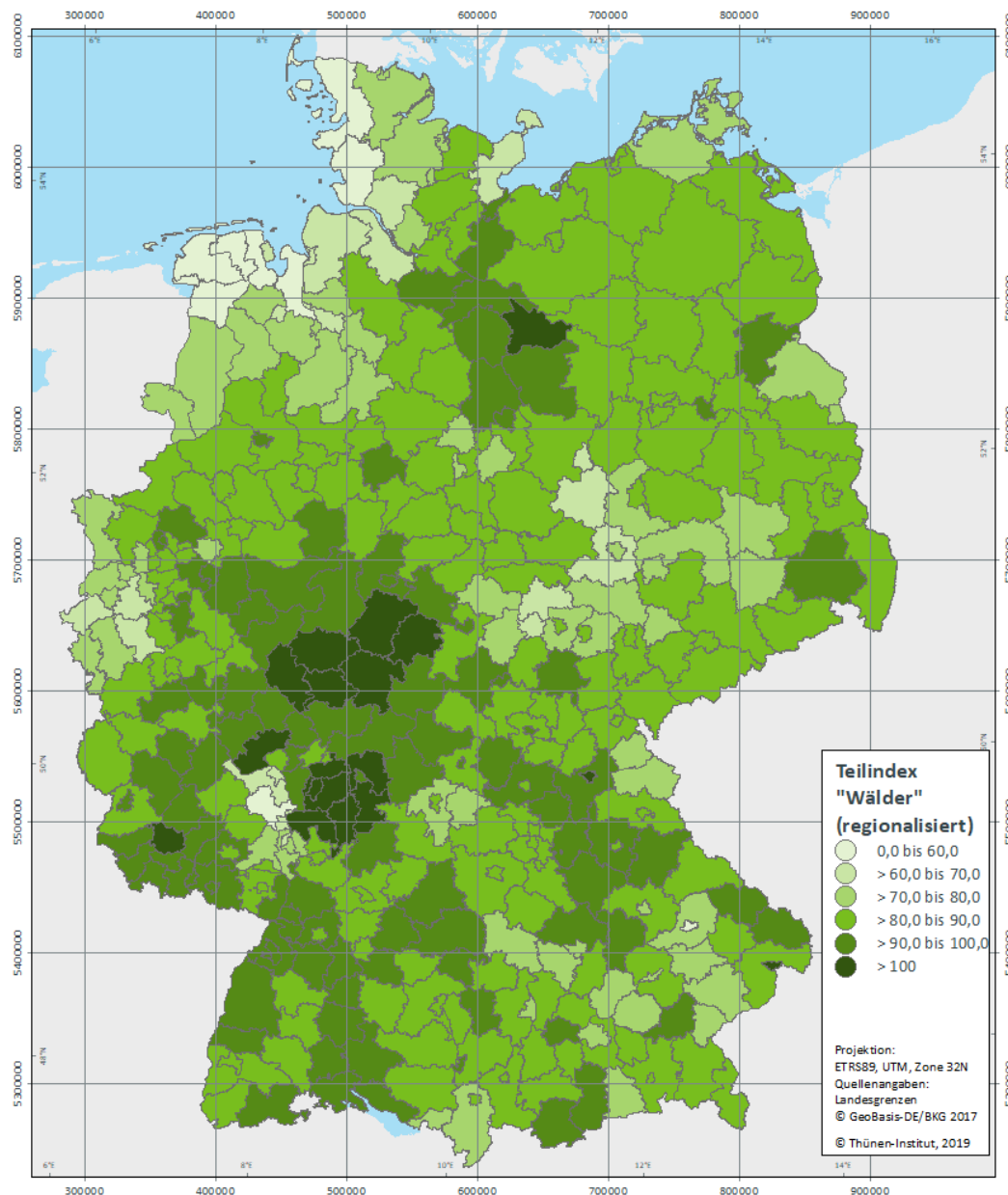
¹⁰⁷ Bayreuth und Passau.

¹⁰⁸ Für die Stadt Emden ergibt sich ein Indexwert von 18 %. Hierbei dürfte es sich jedoch um einen rechnerischen Ausreißer handeln.

¹⁰⁹ Diese Beobachtung könnte den Verdacht aufwerfen, dass die dem Indikator zugrundeliegenden Daten eher eine Funktion der Bewaldung bzw. der Flächenausdehnung der Wälder seien, als dass sie deren Habitatqualität widerspiegeln – dann nämlich, wenn für die Eingangsdaten (die nur teilweise auf Beobachtung beruhen, teilweise aber modelliert sind) die Waldfläche bzw. die Bewaldung als Prädiktor verwendet wurde. Zur Kontrolle wurde daher das regionale Verteilungsmuster anhand der Artenzahlen (anstelle der Abundanzmaße) überprüft, und darüber hinaus die Korrelation

genannten Gebieten schwankt der Index im überwiegenden Teil der Landesfläche zwischen 80 und 100 %.

Abbildung 13: Regionale Verteilung des rekonstruierten Indikators ‚Artenvielfalt und Landschaftsqualität‘ (Teilindex ‚Wälder‘)



Quelle: eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Brutvogelatlas' (Gedeon *et al.* 2015), normiert auf Mittelwert 85 %

zwischen beiden Maßen berechnet. (Da die Artenzahlen nicht mit der jeweiligen Brutvogelzahl gewichtet sind, die Bewaldung aber vermutlich einen stärkeren Einfluss auf die Anzahl von Brutvögeln pro Art hat als auf die Anzahl an Arten, bietet sich dieses Vorgehen zur Kontrolle an). Tatsächlich ergaben beide Maße aber recht ähnliche regionale Verteilungsmuster, und ihre Korrelation erwies sich mit $r = 0,4849$ als hochsignifikant ($\alpha < 0,0001$). Dies entkräftet den angesprochenen Verdacht.

Bei einem Vergleich des so regionalisierten Artenvielfaltsindikators mit den subjektiven Einschätzungen der Artenvielfalt durch Befragte in ihrer Wohnumgebung ergaben sich positive und hochsignifikante Korrelationen.¹¹⁰ Beide Artenvielfalts-Maße stützen sich also wechselseitig; insbesondere kann daraus geschlossen werden, dass die subjektive Einschätzung der Artenvielfalt durch die Befragten (auf welcher ja ihre Zahlungsbereitschaft für Verbesserungen der Artenvielfalt basiert) kein Zufallsergebnis ist.

Mit Hilfe des regionalisierten Indikators zur Artenvielfalt sowie der Ergebnisse des Choice-Experiments (Tabelle 17) kann nun das Aufkommen der Zahlungsbereitschaft für Veränderungen¹¹¹ der Artenvielfalt in den Kreisen berechnet werden. Dazu wird die Differenz des Indexwertes für Artenschutz im Status Quo zu dem Indexwert in einem Alternativszenario gebildet, mit der durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft pro Indexpunkt multipliziert (d.s. 1,54 €/hh/a laut Tabelle 17) und anschließend auf die Gesamtzahl der Haushalte im Kreis hochgerechnet.

Bei der Verteilung dieses Aufkommens über die Wälder ist zunächst eine Besonderheit in der Konstruktion der Befragung zu beachten: Zur Vermeidung von Irritationen waren Personen aus kreisfreien Städten nämlich gebeten worden, ihre Bewertungen gegebenenfalls auf die Wälder der jeweils angrenzenden Landkreise zu beziehen [Frage T1-5]. Dies beruhte auf der Überlegung, dass in Städten oft nicht zwischen Wäldern und baumreichen Stadtparken unterschieden werden kann; zudem sind Städte ohnehin tendenziell waldarm. Diese Besonderheit kann in der Verteilung ihrer Zahlungsbereitschaften berücksichtigt werden, indem die Zahlungsbereitschaften der Bewohner kreisfreier Städte (dies sind etwa ein Viertel aller Kreise bzw. ein Drittel der Bevölkerung) flächenproportional auf die Wälder der jeweiligen Stadt und der angrenzenden Kreise verteilt werden (s. Altenbrunn & Elsasser 2020:157-162). Da für diese Verteilung aber zusätzliche

¹¹⁰ Für diesen Vergleich wurden Befragungsdaten aus dem Projekt CCLandStraD herangezogen, in denen die Befragten ebenfalls nach einer subjektiven Einschätzung des BfN-Artenvielfaltsindex' in einem 15-km-Radius um ihren Wohnort gefragt worden waren. Der SPEARMAN'sche Rangkorrelationskoeffizient [ρ] zwischen dem regionalisierten Artenvielfaltsindex und den entsprechenden subjektiven Einschätzungen betrug im Gesamtdurchschnitt $\rho = +0,115$ ($\alpha < 0,0001$); im ländlichen Raum war er (mit $\rho = +0,162$) deutlich höher als in Städten ($\rho = +0,094$).

¹¹¹ Die Artenvielfalt im derzeitigen Status Quo kann nicht bewertet werden, weil im Choice-Experiment grundsätzlich Zahlungsbereitschaften für Veränderungen ermittelt werden, nicht für den Status Quo selbst. Ganz abseits dieses technischen Arguments wäre eine Bewertung der (totalen) Artenvielfalt im Status Quo auch inhaltlich sinnlos, da sie gegen die Referenz Null (=keine Artenvielfalt) erfolgen müsste. Abgesehen davon, dass eine Null-Referenz praktisch kaum realisierbar ist, ist ein Minimum an Artenvielfalt grundsätzlich für das Leben notwendig; es lässt sich also nicht substituieren. Da ökonomische Bewertung auf Substituierbarkeit beruht, kann die existierende Artenvielfalt im Ganzen folglich nicht sinnvoll ökonomisch bewertet werden.

Annahmen notwendig werden,¹¹² wird in den späteren Auswertungen darauf verzichtet.¹¹³ Ein anderer verteilungsrelevanter Aspekt konnte nicht berücksichtigt werden: die zusätzliche Zahlungsbereitschaft einer Person für Veränderungen der Artenvielfalt in weiter entfernten Regionen. Zwar ergaben sich aus dem Choice-Experiment Hinweise auch auf eine Zahlungsbereitschaft für Naturschutz in entfernteren Regionen und nicht nur dem eigenen Landkreis, wenn die geschilderten Programme zur Waldbewirtschaftung vom jeweiligen Kreis auf das jeweilige Bundesland ausgedehnt wurden (Attribut ‚Umsetzungsregion‘ in Tabelle 17); diese Programme zielten aber nicht allein auf Artenvielfalt ab, sondern bestanden aus Bündeln verschiedener Maßnahmen (zudem variablen Umfangs), und eine Distanzfunktion ließ sich daraus nicht konstruieren (dies wurde mit diesem Attribut auch nicht bezweckt – vielmehr diente es zur Kontrolle, ob bei zunehmendem Flächenumfang die Zahlungsbereitschaft steigt, also theoriekonsistent ist). Dieser Verteilungsaspekt musste daher vernachlässigt werden; aus dieser Perspektive betrachtet, ist die Bewertung der Artenvielfalt im Wald durch das Modell ReWaLe also tendenziell konservativ.¹¹⁴

Für die spätere Ergebnisinterpretation ist ein weiterer Hinweis angebracht. Regionale Differenzen von Artenvielfaltswerten können entweder durch unterschiedliche „Mengengerüste“ zustande kommen (also dadurch, dass sich die Artenschutzindizes bzw. deren Veränderungen regional unterscheiden), und/oder durch regionale Unterschiede der individuellen Präferenzen für Artenschutz. Das ReWaLe-Modell berücksichtigt in seiner derzeitigen Konstruktion nur den erstgenannten Aspekt, da individuelle Präferenzunterschiede nicht sicher genug identifiziert werden konnten (d. h. das Modell rechnet mit einer bundesdurchschnittlichen Zahlungsbereitschaft für „Artenvielfalt“).¹¹⁵ In einem Szenario, in dem der Artenschutzindikator

¹¹² Wird die Zahlungsbereitschaft der Städter flächenproportional über die angrenzenden Kreise verteilt, so liegt dem implizit die Annahme zugrunde, die Artenvielfalt sei in der jeweiligen Stadt gleich wie in den umgebenden Kreisen. Dies ist nicht unbedingt realistisch. Alternativ könnte die Zahlungsbereitschaft proportional zur jeweiligen Artenvielfalt aufgeteilt werden – dann aber auf Kosten der Berücksichtigung der jeweils unterschiedlichen Waldflächen. Für eine dritte Alternative, eine Kombination aus Flächen- und Artenvielfaltsproportionalität, fehlen die Eingangsdaten: Dazu müsste bekannt sein, wie die Befragten Waldfläche und Artenvielfalt gegeneinander abwägen (sowie, der Vollständigkeit halber: Wie sich diese Abwägung mit zunehmender Entfernung verändert).

¹¹³ Dieser Verzicht hat zur Folge, dass die auf Haushalte aggregierten Zahlungsbereitschaften in Städten leicht überschätzt und in den umgebenden Kreisen leicht unterschätzt werden; bei der Interpretation der jeweiligen regionalen Verteilungen sollte dies beachtet werden. (Die Gesamtsummen der Zahlungsbereitschaften sind davon nicht betroffen, da diese Summen bei den in Fußnote 112 geschilderten Alternativen lediglich anders über die Fläche verteilt würden).

¹¹⁴ Eine überschlägig-grobe Berechnung zeigt, dass die damit verbundene Unterschätzung wahrscheinlich nicht sehr erheblich ist: Die 13 Flächenländer in Deutschland sind in durchschnittlich jeweils etwa 30 Kreise aufgeteilt. Verteilt man die in Tabelle 17 mitgeteilten 37,81 €/hh/a an zusätzlicher Zahlungsbereitschaft über diese 30 Kreise, ergeben sich für jeden Kreis zusätzliche 1,26 €/hh/a. Selbst wenn man diese ausschließlich auf die Artenvielfalt bezöge, ergäbe sich eine Unterschätzung von lediglich 0,28 €/hh/a, oder 19 % pro Indexpunkt. Der Grund ist, dass im Durchschnitt der bewerteten Programme in den Choice-Experimenten eine Steigerung des Artenschutzindikators um 4,5 Indexpunkte im Vergleich zum Status Quo abgefragt wurde. Dies liegt innerhalb der Vertrauensgrenzen laut Tabelle 17.

¹¹⁵ Gleichwohl gibt es aus alternativen Auswertungen der hier analysierten Choice-Experimente Hinweise auf mögliche regionale Präferenzunterschiede: So deutete sich bei einem Vergleich von Subgruppen an, dass die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt (wie auch für das Attribut ‚Umsetzungsregion‘) nichtlinear mit dem regionalen

überall um die gleiche Anzahl an Indexpunkten gesteigert wird, ergäbe sich daher auch eine regional einheitliche Zahlungsbereitschaft pro Haushalt. Regionale Unterschiede ergäben sich dagegen beispielsweise in einem Szenario, in dem für den Indikator überall ein bestimmter Zielwert festgelegt wird.

5.4.2 Verhältnis von Laub- zu Nadelbäumen

Um die ermittelten Zahlungsbereitschaften für das Baumartenverhältnis mit regionalen Eingangsdaten zu verknüpfen, wird auf die Auswertung der BWI₂₀₁₂ nach Wuchsgebieten zurückgegriffen, wie sie bereits für das Modul „Rohholz“ im ReWaLe-Model verwendet wird. Aus diesen Daten stehen u. a. virtuelle Reinbestandsflächen der Gemeinden zur Verfügung, die nach neun Baumartengruppen untergliedert sind. Daraus wird hier das Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen in den Kreisen berechnet.

Zur Zahlungsbereitschaft hatte sich in Abschnitt 5.3.2 gezeigt, dass sie nichtlinear mit dem zu bewertenden Laubbaumanteil korreliert ist (Tabelle 17). Die prognostizierte Zahlungsbereitschaft (ZB_p) wird daher über die quadratische Grundformel: $ZB_p = \alpha + \beta LB\%_p + \gamma LB\%_p^2$ berechnet. Ferner hatte sich gezeigt, dass die Zahlungsbereitschaft vom Laubbaumanteil am Herkunftsort abhängt (Abbildung 12); eine einheitliche Prognose für den Durchschnitt aller Befragten (wie in Fußnote 90 geschätzt) würde folglich nur zu sehr ungenauen Ergebnissen führen. Tabelle 18 weist daher differenziertere Ergebnisse aus, aber nur für vier verschiedene Laubbaumanteile am jeweiligen Herkunftsort. Zum Zwecke der Prognose unter variablen Ausgangsbedingungen müssen diese Ergebnisse also interpoliert werden.

Nun zeigt bereits ein rascher Blick auf die in Tabelle 18 mitgeteilten Parameter, dass alle drei Koeffizienten der Schätzfunktion offensichtlich jeweils linear mit dem Laubbaumanteil am Herkunftsort korreliert sind. Sie lassen sich daher durch lineare Ausgleichsfunktionen interpolieren. Da dafür drei Koeffizienten geschätzt werden müssen, ergeben sich drei Schätzfunktionen:

$$\hat{\alpha} = a_{\alpha} + b_{\alpha} LB\%_H + \varepsilon$$

$$\hat{\beta} = a_{\beta} + b_{\beta} LB\%_H + \varepsilon$$

$$\hat{\gamma} = a_{\gamma} + b_{\gamma} LB\%_H + \varepsilon$$

Laubbaumanteil korreliert sein könnte (bei Mischwaldanrainern unterdurchschnittlich; ansteigend, je stärker Laubbäume bzw. Nadelbäume im Wald dominieren). Vgl. auch Fußnote 94.

(mit $\hat{\alpha}, \hat{\beta}, \hat{\gamma}$ = zu schätzende Koeffizienten der quadratischen Grundformel; a, b = Koeffizienten der linearen Ausgleichsfunktion (zur besseren Unterscheidbarkeit als lateinische Buchstaben); $LB\%_H$ = aktueller Laubbaumanteil am Herkunftsort in Prozent). Die Schätzergebnisse zeigt Tabelle 22.

Tabelle 22: Interpolation der Zahlungsbereitschaften für variable Laubbaumanteile: Parameter der linearen Ausgleichsfunktionen für die drei Koeffizienten der quadratischen Grundformel

Koeffizienten der Grundformel	Koeffizienten der linearen Ausgleichsfunktion		R ²
	a	b	
$\hat{\alpha}$ (Konstante)	-266,9851	1,12062	88,1
$\hat{\beta}$ (linearer Term)	10,44619	-0,0418352	89,4
$\hat{\gamma}$ (quadratischer Term)	-0,1046193	0,0006264	99,7

Quelle: eigene Berechnungen

Diese Schätzergebnisse werden nun in die quadratische Grundformel eingesetzt:

$$ZB_p = (a_\alpha + b_\alpha LB\%_H) + (a_\beta + b_\beta LB\%_H) LB\%_p + (a_\gamma + b_\gamma LB\%_H) (LB\%)_p^2$$

Um schließlich die Auswirkung einer *Änderung* des Baumartenverhältnisses bewerten zu können, muss die Differenz zwischen der Zahlungsbereitschaft für den prognostizierten Zustand (ZB_p) und der Zahlungsbereitschaft für den Ausgangszustand im Status Quo (ZB_{SQ}) gebildet werden (ZB_{SQ} wird dabei analog zu ZB_p berechnet): $\Delta ZB = ZB_p - ZB_{SQ}$. Multipliziert mit der Anzahl der Haushalte ergibt dies schließlich die aggregierte Zahlungsbereitschaft für eine Änderung des Baumartenverhältnisses in einem Kreis.

In Bezug auf die mögliche zusätzliche Zahlungsbereitschaft für Änderungen der Baumartenverhältnisse in Gebieten außerhalb des jeweiligen Heimatkreises gilt analog das unter „Artenvielfalt“ gesagte: Die Zahlungsbereitschaften der Bewohner kreisfreier Städte können zwar flächenproportional auf die Wälder der jeweiligen Stadt und der angrenzenden Kreise verteilt werden, entsprechend den diesbezüglichen Instruktionen in der Befragung (Altenbrunn & Elsasser 2020: Abschnitt 3.5.1); in der Grundeinstellung des ReWaLe-Modells geschieht dies jedoch nicht, aus analogen Gründen wie oben.¹¹⁶ Darüber hinaus fehlen die nötigen Eingangsdaten, um eine

¹¹⁶ Vgl. zur Begründung Fußnote 112.

geeignete Distanzfunktion ableiten und anhand dieser eine Verteilung über andere Kreise vornehmen zu können; auf eine solche Verteilung muss daher verzichtet werden. Wie oben ist zu vermuten, dass der dadurch bedingte Fehler im Vergleich zu anderen Unsicherheiten der Bewertung unerheblich ist.

5.4.3 Hinweise auf weitere potentiell integrierbare Attribute

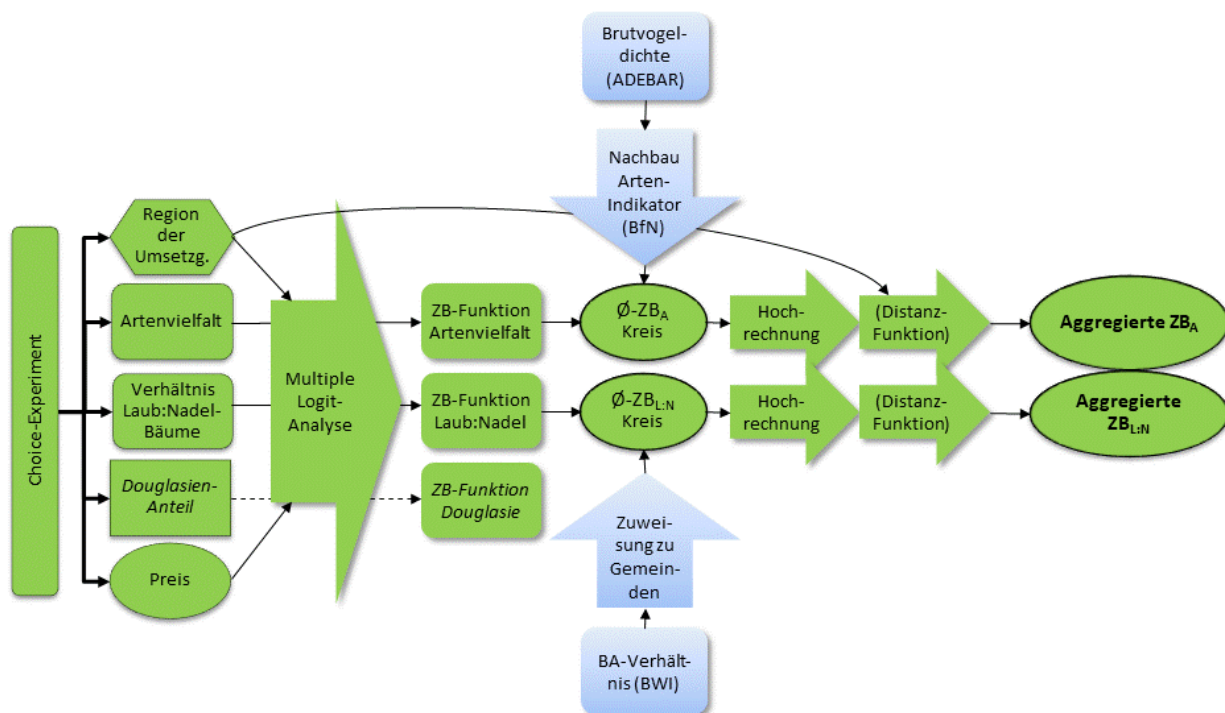
Über die bislang beschriebenen Attribute hinaus gibt es weitere Bewertungen potentiell naturschutzrelevanter Waldeigenschaften, die sich zwar u. U. regionalisieren ließen, aber zum jetzigen Zeitpunkt nicht in das ReWaLe-Modell aufgenommen wurden. Dies betrifft vor allem nichtheimische Baumarten im Wald, das Alter bzw. die Umtriebszeit der Bestände sowie Waldflächenmehrung.

- *Nichtheimische Baumarten:* Diesbezügliche Schätzwerte der Zahlungsbereitschaft stehen sowohl aus der vorliegenden Primärstudie (Abschnitt 5.3.2) als auch aus einer früheren Studie (Weller & Elsasser 2018) zur Verfügung. Es hat sich aber gezeigt, dass diese Ergebnisse nur schlecht zueinander kompatibel sind; zudem hatte sich auch im allgemeinen Teil der aktuellen Befragung herausgestellt, dass der diesbezügliche Kenntnisstand und möglicherweise auch das Interesse der allgemeinen Bevölkerung in Bezug auf diese recht spezielle Frage zu gering sind, um hierzu hinreichend belastbare Bewertungen zu ermitteln (s. Abschnitt 5.3). Zur Vermeidung von Artefakten wurden Präferenzen für (oder gegen) nichtheimische Baumarten daher nicht in das ReWaLe-Modell aufgenommen.
- *Altersstruktur bzw. Veränderungen der Umtriebszeiten von Waldbeständen:* Hierzu liegen ebenfalls bereits Schätzwerte aus der CCLS-Studie vor (Weller & Elsasser 2018; Fick & Gömann 2020 [in print]), die auch bereits für eine Nutzen-Transfer-Schätzung verwendet worden sind (Bösch *et al.* 2017; Bösch *et al.* 2019). Um sie in das ReWaLe-Modell zu integrieren, fehlt aber die erforderliche regionale Differenzierung der Eingangsdaten nach Baumalter (die Bundeswaldinventur weist zwar Altersklassen der Bestände für Gesamtdeutschland und die einzelnen Bundesländer aus, die sich auch weiter nach Wuchsgebieten untergliedern ließen; eine gleichzeitige Untergliederung nach Baumarten und nach Altersklassen würde aber den Stichprobenfehler in den so gebildeten Untergruppen in inakzeptable Höhen treiben).
- *Waldflächenmehrung/Aufforstung:* Regionalisierte Zahlungsbereitschaften für Aufforstung haben Sagebiel *et al.* (2017) bereits unter Nutzung des CCLS-Datensatzes geschätzt; diese Ergebnisse sind veröffentlicht und insofern auch allgemein nutzbar. Sie können ergänzend verwendet werden; in das ReWaLe-Modell selbst wurden sie aber nicht integriert, weil dies den vorhandenen Flächenbezug (d. i. die aktuelle Waldfläche) auflösen würde und zudem grundsätzlich mögliche Verluste an Ökosystemleistungen der vorhergehenden Landnutzung zu berücksichtigen wären – wofür wiederum keine Datengrundlage existiert.

5.4.4 Zusammenfassende Übersicht zur Bewertung integrativer Naturschutzleistungen im Modell ReWaLe

Das grundsätzliche Vorgehen zur Bewertung integrativer Naturschutzleistungen im Modell ReWaLe fasst Abbildung 14 schematisch zusammen.

Abbildung 14: Vorgehen zur Ermittlung und Bewertung regionaler Werte des integrativen Naturschutzes



5.5 Bewertung von Schutzgebieten

Die Bewertung von Schutzgebieten greift auf das Choice-Experiment in Teilmfrage 2 zurück (Abschnitt 5.3.3). Konkret hatten die Befragten hier jeweils ein zusätzliches Schutzgebiet bewertet; dieses sollte zu dem bislang etwa zur Hälfte erfüllten Ziel der Bundesregierung beitragen, fünf Prozent der bestehenden Waldfläche einer natürlichen Entwicklung zu überlassen (d. h. auf forstliche Pflege sowie auf Holzernte zu verzichten) [Frage T2-1].

Im Unterschied zu den bisher beschriebenen Modulen des ReWaLe-Modells, welche grundsätzlich den Wert einzelner Ökosystemleistungen der gesamten Waldfläche in den jeweiligen Kreisen abbilden, bezieht sich die Einrichtung von Schutzgebieten im Wald also nur auf kleine Teile der Fläche – gemäß der Formulierung in der Umfrage [Frage T2-1] wären dies rund 2,5 % der gesamten Waldfläche Deutschlands. Da die räumliche Verteilung der einzelnen Schutzgebiete a priori nicht

feststeht, müssen dafür Szenarien genutzt werden, in denen Lage, Anzahl und Flächengröße der Schutzgebiete konkretisiert und anschließend bewertet werden. Darauf folgend lassen sich unterschiedliche Verteilungsmuster anhand der Ergebnisse dieser Szenariorechnungen miteinander vergleichen.

Solche Szenarien könnten aus naturschutzfachlichen Erwägungen stammen, welche besonders schutzwürdige Gebiete im geforderten Umfang identifizieren. Von Naturschutzseite liegen derartige räumlich konkretisierte Vorschläge für ein deutschlandweites Schutzgebietssystem jedoch (noch) nicht vor. Alternativ können die Schutzgebietsflächen im ReWaLe-Modell daher schematisch ausgewählt werden. Das entsprechende Vorgehen wird im Folgenden zusammenfassend dargestellt; im Detail ist es in Abschnitt 3.7 der technischen Modelldokumentation beschrieben (Altenbrunn & Elsasser 2020:163-173).

Um die Flächenauswahl zu systematisieren, wird ein Punktgitternetz mit variabler Maschenweite genutzt, welches die Gesamtfläche Deutschlands abdeckt.¹¹⁷ Zunächst wird vorgegeben, welche Flächengröße die einzelnen Schutzgebiete (mindestens) haben sollen.¹¹⁸ Dann wird abgeschätzt, welche Maschenweite das Gitternetz haben muss, damit – bei vorgegebener Fläche der einzelnen Schutzgebiete – die angestrebte Gesamtfläche an Schutzgebieten (mindestens) erreicht werden kann, und die Maschenweite entsprechend gewählt. Anhand des Gitternetzes erfolgt dann eine Vorauswahl in mehreren Schritten: Als erstes wird geprüft, welche der Gitternetzpunkte innerhalb von Waldflächen (aber außerhalb von Nationalparks)¹¹⁹ liegen, und ob diese Waldflächen mindestens so groß sind wie die jeweils auszuwählenden Schutzgebiete. Wo dies zutrifft, wird um jeden Gitternetzpunkt ein kreisförmiger Buffer gelegt, dessen Fläche etwas größer als die gewünschte Schutzgebietsfläche ist (etwas größer, um auch mögliche Bewaldungslücken im Buffer zuzulassen). Anschließend wird geprüft, ob sich innerhalb dieses Buffers eine zusammenhängende Waldfläche der gewünschten Mindestgröße befindet. Falls ja, wird diese Waldfläche vorläufig als potentielles Schutzgebiet gekennzeichnet. Das Ergebnis der Vorauswahl ist damit eine Liste mit

¹¹⁷ Zur Verfügung stehen ein 1*1 km- sowie ein 10*10 km-Netz, die beide aus dem EEA-Reference Grid der European Environment Agency abgeleitet wurden; die Gitternetzpunkte befinden sich jeweils in der Mitte der EEA-Rasterflächen (Zellmittelpunkte) (Altenbrunn & Elsasser 2020:22).

¹¹⁸ Dabei ist zu beachten, dass sich die einzurichtenden Schutzgebiete nicht überlagern dürfen. – Auch abseits davon sollten diese Flächengrößen nicht beliebig groß gewählt werden, um noch in der Nähe des Interpolationsbereiches des Choice-Experiments zu bleiben (dies sind zwischen 10 und 2.500 ha). Wird weit über die Obergrenze hinaus extrapoliert, dann werden die geschätzten Zahlungsbereitschaften sehr unsicher (v. a. wegen des überproportional steigenden Einflusses des quadratischen Terms in der Bewertungsfunktion. Vgl. dazu auch Fußnote 99).

¹¹⁹ Grundsätzlich wären sämtliche Waldflächen abzuziehen, die bereits heute einer „natürlichen Entwicklung“ überlassen sind. Die Lage dieser Flächen ist aber nicht im Einzelnen bekannt – es existiert noch nicht einmal Einigkeit darüber, um wieviel Fläche es sich tatsächlich insgesamt handelt (Engel *et al.* 2016a; Engel *et al.* 2016b). Nationalparke sind dagegen kartiert, und sie müssen laut §24 BNatSchG „in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand“ (also u. a. nutzungsfrei) sein; zudem sollen die so definierten Kernzonen langfristig in die sie umgebenden Entwicklungszonen hinein erweitert werden (Scherfrose *et al.* 2013). Die dadurch entstehenden großflächig zusammenhängenden Schutzgebiete übersteigen den Interpolationsbereich des hier zur Bewertung herangezogenen Choice-Experiments deutlich und sollten daher mit der derzeitigen Version des ReWaLe-Modells nicht bewertet werden.

räumlich verorteten potentiellen Schutzgebieten, die jeweils die gewünschte Mindestgröße umfassen – zusammen aber möglicherweise eine größere¹²⁰ Gesamtfläche als angestrebt.

Für die endgültige Auswahl werden alle potentiellen Schutzgebiete daher mit Hilfe der in Tabelle 19 (Abschnitt 5.3.3) dargelegten Ergebnisse des Choice-Experiments bewertet. Wie oben beschrieben, erfolgt die Bewertung anhand der Attribute ‚Flächengröße‘ und ‚Entfernung‘ sowie ggf. ‚Zutritt‘ und ‚Ausgangszustand‘. Da die letzten beiden über Setzungen gesteuert werden und die jeweiligen Flächengrößen schon bei der Vorauswahl ermittelt worden sind, müssen nun nur noch die Entfernungen der Gebiete zu den jeweiligen Wohnorten ermittelt werden. Dazu wird die kürzeste Entfernung (Luftlinie) zwischen den Außengrenzen eines jeden potentiellen Schutzgebietes zum geographischen Mittelpunkt aller derjenigen Gemeinden bestimmt, die sich innerhalb einer Maximaldistanz um das Gebiet befinden. (Diese Maximaldistanz ist frei wählbar; sie dient dazu, den nötigen Rechenaufwand in handhabbaren Grenzen halten zu können). Damit stehen alle für die Bewertung nötigen Informationen zur Verfügung, und die mittlere Zahlungsbereitschaft aller Gemeinden in der jeweiligen Maximaldistanz zu den potentiellen Schutzgebieten kann berechnet werden. Nachdem dies geschehen ist, wird für jede Gemeinde dasjenige Schutzgebiet ausgewählt, für das in dieser Gemeinde die höchste Zahlungsbereitschaft besteht – konsistent zur Fragestellung in der Umfrage, denn dort sollte je *ein* zusätzliches Schutzgebiet bewertet werden.¹²¹ Die mittlere Zahlungsbereitschaft für dieses Gebiet wird auf die Anzahl der Haushalte in der Gemeinde aggregiert, und zum Schluss werden für jedes Schutzgebiet die aggregierten Zahlungsbereitschaften aus den Gemeinden addiert. Dies ergibt für jedes potentielle Schutzgebiet dessen monetären Gesamtwert. Die endgültige Auswahl der Schutzgebiete (deren Fläche zusammen die angestrebte Gesamtfläche ergibt) kann nun anhand dieser Gesamtwerte erfolgen.¹²²

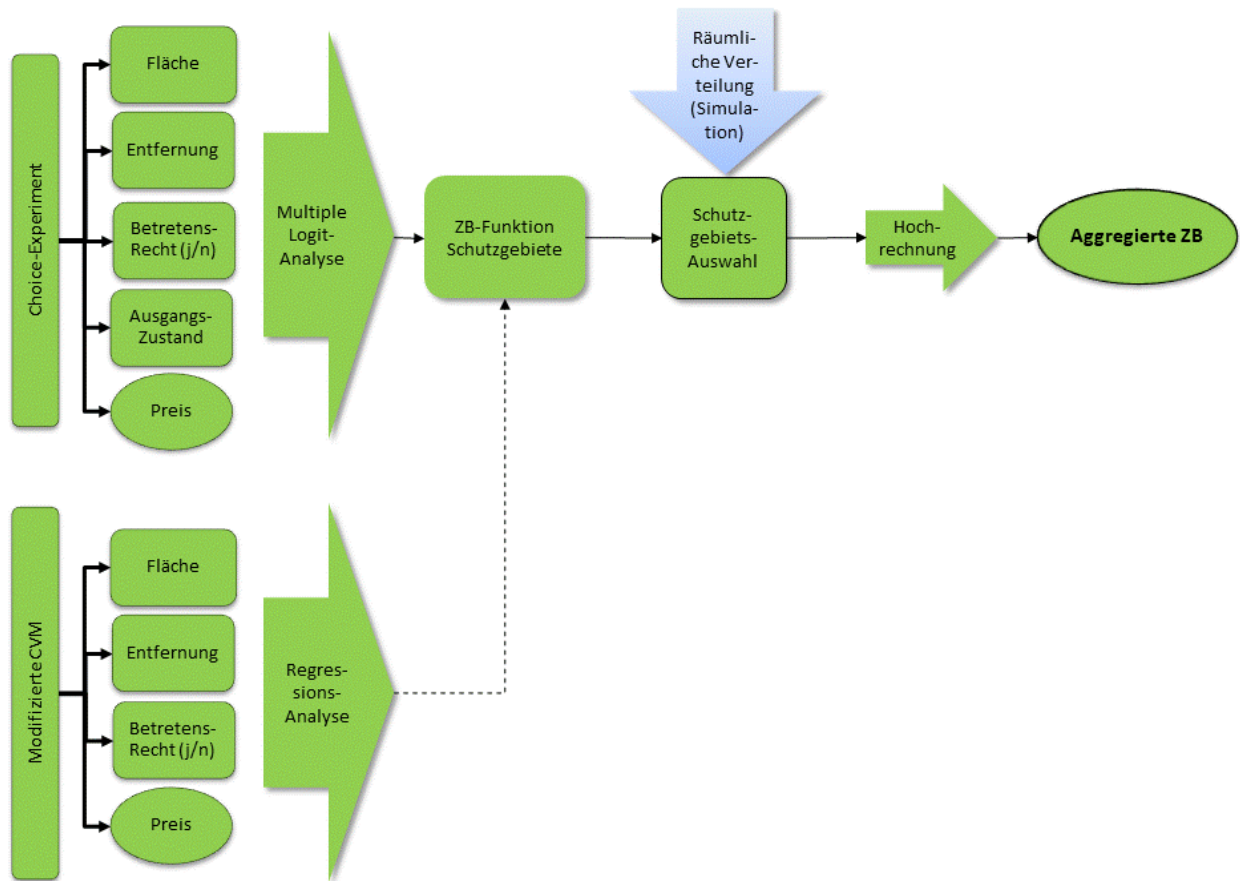
Abbildung 15 fasst die Bewertung zusätzlicher Schutzgebiete im Modell ReWaLe schematisch zusammen, wie sie hier in den Abschnitten 5.3.3, 5.3.4 und 5.5 beschrieben worden ist.

¹²⁰ Ist sie kleiner, dann muss die Vorauswahl mit einer kleineren Gitternetz-Maschenweite wiederholt werden.

¹²¹ Die Beschränkung auf jeweils ein zusätzliches Schutzgebiet pro Gemeinde impliziert die Annahme, dass der Grenznutzen weiterer zusätzlicher Schutzgebiete Null ist (i. e. dass sich die zusätzlichen Gebiete gegenseitig vollständig substituieren). Ohne diese Beschränkung würde die Annahme impliziert, dass es gar keine Substitution zwischen den Gebieten gebe, was als die wesentlich unrealistischere Alternative erscheint.

¹²² Alternativ sind auch andere Kriterien möglich (wie etwa eine möglichst gleichmäßige Verteilung über die Fläche, möglichst geringe Opportunitätskosten aus Holznutzungsverzichten, oder eine Mindestzahl an Flächen in einem bestimmten Bundesland). Der Verwendung sehr komplexer Kriterien sind jedoch Grenzen gesetzt, da diese Auswahl manuell erfolgt und daher sehr zeitaufwendig werden kann.

Abbildung 15: Vorgehen zur regionalisierten Bewertung zusätzlicher Schutzgebiete (segregativer Naturschutz)



6 Beispielszenarien

Im Folgenden werden beispielhaft einige Szenarien vorgestellt, in denen die Auswirkungen alternativer Waldbehandlung auf den gesamtgesellschaftlichen Nutzen mit Hilfe des ReWaLe-Modells prognostiziert und analysiert werden. Diese Szenarien orientieren sich an politischen Zielen für den Wald, die derzeit von verschiedener Seite diskutiert werden. Die Beispielszenarien mögen daher nicht allein die Wirkungsweise des ReWaLe-Modells demonstrieren, sondern gleichzeitig auch relevante Informationen über den Nutzen dieser Ziele aus Sicht der Gesellschaft liefern.

6.1 Szenario „Steigerung des Buchenanteils“ (^{Sz}Bu+10)

Ein bei Naturschützern wie Forstleuten verbreitetes Anliegen richtet sich darauf, den ehemals anthropogen erhöhten Nadelbaumanteil an der Waldfläche wieder zu reduzieren, zugunsten von Laubbäumen. Das Ziel eines Umbaus von (Nadelbaum-) Reinbeständen in standortangepasste Laub- und Mischwälder hat u. a. auch in die Nationale Biodiversitätsstrategie und die Waldstrategie 2020 Eingang gefunden (BMU 2007; BMELV 2011b). Im Rahmen der „Europäischen Buchenwaldinitiative“ (Knapp & Spangenberg 2007) richtet sich das Interesse von Naturschützern zudem insbesondere auf die für Deutschland ursprünglich landschaftstypische Baumart Rotbuche, deren Flächenanteil heute auf 7 % ihres ehemaligen Verbreitungsareals geschrumpft sei und nur noch etwa ein Sechstel der heutigen Holzbodenfläche ausmache (Scherfrose *et al.* 2013); für den Schutz der Buchenwälder trage Deutschland weltweite Verantwortung (Panek 2011, 2016).

Um die Auswirkungen einer (moderaten) Erhöhung des Laubbaumanteils – und insbesondere des Buchenanteils – zu prüfen, wird daher ein Szenario ^{Sz}Bu+10 berechnet, in dem der Anteil der Buchen an der Waldfläche in allen Kreisen um jeweils 10 Prozentpunkte erhöht ist (also von 15 % der Waldfläche auf 25 %, von 65 % auf 75 %, usw.).¹²³ Korrespondierend dazu wird die Nadelbaumfläche entsprechend reduziert (mit proportionaler Reduktion bei den einzelnen Nadelbaumarten; das bestehende Mengenverhältnis der Nadelbäume zueinander wird also nicht verändert).

Die erwähnten politischen Forderungen sind nicht mit konkreten Zielwerten für den Laubbaum- bzw. Buchenanteil unterlegt. Dessen Steigerung um zehn Prozentpunkte in diesem Szenario orientiert sich an dem in Abschnitt 5.3.2 ermittelten rechnerisch optimalen Laubbaumanteil, der

¹²³ Um die Waldfläche konstant zu halten, unterliegt dies der Restriktion, dass der Anteil der Laubbäume insgesamt dadurch auf maximal 100 % der Waldfläche steigen darf – auch in den Kreisen mit bereits heute sehr hohen Laubbaumanteilen finden also keine Aufforstungen statt. Sind im Ausgangszustand bereits mehr als 90 % Laubbäume gegeben (gleich ob es sich hierbei um Buchen handelt oder nicht), wird also nur die noch verfügbare Fläche an Nadelbäumen in Buche umgewandelt.

sich aus Sicht der Bevölkerung in Bezug auf das Landschaftsbild ergeben hatte (siehe Tabelle 18 und Abbildung 11); er liegt um etwa 10 Prozentpunkte über dem heutigen Laubbaumanteil.

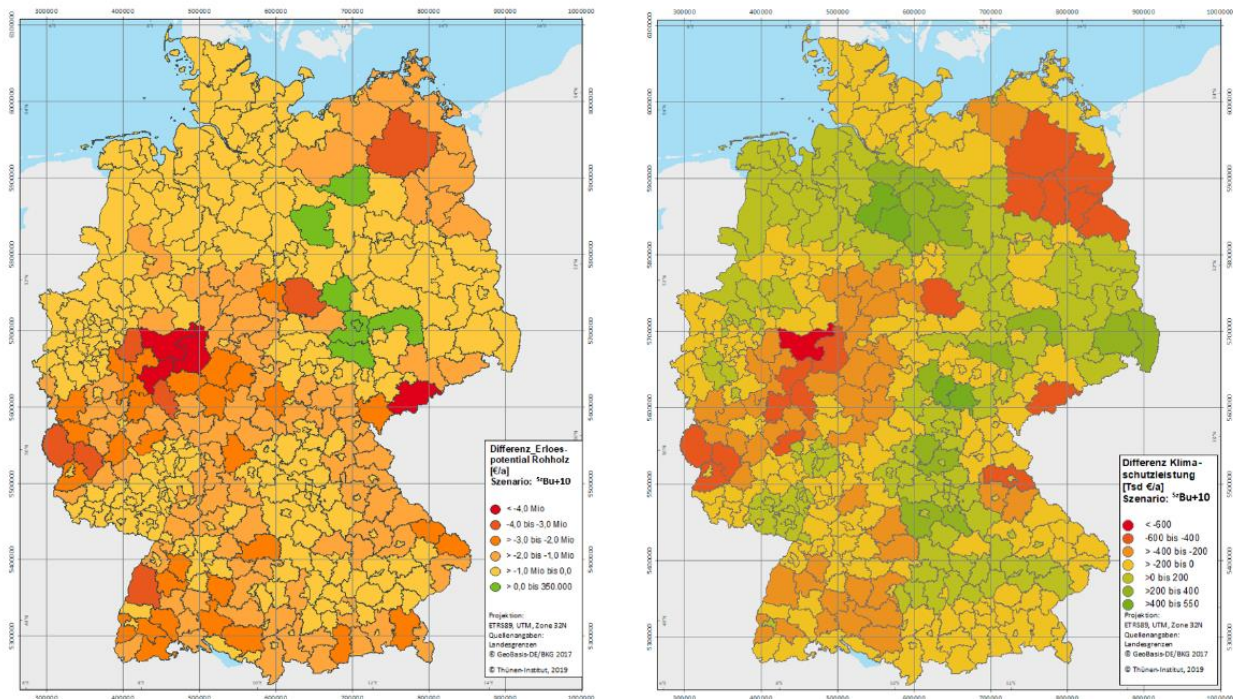
Die Berechnungsergebnisse zeigen, dass das langfristige Rohholz-Erlöspotential in diesem Szenario mit insgesamt 6,8 Mrd. €/a um 0,3 Mrd. €/a niedriger ist als unter der Baumartenverteilung im Status Quo (entsprechend einem Minus von 4,36 %). Auch die Klimaschutzleistung nimmt leicht (um 0,99 %) ab, von 2,11 Mrd. €/a auf dann 2,09 Mrd. €/a (dabei ist jeweils die heutige Holznutzungsintensität unterstellt). Dem stehen jedoch erhebliche Zugewinne auf Seiten der Leistungen für Naturschutz und Landschaft gegenüber; sie betragen per Saldo insgesamt gut 130 Mio. €/a.¹²⁴

Von diesen Veränderungen sind die einzelnen Regionen Deutschlands sehr unterschiedlich betroffen. Verluste an Rohholzpotential gibt es in der weit überwiegenden Mehrheit aller Kreise (siehe Abbildung 16, links). Am stärksten sind vor allem die fichtenreichen Mittelgebirge betroffen, namentlich Teile des rheinischen Schiefergebirges, des Schwarzwalds und der Schwäbischen Alb, des Erzgebirges und des Harzes, mit jährlichen Verlusten von bis zu 6,7 Mio. €/a in einem der Kreise; aber auch im Bayerischen und Oberpfälzer Wald sowie in weiten Teilen Mecklenburg-Vorpommerns sind die Rohholzpotentiale in diesem Szenario deutlich abgesenkt. Lediglich sieben Kreise verzeichnen Zugewinne; sie liegen sämtlich in recht waldarmen Gebieten Ostdeutschlands entlang Saale und Elbe.

Die Veränderung der Klimaschutzleistung (Abbildung 16, rechts), folgt demselben regionalen Muster (wenn auch auf insgesamt geringerem Niveau); die stärksten Einbußen finden sich in den gleichen Regionen wie zuvor. Allerdings sind hier nur knapp zwei Drittel aller Kreise von Rückgängen betroffen; ein Drittel der Kreise (158) verzeichnen Zugewinne.

¹²⁴ Die Erholungsleistung ist nicht verändert, da der Erholungswert von der Baumartenverteilung unabhängig zu sein scheint; das Modul „Erholung“ des ReWaLe-Modells reagiert daher nicht auf eine Änderung der Baumartenausstattung (siehe Abschnitt 4.5).

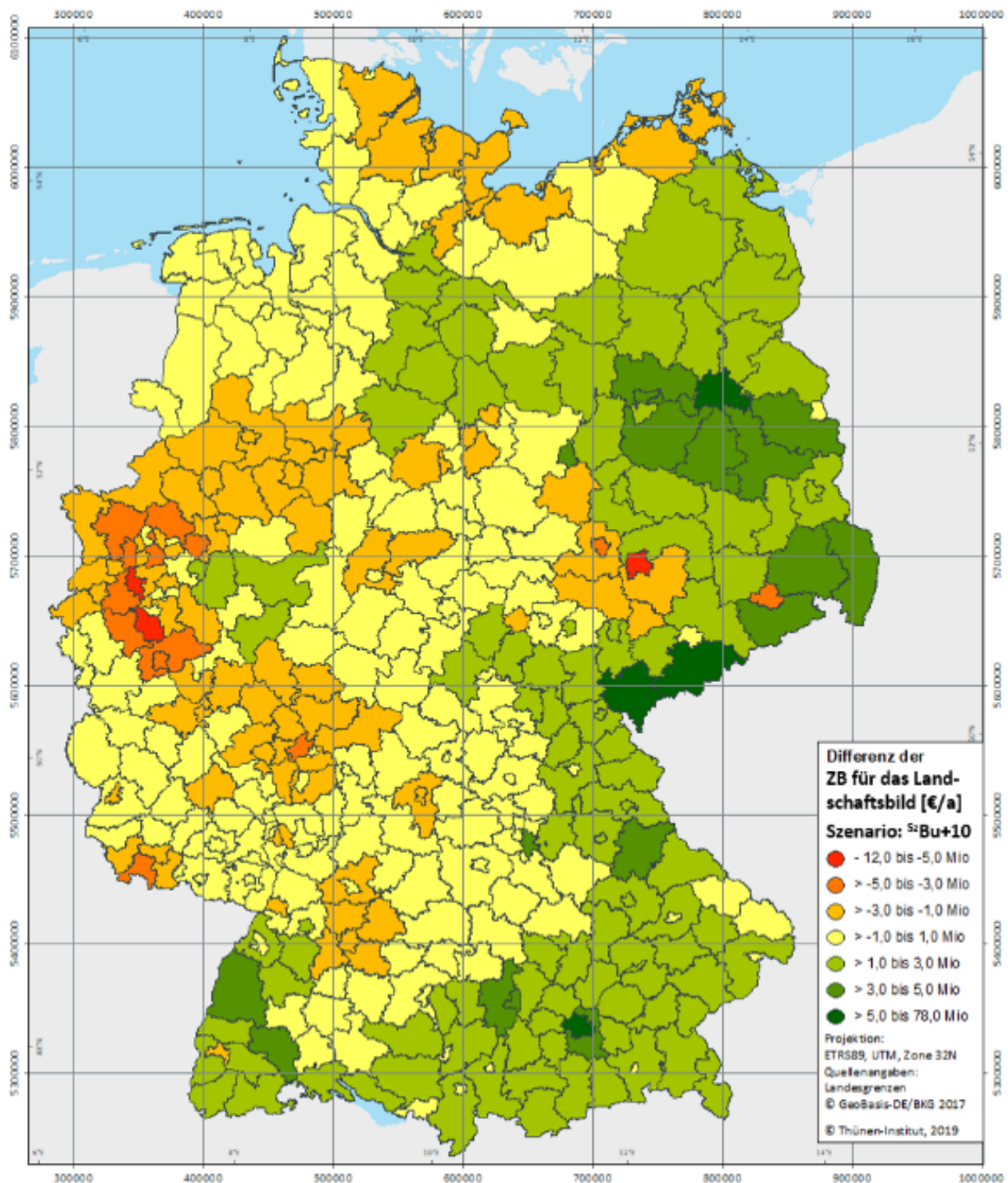
Abbildung 16: Steigerung des Buchenanteils um jeweils 10 Prozentpunkte ($SzBu+10$): Veränderung Rohholz-Erlöspotential (links) u. Klimaschutzleistung (rechts)



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnisse

Die Leistungen für das Landschaftsbild zeigen ebenfalls große Veränderungen (siehe Abbildung 17). Sie folgen einem auffälligen Ost-West-Gradienten. Etwa ein Drittel aller Kreise verzeichnet hohe Zugewinne von jeweils über 1 Mio. € pro Jahr. Diese Kreise finden sich vor allem im nadelwaldreichen Osten und Süden der Republik, wobei das Erzgebirge und die Oberlausitz sowie die Region um Berlin hervorstechen; im Westen fällt auch das Sauerland mit Zugewinnen auf. Diesen stehen allerdings auch Einbußen in den heute schon laubbaumreichen Gegenden gegenüber: In ungefähr einem Viertel aller Kreise würde eine weitere Steigerung des Laubbaumanteils das Landschaftsbild für die Bevölkerung verschlechtern; negative Werte sind hier als Zahlungsbereitschaften für eine (moderate) Erhöhung der Nadelbaumanteile zu interpretieren. Im Saarland und im Rhein-Ruhrgebiet bis hin zum Münsterland, in großen Teilen Hessens und nahezu entlang der gesamten Ostseeküste sowie um Stuttgart und um Halle-Leipzig ist dies der Fall. Im übrigen Bundesgebiet halten sich Gewinne und Verluste in etwa die Waage.

Abbildung 17: Szenario $SzBu+10$: Veränderung der Zahlungsbereitschaft für das Landschaftsbild



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

Betrachtet man schließlich die Leistungen für Rohholzproduktion, Klimaschutz und Landschaftsbild zusammen, dann erweisen sich Gewinne und Verluste meist als gegenläufig: Kreise, in denen der

höhere Buchenanteil das Rohholz-Ertragspotential sowie die Klimaschutzleistung verringern, gewinnen durch Verbesserung des Landschaftsbildes, und umgekehrt. Dies ist aber nicht immer so; einige Gebiete verlieren in Bezug auf alle drei Leistungen. Einige Beispiele dafür finden sich vom Westerwald rheinabwärts bis zum Niederrhein und im Münsterland.

6.2 Szenario „Ursprüngliche Artenvielfalt“ (SzA100)

Das Ziel, in der Vergangenheit eingetretene Verluste an Artenvielfalt auszugleichen und die natürliche Vielfalt wiederherzustellen, liegt explizit oder implizit etlichen Strategien der Bundesregierung zugrunde – der Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2016:39), der Biodiversitätsstrategie (BMU 2007) und auch der Waldstrategie 2020 (BMELV 2011b). Es dürfte auch in der Bevölkerung breiten Konsens finden. Allerdings sind solche Verluste an Vielfalt zwischen naturnahen Waldlandschaften und naturferneren Regionen, in denen forstliche Monokulturen, Agrarsteppen und/oder Verkehrs- und Industrierüden dominieren, ungleich verteilt.

Nachfolgend wird daher ein Szenario SzA100 berechnet, in dem die (hypothetische) ursprüngliche Artenvielfalt im Wald überall in Deutschland unterstellt wird. Dies geschieht, indem der Teilindex ‚Wälder‘ des Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ des BfN (Achtziger *et al.* 2004; Dröschmeister & Sukopp 2009) in allen Kreisen auf den Zielwert 100 gesetzt wird. Konstruktionsbedingt impliziert dieser Zielwert eine vollständige Wiederherstellung der Artenvielfalt im Wald, wie sie in einer vermuteten Vergangenheit vorgelegen haben mag.¹²⁵ Da die Angaben zum derzeitigen Wert des Teilindex‘ um 85 schwanken,¹²⁶ wurde der Index auf einen Mittelwert von 85 % normiert; der Zielwert von 100 % entspricht also einer Steigerung der Artenvielfalt um 15 Prozentpunkte.

Über alle Kreise summiert, ergibt sich für das Wiederherstellungsziel eine Zahlungsbereitschaft von fast 0,9 Mrd. €/a.¹²⁷ Betrachtet man deren Verteilung über die Kreise (Abbildung 18), so fallen als erstes Kreise mit negativer Zahlungsbereitschaft auf (v. a. um den Vogelsberg und im Odenwald). Dies sind Kreise, in denen der regionalisierte Teilindex ‚Wälder‘ bereits heute einen Wert über 100 % annimmt, in denen das Wiederherstellungsziel also bereits leicht übererfüllt wurde (vgl. dazu Abbildung 13 in Abschnitt 5.4.1); rechnerisch ergäbe ein Zielwert von 100 % für diese Kreise

¹²⁵ Bei der Interpretation ist zu bedenken, dass dafür nicht der originale Indikator verwendet werden konnte, da dieser nicht regionalisiert ist; anstelle dessen wurde auf die regionalisierte Nachbildung des Teilindex‘ ‚Wälder‘ zurückgegriffen, die in Abschnitt 5.4.1 beschrieben wurde.

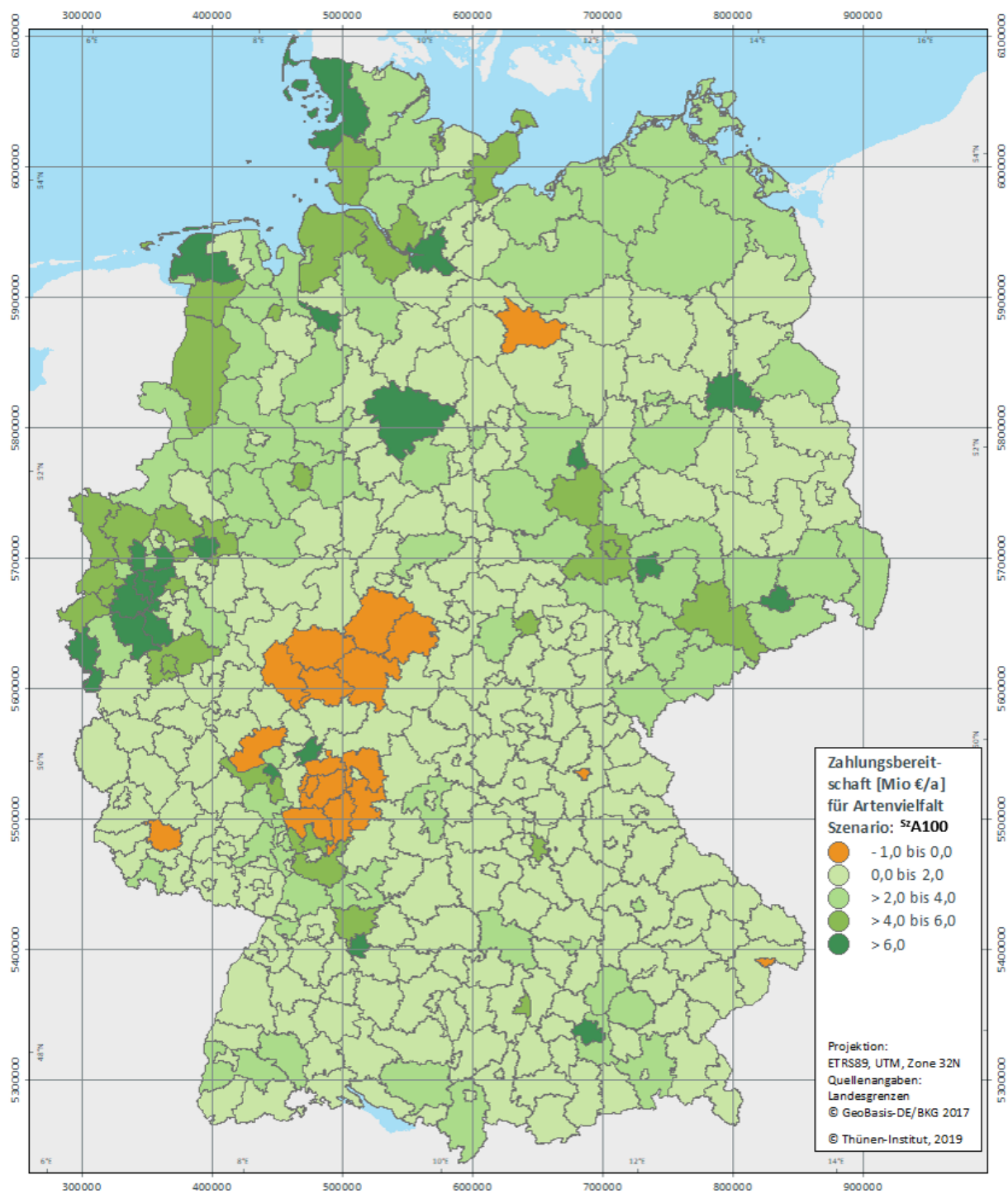
¹²⁶ 2010 betrug der Wert des Teilindex‘ 80 und stieg bis 2015 (d.i. der aktuellste verfügbare Wert) diskontinuierlich auf 90; zum Zeitpunkt der Befragung betrug der aktuellste verfügbare Wert 85. Da dieser Schätzwert erheblichen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse hat, werden im Folgenden entsprechende Berechnungsvarianten ergänzt.

¹²⁷ Der Rechenwert beträgt 898,8 Mio. €/a. Unterstellt man einen derzeitigen Indexwert von 80 Punkten, dann betrüge die Steigerung 20 (statt 15) Indexpunkte, und die Zahlungsbereitschaft betrüge 1.185,6 Mio. €/a. Bei einem Indexwert von 90 Punkten und entsprechend einer Steigerung von 10 Indexpunkten betrüge die Zahlungsbereitschaft 611,3 Mio. €/a.

daher eine Reduktion der Artenvielfalt. Im überwiegenden Teil der Landesfläche beträgt die auf den jeweiligen Kreis aggregierte Zahlungsbereitschaft für eine Zunahme der Artenvielfalt im Wald zwischen 0 und 2 Mio. €/a. Vor allem in der Nordhälfte des Landes gibt es jedoch Gebiete mit noch wesentlich höheren Zahlungsbereitschaften. Solche Gebiete finden sich überall dort, wo die Artenvielfalt heute niedrig ist (so dass es viel zu verbessern gibt) und/oder die Bevölkerungsdichte groß ist (so dass viele Menschen in den Genuss entsprechender Verbesserungen kommen würden): im gesamten Nordwesten Deutschlands von der Ruhr bis in den Norden Schleswig-Holsteins, im nördlichen Teil Mecklenburg-Vorpommerns sowie von den Ausläufern des Erzgebirges entlang der Leipziger Tieflandsbucht bis hinauf in die Magdeburger Börde. Darüber hinaus stechen einige Stadtkreise hervor, in denen hohe aggregierte Zahlungsbereitschaften vor allem durch die hohe Bevölkerungsdichte zustande kommt, in denen die Artenvielfalt laut Abbildung 13 jedoch nicht auffällig niedrig ist (Hamburg, Hannover, Berlin, Dresden und Stuttgart). Hier ist zusätzlich zu bedenken, dass die Zahlungsbereitschaft der dortigen Bevölkerung sich teilweise auch auf die umgebenden Landkreise bezieht.¹²⁸

¹²⁸ Vgl. Fußnote 113.

Abbildung 18: Szenario $SzA100$: Zahlungsbereitschaft für die Wiederherstellung der ursprünglichen Artenvielfalt im Wald



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

6.3 Szenario „Verortung von Schutzgebieten“ (^{Sz}S5₁₀₀₀)

Die nationale Biodiversitätsstrategie (BMU 2007) lässt offen, wie und wo ihr Ziel erreicht werden soll, 5 % der Wälder „natürlicher Waldentwicklung“ zu überlassen. Derzeit scheint dieses Ziel zumindest teilweise erreicht zu sein; allerdings herrscht Uneinigkeit darüber, welche Waldflächen als Zielbeitrag akzeptiert werden sollen und welche nicht (Engel *et al.* 2016a; Engel *et al.* 2016b). Dieser politisch-strategische Konflikt kann und soll hier nicht gelöst werden. Um aber eine Basis zur Quantifizierung zu haben, wird im Folgenden der Nutzen eines Szenarios berechnet, in dem zusätzliche ca. 2,5 % der deutschen Waldfläche aus der forstlichen Bewirtschaftung genommen werden. Dabei wird unterstellt, dass die jeweiligen Flächen weiterhin zur Erholung betreten werden können, und dass die jeweils gegebene Baumartenverteilung nicht verändert wird.

Die Biodiversitätsstrategie lässt ebenfalls offen, nach welchen Kriterien die Flächen ausgewählt werden sollen und wie groß sie sein sollen.¹²⁹ Aus wissenschaftlicher Sicht ist zu hoffen, dass der ökologische wie auch der Nutzen für die Bevölkerung eine Rolle für die Auswahl spielen werden. Wie sich in Abschnitt 5.3.3 gezeigt hat, ist der individuelle Nutzen zusätzlicher Schutzgebiete u. a. von deren Flächengröße und Entfernung zu den jeweiligen Wohnorten abhängig, wobei nicht von linearen Beziehungen auszugehen ist. Um abzuschätzen, welcher zusätzliche Nutzen durch die beschriebene Ausweisung zusätzlicher Schutzflächen in etwa erreichbar sein kann, wird ein Szenario ^{Sz}S5₁₀₀₀ berechnet, bei dem Flächen von je 1.000 ha entlang eines 10x10-km-Rasters zunächst möglichst regelmäßig über die Fläche Deutschlands verteilt und bewertet werden und anschließend die dichtest bewaldeten dieser Gebiete ausgewählt werden.¹³⁰

Entsprechend der in Abschnitt 5.5 beschriebenen Vorgehensweise waren die einzelnen Schritte dabei wie folgt:

- Zunächst wurden diejenigen Punkte des 10x10-km-Netzes vorausgewählt, die in Wälder der Mindestgröße 1.000 ha fielen;
- Von diesen wurden diejenigen 1.000-ha-Buffer ausgewählt, die zu mindestens 50 % bewaldet waren. Als Zwischenergebnis ergaben sich damit 594 1.000-ha-Kreise mit Waldflächen zwischen 500 und 1.000 ha und einer Waldfläche von insgesamt 446.140 ha.
- Daraus wurden die 322 Gebiete mit der größten Waldfläche ausgewählt; sie umfassen zusammen 280.233 ha Waldfläche (sind also durchschnittlich zu 87 % bewaldet).

¹²⁹ Engel *et al.* (2016b) verwenden folgende fünf Kriterien: eine Mindestfläche von 0,3 ha; dauerhafter Ausschluss direkter Eingriffe; rechtsverbindliche Sicherung der Dauerhaftigkeit; natürliche Waldentwicklung als primäres Ziel; Waldfähigkeit der entsprechenden Fläche.

¹³⁰ Vorabkalkulationen ergaben, dass die individuellen Zahlungsbereitschaften je nach Distanz etwas oberhalb einer Flächengröße von 1.000 ha kulminieren. Für Szenarien, die die gesamte Schutzfläche über deutlich kleinere bzw. deutlich größere Einzelflächen verteilen, wären also geringere Bewertungsergebnisse zu erwarten.

Schlussendlich ergaben sich damit 322 über die Bundesrepublik verteilte Schutzgebiete von je 1.000 ha, die insgesamt 2,5 % der heutigen Waldfläche umfassen. Als aggregierte Zahlungsbereitschaft für diese Gebiete errechnete das Modell 1,578 Mrd. €/a. Dem steht ein Verzicht auf Rohholzerlöse i. H. v. 150,8 Mio. €/a gegenüber;¹³¹ die Erlöspotentiale sind dagegen definitionsgemäß nicht betroffen, da sie auch nach Unterschutzstellung erhalten bleiben, zumindest für längere Zeit. (Eine kartographische Darstellung erübrigt sich, da die Flächen zu klein sind, um in einer Deutschland-Übersicht erkennbar sein zu können).

¹³¹ Pauschal bewertet (2,5 % der jährlichen Brutto-Vermarktungserlöse i. H. v. 6,031 Mrd. €/a, vgl. Abschnitt 2.3). Auf eine flächenscharfe Bewertung kann an dieser Stelle verzichtet werden, weil die Schutzflächen im hier diskutierten Szenario nahezu regelmäßig über die Fläche Deutschlands verteilt sind; eine flächenscharfe Bewertung könnte daher lediglich Scheingenauigkeit erzeugen.

7 Exkurs: Ein Ansatz zur Honorierung der Ökosystemleistungen der Wälder als möglicher Anwendungsfall

Das Ziel des ReWaLe-Modells ist, den Informationsstand über den ökonomischen Wert von Ökosystemleistungen des Waldes in Deutschland und seine räumliche Variabilität zu verbessern. Dahinter steht die Intention, zentrale ökonomische Informationen über den Nutzen von Waldleistungen, über regionale Leistungsschwerpunkte und über räumliche Optimierungspotentiale der politischen Diskussion zugänglich zu machen (s. Abschnitt 1.2). Ob und durch welche Instrumente diese Informationen aufgegriffen und ggf. politisch umgesetzt werden, ist nicht die Fragestellung des Modells.

Gleichwohl soll im folgenden Exkurs eines unter mehreren möglichen forstpolitischen Umsetzungsinstrumenten skizziert werden, nämlich die forstliche Förderung unter Beteiligung des Bundes.¹³² Dies dient auch dazu, einen Aspekt des Anwendungspotentials des ReWaLe-Modells zu demonstrieren.

7.1 Gedanklicher Rahmen

In einer sozialen Marktwirtschaft sind staatliche Eingriffe in den Markt nur dort legitimierbar (und möglicherweise erforderlich), wo der Marktwettbewerb allein nicht zu sozial erwünschten Ergebnissen führt. Ein weiteres sinnvolles Leitprinzip in demokratischen Verfassungen ist das der Subsidiarität: Eingriffe sollen auf einer jeweils adäquaten Ebene erfolgen (also auf derjenigen Ebene, auf der sowohl ein Bedarf als auch die Möglichkeit zur Etablierung effektiver Regeln besteht). Für die Bundesebene folgt daraus u. a., dass Staatseingriffe gerechtfertigt werden müssen, beispielsweise durch den Nachweis von Marktversagen; und gerade in einem föderalen System folgt daraus auch, dass bei solchen Staatseingriffen ihre regionalspezifischen Voraussetzungen wie auch ihre regionalen Auswirkungen berücksichtigt werden müssen.

Solche Staatseingriffe können beispielsweise darin bestehen, Leistungen des Waldes zu fördern, welche ansonsten nicht in erwünschter Menge und/oder Qualität bereitgestellt würden. „Fördern“ muss dabei nicht ausschließlich bedeuten, staatlicherseits finanzielle Anreize bereitzustellen; ebenso wichtig erscheint eine Gestaltung der wirtschaftlichen und rechtlichen Rahmenbedingungen in einer Weise, dass es auch für Waldbesitzer und privatwirtschaftliche Initiativen lohnend wird, die gewünschten Leistungen bereitzustellen. Gleichwohl kann auch die finanzielle Honorierung durch den Staat hierzu einen Baustein liefern.

¹³² Während der Abschlussarbeiten zu diesem Projekt erreichte uns aus dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft der Wunsch, ein mögliches Honorierungskonzept für die Forstwirtschaft zu umreißen, welches stärker als bisher an den Ökosystemleistungen von Wäldern und Forstwirtschaft ansetzt. Die im Rahmen des ReWaLe-Projektes erzielten Ergebnisse erwiesen sich dafür als nützlich. Im Folgenden geben wir eine für diese Publikation überarbeitete und erweiterte Version des von uns skizzierten Honorierungskonzepts wieder.

In der Diskussion über die Gemeinsame Agrarpolitik der EU hat sich das Schlagwort „öffentliches Geld für öffentliche Leistungen“ etabliert. Es kann gemäß dem oben Gesagten auch als Grundsatz für die Honorierung der Ökosystemleistungen des Waldes dienen, wenn und soweit nach diesen Leistungen vor Ort Nachfrage besteht und diese durch den Markt allein nicht befriedigt werden kann. Nach diesem Grundsatz wären öffentliche Güter förderwürdig, die Finanzierung privater Güter aber dem individuellen Austausch auf Märkten zu überlassen. Es ist offenkundig, dass die derzeitige finanzielle Förderung der Waldwirtschaft in mehrfacher Hinsicht gegen den genannten Grundsatz verstößt: Historisch bedingt, setzt die finanzielle Förderung durch den Bund primär an der Produktion von Holz (als einem privaten Gut) an, und sie ist an das Ziel geknüpft, damit die Leistungs- und Wettbewerbsfähigkeit der Forstbetriebe zu stärken (GAKG §2). Umweltleistungen des Waldes (welche überwiegend Charakteristika öffentlicher Güter aufweisen) werden demgegenüber nur ansatzweise gefördert (vgl. dazu Möhring & Mestemacher 2009; Ermisch *et al.* 2015; Ermisch *et al.* 2016), und auch für diese Förderansätze spielen Existenz und Ausmaß der regionalen Nachfrage nach den entsprechenden Leistungen, wenn überhaupt, nur eine untergeordnete Rolle.

Eine grundsätzliche Neugestaltung des forstlichen Fördersystems erscheint daher überfällig. Für eine solche Neugestaltung bieten sich folgende Kriterien als zweckmäßig an:

- (1) Das Fördersystem sollte grundsätzlich die Vielfalt der Ökosystemleistungen (ÖSL) des Waldes und deren Zusammenspiel in den Blick nehmen.
- (2) Die finanzielle Honorierung sollte sich auf öffentliche Güter beschränken, die nicht hinreichend über Märkte bereitgestellt werden können.
- (3) Die Güter/Leistungen müssen tatsächlich erbracht werden, und vor Ort muss Nachfrage nach ihnen bestehen.
- (4) Die finanzielle Honorierung seitens des Bundes sollte administrativ schlank gehalten werden, und sie sollte nicht auf jeden sachlich und örtlich denkbaren Spezialfall abzielen, sondern sich auf die wichtigsten Leistungen konzentrieren.

Zu Kriterium (1): Der Begriff „Ökosystemleistungen“ per se schließt das Holz nicht aus

Das Millennium Ecosystem Assessment der Vereinten Nationen (MEA 2003) unterscheidet vier Kategorien von Ökosystemleistungen (unterstützende, bereitstellende, regulierende und kulturelle Leistungen); diese wurden später weiter unterteilt und systematisiert (CICES [V5.1] 2018). Allen diesen Klassifikationen gemein ist, dass sie versuchen, sämtliche Ökosystemleistungen zu erfassen, unabhängig davon, ob es sich dabei im wirtschaftlichen Sinn um private oder öffentliche Güter handelt – also auch die Rohholzproduktion, bei der es sich um eine „bereitstellende Leistung“ handelt. Da Wälder ihre Ökosystemleistungen synchron produzieren (Kuppelproduktion), der Grad der jeweiligen Leistungserstellung aber beeinflussbar ist und zwischen den Leistungen rivalisierende wie auch synergistische Beziehungen bestehen können, dürfen auch die Auswirkungen eines geänderten Fördersystems auf die Holzproduktion nicht aus den Augen verloren werden.

Zu Kriterium (2): Zu welchem Grad sind Ökosystemleistungen „öffentliche Güter“?

Der Begriff der „öffentlichen Güter“ hat analytisch nichts damit zu tun, ob die betreffenden Güter der öffentlichen Hand gehören, oder ob sie durch „die Öffentlichkeit“ genutzt werden. Im wirtschaftlichen Sinn sind öffentliche Güter bzw. Leistungen durch das graduelle oder vollständige Fehlen zweier Eigenschaften gekennzeichnet, welche privaten Gütern eigen sind und zur Folge haben, dass für diese privaten Güter Märkte entstehen: Nutzungskonkurrenz (Konsumrivalität) sowie die Möglichkeit, zahlungsunwillige Nutzer auszuschließen (Exklusivität). Fehlen diese Eigenschaften ganz oder teilweise, dann entfallen letztlich die entsprechenden Produktionsanreize, und die Marktsteuerung versagt.

Bei vielen, aber nicht allen Ökosystemleistungen des Waldes handelt es sich im wirtschaftlichen Sinn um öffentliche Güter, weil sie ohne Beeinträchtigung Anderer vielen Menschen gleichzeitig nützen und/oder weil niemand mit vertretbarem Aufwand von dieser Nutzung ausgeschlossen werden kann. Typischerweise ist beides etwa beim Klimaschutz der Fall. Auf andere Ökosystemleistungen des Waldes treffen diese Beschreibungen nur teilweise zu, etwa für die Trinkwasserschutzleistung, um welche Rivalität besteht (da sauberes Trinkwasser bei seiner Nutzung „verbraucht“ wird und Anderen nicht mehr zur Verfügung steht), oder für die Erholungsleistung, für die das Exklusivitätsprinzip zumindest theoretisch gelten könnte (aber durch das freie Betretungsrecht in § 14 BWaldG außer Kraft gesetzt ist). Im Falle der Rohholzproduktion ist dies anders; Rohholz ist ein privates Gut, das durch Konsumrivalität wie auch Exklusivität gekennzeichnet ist und das auf Märkten gehandelt wird. Allerdings ist die Funktionsfähigkeit der Märkte auch hier eingeschränkt, bedenkt man den extrem langen Zeitverzug zwischen der Begründung eines Waldbestandes und der Vermarktung des damit produzierten Rohholzes: Bei der Begründung von Waldbeständen sind die Marktteilnehmer, die schließlich für diese Produktionsleistung zahlen werden, in der Regel noch gar nicht geboren. Dies lässt nicht das Holz selbst, wohl aber die Nachhaltigkeit der Versorgung mit Holz (wie auch mit anderen ÖSL des Waldes) als ein Gut erscheinen, dessen Sicherung entsprechende Staatseingriffe rechtfertigen kann.

Zu Kriterium (3): Ergebnisse und Nachfrage zählen

Das derzeitige Fördersystem (im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ = „GAK“) setzt im Wesentlichen daran an, Maßnahmen, nicht aber deren Ergebnisse zu fördern; es ist in seiner Essenz Angebots-, nicht nachfrageorientiert. Dies ist aus zwei Gründen grundsätzlich auch naheliegend: Einerseits lässt sich der Waldzustand aufgrund der langen forstlichen Produktionszeiträume in manchen Fällen direkter über Maßnahmen beeinflussen, wenn deren Ergebnisse erst mit großer zeitlicher Verzögerung einsetzen. Andererseits ist das Angebot oft leichter bezifferbar als die Nachfrage; im Falle der Umweltleistungen lagen bis vor wenigen Jahren kaum Erkenntnisse zur Bezifferung der jeweiligen Nachfrage vor. Dem stehen jedoch etliche Nachteile gegenüber:

- Maßnahmenförderung lenkt das Interesse der Forstbetriebe auf die Durchführung der Maßnahmen, aber nicht unbedingt auch auf deren Erfolg;

- sie ist zwar geeignet für eine Veränderung unbefriedigender Waldzustände, weniger aber für den Schutz bereits bestehender erwünschter Zustände (die u.U. erfordern, dass eben keine Maßnahmen durchgeführt werden);
- und eine Angebotsorientierung birgt stets die latente Gefahr, die Produktion von Gütern und Leistungen am Bedarf vorbei zu lenken und damit öffentliche Mittel zu verschwenden.

Daher erscheint es wichtig, die Existenz einer hinreichenden Nachfrage regelmäßig zu prüfen und das Fördersystem grundsätzlich stärker an der Leistungsnachfrage zu orientieren, sowie nach Möglichkeit nicht die ergriffenen Maßnahmen, sondern deren Erfolg zu honorieren: also die Leistungen selbst.

Zu Kriterium (4): Konzentration auf das Wesentliche

Wenn ein Honorierungssystem für Ökosystemleistungen der Wälder praktischen Erfolg haben soll, dann ist es sehr wesentlich, dieses System nicht mit administrativen Komplikationen für Fördermittelgeber und deren potentielle Empfänger zu überfrachten – denn sonst ruft es zwar Verwaltungskosten, aber nur wenig Wirkung hervor (vgl. u.a. Franz 2017; Franz *et al.* 2017; Selzer *et al.* 2018) und verschwendet damit ebenfalls öffentliche Mittel. Wichtig ist daher, ein solches System praktikabel zu gestalten. Hierfür sind insbesondere drei Aspekte herauszustellen:

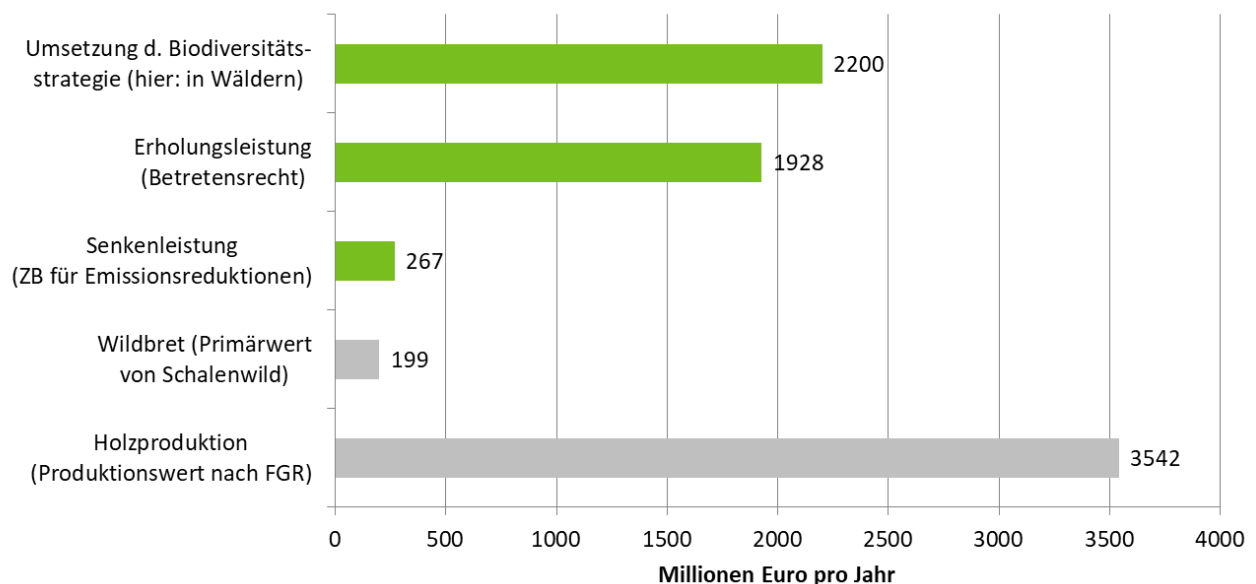
- Damit die Förderung von den Betrieben angenommen wird, muss sie hinreichend attraktiv sein. Sie darf daher nicht allein darauf abzielen, die Erstellungskosten für eine Leistung (oder gar nur Teile davon) abzudecken, sondern muss die Betriebe in die Lage versetzen, Gewinne zu erzielen; diese Gewinne dürfen zudem nicht von den jeweiligen Verwaltungskosten (oder sonstigen durch das Fördersystem bedingten Kosten, etwa durch erhöhte finanzielle Risiken) verzehrt werden.
- Entsprechend dem Subsidiaritätsprinzip sollte die Regelung regionaler Sonderfälle grundsätzlich den örtlichen Stellen und ggf. den Ländern überlassen bleiben, nicht aber in einem Honorierungssystem auf Bundesebene berücksichtigt werden. Dies dient auch dazu, den bürokratischen Aufwand auf Verwaltungsseite zu begrenzen.
- Da die existierende Klassifikation der Ökosystemleistungen in beliebiger Verfeinerung weiter unterteilt werden kann (siehe CICES [V4.3] 2013; CICES [V5.1] 2018), ist es von vornherein aussichtslos, für jede Ökosystemleistung einen eigenen Fördertatbestand konstruieren zu wollen. Das System sollte sich daher auf die wichtigsten Leistungen konzentrieren.

Im Folgenden wird mit Unterstützung der vorgenannten Kriterien diskutiert, welche Ökosystemleistungen im Einzelnen für eine Honorierung unter Beteiligung des Bundes in Frage kommen könnten.

7.2 Auf welchen Leistungen könnte eine finanzielle Honorierung insbesondere fußen?

Ein gut geeignetes Kriterium zur Strukturierung der Diskussion ist der (monetär bewertete) Nutzen, den die einzelnen Ökosystemleistungen des Waldes für Individuen und Gesellschaft bewirken, und dessen regionale Verteilung. Er bildet unmittelbar die Nachfrage nach dieser Ökosystemleistung ab. Nachdem über diesen Nutzen lange Zeit nur wenige und/oder unzuverlässige Erkenntnisse vorlagen, hat sich der diesbezügliche Wissensstand in den letzten Jahren deutlich verbessert. Zusammengefasst und dokumentiert ist dies u. a. in den internationalen sowie auch den deutschen Studien zur Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (TEEB 2010a, b; Hartje *et al.* 2015; von Haaren & Albert 2016). Dort zeigt sich u. a., dass der Wert einzelner Leistungen, z. B. für Naturschutz und die Erholung der Bevölkerung, durchaus an den Wert der Holzproduktion heranreicht, und dass der Wert aller Leistungen zusammen sehr deutlich über dem Wert der Holzproduktion allein liegen dürfte (siehe Abbildung 19; bei einem dezidierten Vergleich der dort gezeigten Zahlen wäre allerdings Vorsicht geboten, da sie auf teilweise unterschiedlichen Bewertungsmethoden beruhen und insbesondere im Falle der Senkenleistung auch auf Annahmen, welche das Ergebnis stark beeinflussen).

Abbildung 19: Ungefähre Wertrelationen einzelner Ökosystemleistungen des Waldes in Deutschland nach TEEB.DE



Quelle: Naturkapital Deutschland – TEEB.DE (Hartje *et al.* 2015; von Haaren & Albert 2016). Grün: Zahlungsbereitschaften; grau: Marktpreise. Die Senkenleistung ist hier relativ niedrig bewertet, da die Mengenbasis hier keine Substitution enthält.

Die TEEB-Studien erfassen die Leistungen des Waldes nur beispielhaft, und nur auf Ebene der Bundesrepublik insgesamt. Im Folgenden wird daher der Wissensstand über die Nachfrage nach einzelnen Leistungen und deren regionale Verteilung in Bezug auf die Frage diskutiert, ob für diese

Leistungen eine Berücksichtigung in einem Honorierungssystem angezeigt erscheint, welches die Leistungen regional differenziert honoriert. Die Datenbasis beruht im Wesentlichen auf der ReWaLe-Studie.

7.2.1 Klimaschutz

Die von Wäldern erbrachten Klimaschutzleistungen sind einerseits global von Nutzen (durch Sequestrierung und längerfristige Speicherung von Kohlenstoff in den Waldökosystemen und anschließend in Holzprodukten, sowie durch Substitution energieaufwendiger Materialien und fossiler Energieträger), und andererseits lokal (z. B. durch Frischluftkorridore für urbane Räume). Lokale Klimaschutzleistungen sind sehr stark von den jeweiligen örtlichen Voraussetzungen abhängig, und es lässt sich argumentieren, dass sie gemäß obigem Kriterium 4 für ein bundesweites Honorierungssystem nicht vorrangig sind. Von ihnen wird daher hier abgesehen.

Für den Schutz des globalen Klimas sind Erhalt und ggf. Bewirtschaftung der Wälder weltweit wesentliche Voraussetzungen. Die deutschen Wälder tragen dazu entsprechend ihrem Anteil an der globalen Waldfläche bei; ihr Erhalt wird institutionell i. W. durch das Rodungsverbot und das Wiederbewaldungsgebot des Bundeswaldgesetzes gesichert (BWaldG, §§ 9 u. 11). Zusätzliche Sequestrierungsleistungen sind aber möglich, einerseits durch Ausweitung der Waldfläche (Erstaufforstung), andererseits durch Waldbewirtschaftung (und geeignete Holzverwendung, welche aber dem unmittelbaren Einflussbereich des Forstsektors entzogen ist).

Die Bundesrepublik ist in internationalen Vertragswerken konkrete Verpflichtungen zum Klimaschutz eingegangen (UNFCCC 1992, 1997, 2015). Dadurch ist die Nachfrage nach (globalen) Klimaschutzleistungen des deutschen Waldes institutionell in der internationalen Klimapolitik verankert, die in ihren Details stark ausdifferenziert ist und mit äußerst aufwendigen Nachweispflichten einhergeht (s. UBA 2019). Da die Kohlenstoffsequestrierung im Wald auf die deutschen Reduktionsverpflichtungen angerechnet wird, hat diese Nachfrage auch eine wirtschaftliche Dimension, welche grundsätzlich Anreize zur Kohlenstoffsequestrierung im Wald bietet. Allerdings werden diese Anreize nur auf nationaler, nicht aber auf betrieblicher Ebene wirksam, da die internationalen Reduktionsverpflichtungen nur für Staaten, nicht für Betriebe verbindlich sind. Grundsätzlich für Betriebe verbindlich ist dagegen der Zertifikatehandel im Rahmen des Europäischen Emissionshandelssystems (EU-ETS) – von diesem ist der Forstsektor jedoch derzeit ausgeschlossen; unter den existierenden verpflichtenden Emissionshandelsystemen schließt lediglich das Neuseeländische den Forstsektor mit ein (Hamrick & Gallant 2017a).

Gleichwohl ist es für Staat und Gesellschaft in Deutschland von Interesse, auch die Potentiale des Forstsektors und der Holzverwendung für die Erfüllung der nationalen Reduktionspflichten und der darüberhinausgehenden freiwilligen Reduktionsziele zu nutzen, und den Forstbetrieben hierfür entsprechende Anreize zu bieten. Solche Anreize könnten zwar grundsätzlich auch von den

verschiedenen freiwilligen Emissionsmärkten ausgehen (s. dazu Hamrick & Gallant 2017a, b); ihre Wirkung ist aber wegen der geringen Preise und umgesetzten Mengen auf diesen freiwilligen Märkten nur sehr schwach. Auch die Möglichkeiten, die Forstwirtschaft in den internationalen bzw. europäischen Regularien zur Klimapolitik zu verankern, erscheint derzeit wenig aussichtsreich. Es erscheint daher sinnvoll, die Klimaschutzleistung des Waldes in ein bundesweites Honorierungssystem zu integrieren und damit substanzielle Anreize für die Forstbetriebe zu schaffen, die bisherige Klimaschutzleistung der Wälder aufrechtzuerhalten¹³³ und nach Möglichkeit auch zu vergrößern. Dieses Honorierungssystem sollte die internationalen Klimaziele unterstützen, aber pragmatisch ausgestaltet sein und in seiner Konstruktion nicht an den internationalen Anrechnungsregeln ausgerichtet werden, da dies nahezu zwangsläufig zu ausufernden Kontroll- und Nachweiskosten führen würde.

Sowohl die Quantifizierung als auch die Bewertung der Klimaschutzleistung von Wäldern sind allerdings umstritten und bergen politisches Konfliktpotential. Probleme in Bezug auf die Quantifizierung stellen sich u. a. durch die Frage, welche Speicherkompartimente in Wäldern und Holzprodukten zu berücksichtigen seien, und ob die Substitutionsleistung dabei angerechnet werden solle oder nicht; je nach Antwort können sich ganz unterschiedliche Mengenschätzungen ergeben, die für die Gestaltung des Anreizsystems erhebliche Folgen haben (konkret für die Frage, ob Anreize eher für die Speicherung im Wald oder für die Nutzung des Holzes gesetzt werden sollten). Dieser Konflikt ist allerdings möglicherweise vermeidbar, wenn man sich vor Augen hält, dass seitens der Forstwirtschaft nur Speicherung im Wald bzw. der Zuwachs im Wald beeinflusst werden können; Holzverwendung und Substitution liegen außerhalb ihres Einflussbereiches. Insofern spricht einiges dafür, ein forstliches Anreiz- und Honorierungssystem ebenfalls auf den Wald zu beschränken – wenn dieses Anreizsystem so gestaltet wird, dass die jeweils klimafreundlichste Verwendung des Holzes dabei nicht diskriminiert wird (sei dies die Ernte und weitere Verwendung, oder sei dies das Belassen im Wald).

Auch in Bezug auf die dazugehörigen Werte ist das Potential für politische Auseinandersetzungen groß. Bewertet man die Klimaschutzleistung des deutschen Waldes anhand derzeitiger Preise auf dem EU-ETS (die man als hypothetische Einkommenswirkung auf volkswirtschaftlicher Ebene interpretieren kann) oder anhand globaler vermiedener Schadenskosten, so liegt der Wert der Klimaschutzleistung etwas unterhalb der Größenordnung der Erholungs-, der Naturschutz- sowie auch der Holzproduktionsleistung des Waldes (vgl. Hartje *et al.* 2015). Bei einer Bewertung anhand egalitär gewichteter Schadenskosten, wie sie z. B. das UBA (2018) propagiert, läge dieser Wert in der gleichen Größenordnung oder sogar deutlich darüber (für eine ausführliche Diskussion der unterschiedlichen möglichen Bewertungsansätze und ihre jeweilige Begründung siehe Edens *et al.* (2019) sowie im vorliegenden Bericht Anhang C, S. A21). Dies deutet darauf hin, dass nicht nur die

¹³³ Dies ist keine Selbstverständlichkeit, zumal vor dem Hintergrund der in Häufigkeit und Intensität zunehmenden Schadereignisse der letzten Jahre.

Quantifizierung, sondern auch die „korrekte“ Bewertung der Klimaschutzleistung für ein Honorierungssystem erhebliche Herausforderungen darstellen.

In Abschnitt 3.3.2 (Abbildung 5, S. 34) sind regionalisierte Bewertungsergebnisse dargestellt, wenn man die Quantifizierung auf den Zuwachs der oberirdischen Baumbiomasse beschränkt und anhand von EU-ETS-Preisen bewertet (eine zusätzliche Berücksichtigung weiterer Waldkompartimente ergäbe eine proportionale Erhöhung der geschätzten Werte, aber keine strukturelle Änderung). Es zeigen sich deutliche regionale Schwerpunkte (u. a. Schwarzwald, Bayerischer Wald, Sauerland, Erzgebirge und die walddreichen Gebiete in den großen Kreisen im Nordosten); bei der Interpretation ist zu bedenken, dass die auf Kreisebene aggregierten Ergebnisse in dieser Darstellung auch durch die unterschiedliche Größe der jeweiligen Kreise mitbeeinflusst werden.

7.2.2 Biodiversität, Naturschutz und Landespflege

Biodiversität selbst ist keine Ökosystemleistung im eigentlichen Sinne – sie wird vielmehr als Voraussetzung für Ökosystemleistungen und für das Leben schlechthin betrachtet (z. B. im Klassifikationssystem der MEA (2003)). Dagegen können Leistungen für Naturschutz und Landespflege als kulturelle Ökosystemleistungen aufgefasst werden; sie sind oft eng mit dem Grad der jeweiligen Biodiversität korreliert. Ebenso wie die Bedrohung der Natur und ihrer Biodiversität ein weltweites Problem darstellt, ist auch ihr Schutz eine globale Herausforderung; für den Schutz konkreter einzelner Elemente von Natur und Landschaft muss dagegen ihre regionale und lokale Verteilung berücksichtigt werden. Entsprechend handelt es sich bei den unterschiedlichen Schutzgütern teils um „lokale“ öffentliche Güter (Tiebout 1956; Stiglitz 1977), teilweise aber auch um „globale“ (Kaul *et al.* 1999). Da die Wertschätzung für Biodiversitätsschutz oft nutzungsunabhängig ist (Mullan & Kontoleon 2008), beschränkt sich die entsprechende Nachfrage, zumal bei „globalen“ öffentlichen Gütern, nicht allein auf deren unmittelbare Umgebung.

Die Bundesrepublik ist international wie auch auf europäischer Ebene Verpflichtungen zum Biodiversitäts- und Naturschutz eingegangen, die auch die Wälder in Deutschland betreffen. Beispiele dafür sind die Biodiversitätskonvention (UN-CBD 1992) und das europäische Natura2000-Netzwerk (EU-FFH-RL 1992; EU-Vogelschutz-RL 2010). Inhaltlich konkretisiert werden diese Verpflichtungen u. a. in der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007) und ihren Aktualisierungen (BMU 2010, 2015a, b, 2017), inhaltlich und räumlich auch in Management- bzw. Pflege- und Entwicklungsplänen der einzelnen FFH-Gebiete. Die nationale und supranationale Nachfrage nach Biodiversitäts- und Naturschutz findet darin ihre institutionelle Verankerung – auch wenn sie dazu keinen expliziten Gebrauch von Marktmechanismen macht, so dass es zwar internationale Zertifikatmärkte für Kohlenstoff, nicht aber für Biodiversität gibt. Innerhalb Deutschlands ist dies anders, wo Bau- und Naturschutzrecht einen (allerdings regional begrenzten) Handel mit „Ökopunkten“ zur Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft ermöglichen (Wätzold & Wissel 2016; Scheidler 2019).

Angesichts der überregionalen Nachfrage nach Biodiversitäts- und Naturschutz sollte ein bundesweites Honorierungssystem auch Anreize zum Erhalt und zur Verbesserung dieser Leistungen bieten. Dabei schließt die Vielfalt und Verschiedenartigkeit der unterschiedlichen Schutzgüter eine direkte Quantifizierung und Bewertung anhand eines einfachen und einheitlichen sowie objektiv überprüfbaren Erfolgsmaßstabs nahezu aus. Gleichwohl lässt sich Biodiversität (oder das Ausmaß an Naturschutz) näherungsweise über unterschiedliche mögliche Indikatoren bestimmen.¹³⁴

Aus dem ReWaLe-Projekt stehen nachfrageseitige monetäre Bewertungen für die Artenvielfalt im Wald zur Verfügung (Abschnitt 5.4.1),¹³⁵ darüber hinaus Bewertungen des regionalen Verhältnisses von Nadel-, Misch- und Laubwäldern (Abschnitt 5.4.2), und schließlich auch Bewertungen holznutzungsfreier Schutzgebiete im Wald, welche zum „5-%-Ziel“ der Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung beitragen sollen (Abschnitt 5.5). Die für eine Ergebnisdarstellung notwendigen Szenarienrechnungen finden sich in Abschnitt 6. Es zeichnet sich ab, dass für einige der möglichen Verbesserungen von Leistungen für Naturschutz und Landespflge Nachfrage sowie eine substantielle Zahlungsbereitschaft besteht; die entsprechenden Schätzungen können auch zur Orientierung über die Höhe möglicher Anreizzahlungen genutzt werden.

7.2.3 Erholung¹³⁶

Weil § 14 BWaldG jedermann das Betreten des Waldes zum Zwecke der Erholung (unentgeltlich) gestattet, ist damit das Ausschlussprinzip außer Kraft gesetzt. Insofern handelt es sich bei der Erholungsleistung des Waldes um ein öffentliches Gut. Dies gilt allerdings nur für diejenigen Erholungsformen, die durch das Betretensrecht abgedeckt sind. Für die Diskussion der Erholungsleistungen sind zwei Unterscheidungen hilfreich:

- zum einen die Unterscheidung zwischen Erholungsformen, die durch das allgemeine Betretungsrecht in § 14 BWaldG gedeckt sind und anderen nicht gedeckten Erholungsformen,
- sowie zum anderen die Unterscheidung zwischen Alltags- und Urlaubserholung.

¹³⁴ Beispiele dafür sind etwa Brutvogeldichten, Hemerobiegrade, Diversitätsindizes, gutachterliche Zustandsabschätzungen im Rahmen von Biotopwertverfahren, Einschätzungen des Erhaltungszustandes von FFH-Gebieten und Einschätzungen von Naturnähe und Baumartenverhältnissen in Wäldern.

¹³⁵ Das BfN hat aus der Brutvogeldichte einen Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ abgeleitet (Achtziger *et al.* 2004), der vom Statistischen Bundesamt im Rahmen des Indikatorenberichtes zur Nachhaltigen Entwicklung veröffentlicht und regelmäßig aktualisiert wird (StBA 2018). Leider stehen zwar verschiedene Teilindizes für Landnutzungsformen (darunter auch ein Teilindex „Wälder“) zur Verfügung, aber nur für Deutschland insgesamt; eine regionale Untergliederung wird von offizieller Seite nicht bereitgestellt. Sie lässt sich aber näherungsweise aus den zugrundeliegenden Brutvogeldichten (Gedeon *et al.* 2015) ableiten; dies ist in Abschnitt 5.4.1 geschehen.

¹³⁶ Die Darstellung folgt hier teilweise dem Ergebnispapier der „Bundesplattform Wald - Sport, Erholung, Gesundheit (WaSEG)“, zu dem einer der Autoren beigetragen hat (WaSEG 2019) [<https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-sport-erholung-gesundheit-waseg.html>]

Unterscheidung nach Geltung des Betretensrechtes

Explizit durch das Betretensrecht im BWaldG gedeckt sind das reine „Betreten“ sowie, beschränkt auf Straße und Wege, das Radfahren, Fahren mit Krankenfahrstühlen und Reiten. In den einzelnen Bundesländern gelten derzeit für sportliche Aktivitäten unterschiedliche weiterführende Bestimmungen. Die „Bundesplattform Wald - Sport, Erholung, Gesundheit (WaSEG)“ hat Vorschläge erarbeitet, wie die Rechtslage zum Betretensrecht vereinfacht und vereinheitlicht werden könnte (WaSEG 2019). Unbeschadet dessen ist dort, wo das Betretensrecht greift, die Erholungsleistung allein schon aufgrund der bundeseitigen Rechtslage ein öffentliches Gut.

Im Gegensatz dazu sind organisierte Veranstaltungen – ob Sportwettbewerbe oder Waldkindergärten – durch das Betretungsrecht meist nicht gedeckt; hier muss zunächst der Grundeigentümer zustimmen. Auch gewerbsmäßiges Sammeln erfordert eine Genehmigung des Eigentümers sowie der Naturschutzbehörde. Da in den genannten Fällen grundsätzlich Konsumrivalität gegeben ist und das Ausschlussprinzip durchgesetzt werden könnte, handelt es sich hier nicht um öffentliche Güter – nach den oben genannten Kriterien für ein staatliches Honorierungssystem wäre eine Förderung solcher Aktivitäten mit öffentlichen Mitteln also kritisch zu hinterfragen (Kriterium 2).

Unterscheidung nach Alltags- und Urlaubserholung

Für die Frage nach dem Öffentlichkeitsgrad der Erholungsleistung ist die Unterscheidung zwischen Alltags- und Urlaubserholung unerheblich. Sie ist an dieser Stelle jedoch zweckmäßig, weil Urlaubserholung i. W. ein auf bestimmte Regionen begrenztes Phänomen ist – nach dem oben genannten Kriterium 4 handelt es sich also um örtliche Spezialfälle, die für ein bundesweites Honorierungssystem nicht im Fokus stehen (auch wenn sie durchaus von überregionaler Bedeutung sein können, wie etwa im Falle von Nationalparks; siehe z. B. (Schägnier *et al.* 2016; Mayer & Woltering 2018)).

Dagegen findet Alltagserholung im Wald grundsätzlich überall statt, wo es Wald gibt; zudem ist dies eine Leistung, die von einem sehr großen Teil der Bevölkerung in Anspruch genommen wird (etwa drei Viertel aller Deutschen unternehmen mindestens einen „Alltags“-Waldbesuch pro Jahr, die durchschnittliche Besuchsfrequenz liegt bei knapp einem Besuch pro Monat; Elsasser & Weller (2013)). Nachfrageseitige Bewertungen liegen aus dem ReWaLe-Projekt flächendeckend und regional differenziert vor (vgl. Abschnitt 4.2.). Der Wert dieser Leistung summiert sich auf insgesamt etwa 2 Mrd. € pro Jahr, ist aber äußerst ungleichmäßig über die Fläche verteilt: Sowohl die aggregierten Zahlungsbereitschaften in den Kreisen (Abbildung 9, S. 46) als auch die pro Hektar umgerechneten Werte (Erholungsleistung

Abbildung 25, S. 20) streuen über mehrere Größenordnungen, mit deutlichen Schwerpunkten in und um die großen Bevölkerungsagglomerationen. Beide Darstellungsweisen zeigen deutlich, dass die Wälder v. a. dort hohe Erholungsleistungen erbringen, wo die Nachfrage aufgrund hoher Bevölkerungsdichte groß und/oder die Knappheit aufgrund geringer Walddichte ausgeprägt ist; in anderen Regionen ist die Nachfrage nach Erholungsleistungen dagegen sehr gering.

Diese Leistungen sind nicht allein auf die Existenz der Wälder zurückzuführen; sie werden durch Leistungen der Waldbesitzer ergänzt, zu denen diese z. T. verpflichtet sind (z. B. Verkehrssicherung entlang des Wegenetzes; Waldbrandschutz; Müllbeseitigung), und die sie zu anderen Teilen fakultativ erbringen (z. B. Gestaltung der forstlichen Wegeinfrastruktur; Anlegen oder Dulden expliziter Sport- und Erholungseinrichtungen; Beschilderung und Besucherlenkung etc.) (WaSEG 2019). Allerdings weisen Forschungsergebnisse recht übereinstimmend darauf hin, dass für die Nachfrage nach (Alltags-) Erholungsleistungen der Wälder vor allem deren Erreichbarkeit und Zugänglichkeit entscheidend ist; der zusätzliche Nutzen spezieller waldbaulicher oder anderer Gestaltungen scheint, gemessen an zusätzlichen Zahlungsbereitschaften, sehr gering zu sein (s. u.a. Elsasser & Weller 2013).

7.2.4 Wasserschutzleistungen

Auch bei den Wasserschutzleistungen des Waldes sind verschiedene Aspekte zu unterscheiden: Der Schutz vor Hochwasserereignissen aufgrund der Verzögerung des Oberflächenabflusses, sowie die Bereitstellung von sauberem Trinkwasser durch Verbesserung der Wasserqualität. Beim Hochwasserschutz handelt es sich erneut um eine stark von regionalen Voraussetzungen abhängige Leistung, von der hier abgesehen wird.

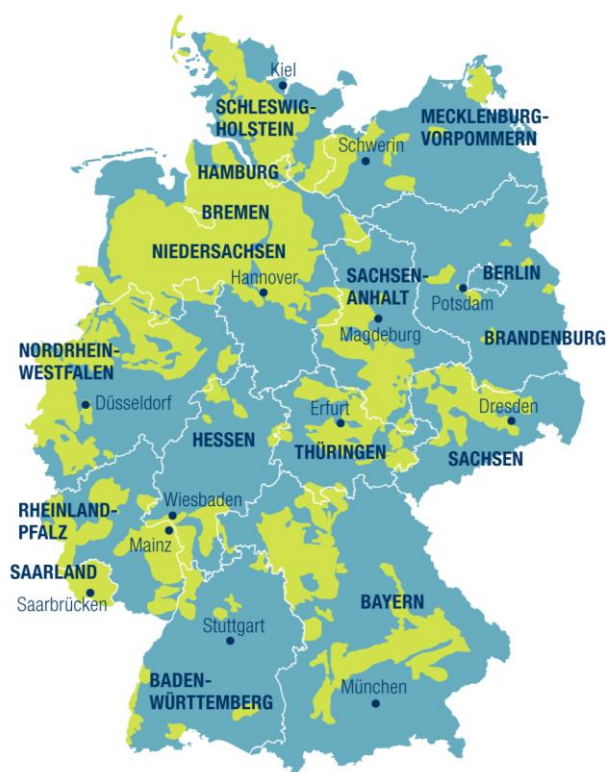
In Bezug auf die Quantität des Trinkwasserdargebotes ist zu beachten, dass Wälder kein Wasser „herstellen“; sie verändern in erster Linie die zeitliche und räumliche Verteilung des Abflusses (Gopal & Singh 2020). In Bezug auf die Wasserqualität wirkt sich die Filterung im Boden förderlich aus, aber der primäre Effekt auf die Qualität dürfte darin liegen, dass die Forstwirtschaft mangels nennenswerten Düngemittel- und Pestizideinsatzes im Vergleich zur Landwirtschaft nicht zu einer Nährstoff- und Giftbelastung des Wassers beiträgt. Die Hauptleistung der Forstwirtschaft besteht hier also im Unterlassen einer Schädigung. Abbildung 20 zeigt einerseits, dass die Knappheit guter Grundwasserqualität regional sehr unterschiedlich ist, und andererseits, dass Qualitätsdefizite des Grundwassers in Deutschland recht verbreitet sind.

Leider liegen für die Wasserschutzleistungen der Wälder zwar betriebswirtschaftliche (also angebotsseitige) Bewertungskonzepte vor (Rüping 2009), und es gibt auch fallstudienbasierte Studien aus volkswirtschaftlicher Sicht (z.B. Olschewski 1997, 1999; Gutow & Schröder 2000); es fehlen aber umfassende volkswirtschaftliche (und idealiter regionalisierte) Bewertungen, so dass sich der Wert dieser Ökosystemleistung des Waldes derzeit nicht problemadäquat beziffern lässt. Es scheint aber plausibel, dass es sich um eine wesentliche Leistung der Wälder bzw. der Forstwirtschaft handelt, die in einem Honorierungskonzept nicht übergangen werden sollte.

Abbildung 20: Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland nach DVGW /UBA (2017)

Nitratbelastung des Grundwassers

- Guter Zustand
(bis zu 50 mg Nitrat / Liter)
- Schlechter Zustand
(über 50 mg Nitrat / Liter)



DVGW-Grafik; Quelle: Umweltbundesamt, 11/2017

7.2.5 Bodenschutz

Bodenschutz zählt zu den in CICES [V5.1] (2018) aufgelisteten Ökosystemleistungen, wobei hier im Einzelnen die Regulation der Bodenqualität, Bodenbildungsprozesse sowie auch der Schutz vor Bodenverlusten (Erosion) angesprochen sind. Zu klären wäre aber zunächst, inwieweit diese überhaupt eine Außenwirkung haben. Soweit diese fehlt, liegt der Erhalt des Bodens im jeweiligen Eigeninteresse des Bodeneigentümers und bedarf keiner Honorierung durch die Gesellschaft.

Eine Außenwirkung ist im Fall der Erosion in räumlicher Hinsicht gegeben, da die Bodenkrume nicht allein einem Betrieb verloren geht, sondern auch an anderer Stelle die Luft belastet und/oder abgelagert wird; die Leistung kann hier, ähnlich wie im Fall der Trinkwasserschutzleistung, im Unterlassen einer Schädigung Anderer gesehen werden, die jedoch erst durch die Referenz zu weniger bodenschonenden Bewirtschaftungsformen ersichtlich wird. Ferner kann es eine „Außenwirkung“ in temporärer Hinsicht insoweit geben, als nicht nachhaltig genutzter Boden späteren Generationen Entwicklungsmöglichkeiten nimmt; hier bestünde die (nicht lediglich privatnützige) Leistung also im Erhalt des Bodens für künftige Generationen. Die Nachfrage nach diesen Leistungsaspekten ist jedoch äußerst schwer zu beziffern; aktuelle Bewertungen liegen dazu nach hiesigem Wissensstand nicht vor.

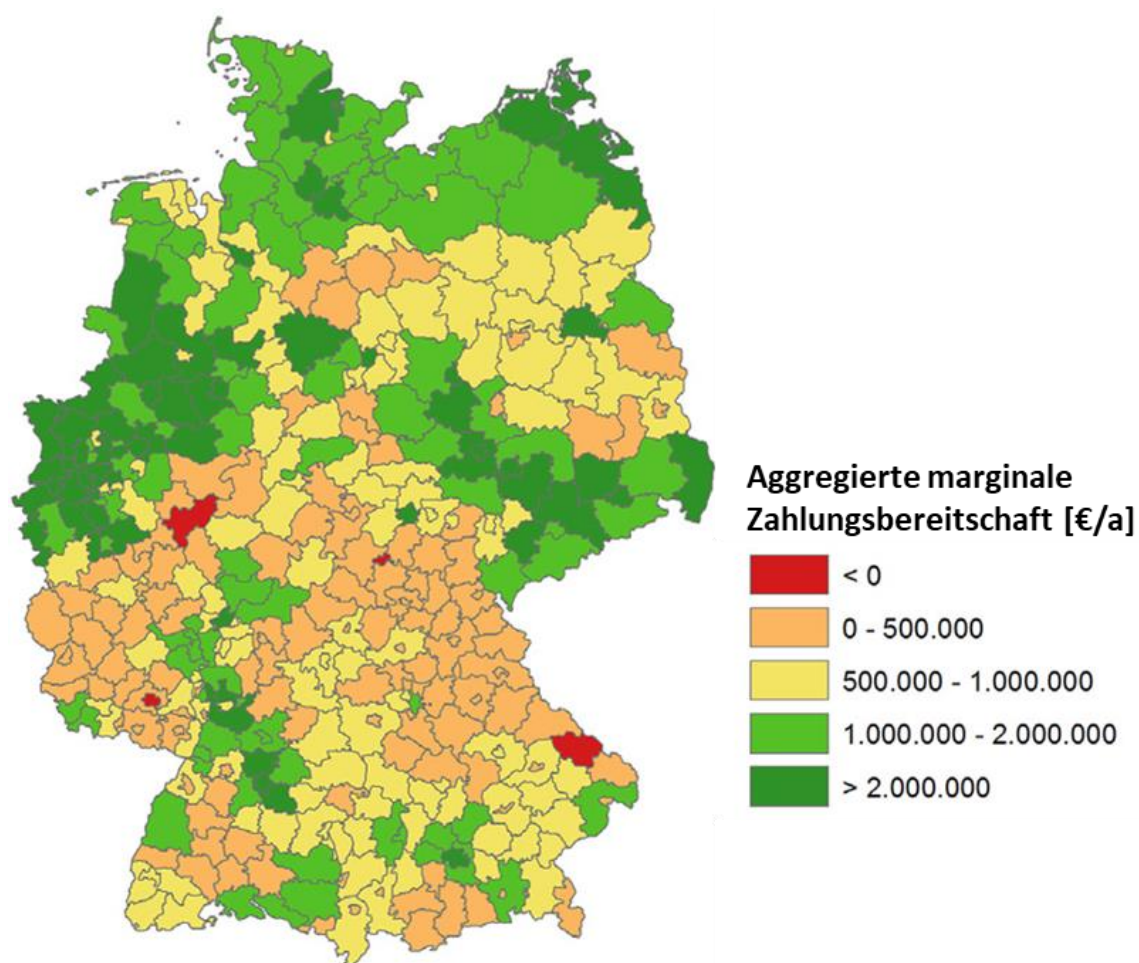
7.2.6 Schutz und Vermehrung des Waldes

Der Vollständigkeit halber sei hier noch auf die Waldökosysteme selbst verwiesen, deren Existenz Voraussetzung für Waldökosystemleistungen ist. Der Schutz des Waldes vor Umwandlung und Degradierung basiert in Deutschland institutionell im Wesentlichen auf dem gesetzlichen Rodungsverbot nach § 9 BWaldG. Dieser Schutz ist nachweislich äußerst effektiv und hat in der Vergangenheit vor Nettoverlusten an Waldfläche bewahrt; hier besteht also kein Änderungsbedarf.

Anders sieht es jedoch aus, wenn es um die Vermehrung des Waldes geht. Dieser stehen erhebliche wirtschaftliche Hemmnisse entgegen – gegen andere Bodennutzungsformen kann Wald i. d. R. wirtschaftlich nicht konkurrieren, zumal wenn diese (wie im Falle der Landwirtschaft) durch ein Subventionssystem gestützt werden, das Wälder als Bodennutzung systematisch gegenüber der Landwirtschaft benachteiligt (Möhring & Mestemacher 2009). Die für die bisherige Förderpolitik blamable Erfolglosigkeit der Erstaufforstungsförderung, wie sie im Rahmen der GAK seit Jahrzehnten zu beobachten ist (u.a. Gottlob 2004), ist wesentlich auf diesen Umstand zurückzuführen.

Im Kontrast dazu besteht ein erheblicher Bedarf an einer Ausweitung der Waldfläche. Er leitet sich zum einen aus der Bedrohung durch den Klimawandel ab; Aufforstungen sind ein äußerst effektives und gleichzeitig umweltfreundliches Instrument zur Verminderung der THG-Belastung der Atmosphäre, und damit zur Eindämmung des Klimawandels (Bastin *et al.* 2019). Zum anderen besteht auch in der Bevölkerung eine erhebliche Nachfrage nach einer Zunahme der Waldfläche (Sagebiel *et al.* 2017) – besonders ausgeprägt in den heute unterdurchschnittlich bewaldeten Regionen. Abbildung 21 zeigt diese regionale Verteilung. Deutlich zu sehen sind die Nachfrageschwerpunkte im waldarmen Norden und Nordwesten Deutschlands sowie in der Metropolregion Mitteldeutschland. Deutlich ist aber auch zu sehen, dass in Deutschland nahezu überall Nachfrage nach einer Ausweitung der Waldfläche besteht.

Abbildung 21: Zahlungsbereitschaft für Erhöhung des Waldanteils um je 1 % nach Sagebiel *et al.* (2017)



Quelle: Sagebiel *et al.* (2017), verändert

7.3 Umsetzungsansätze

Um die je nach Leistung unterschiedliche Flächenverteilung der Nachfrage, die Variabilität der jeweiligen Ansprüche und auch die regionale Vielfalt des Leistungsangebotes zu berücksichtigen, bietet sich ein abgestuftes Fördersystem an, wie es ähnlich in der wissenschaftlichen Politikberatung bereits seit geraumer Zeit diskutiert und vorgeschlagen wurde (WB-BML 1994; Thoroe *et al.* 2003) und auch von Stakeholderseite empfohlen worden ist (NWP 2003; WaSEG 2019). Für die Honorierung von Erholungsleistungen des Waldes hat die „Bundesplattform WaSEG“ beispielsweise Vorschläge unterbreitet, die im Kern auf eine zweistufige Förderung hinauslaufen:

- In einer ersten Stufe werden Leistungen honoriert, die überregionalen Charakter haben und für die der Bund eine Leistungspflicht gegenüber Anderen konkretisiert hat (woraus sich auch ein Obligo des Bundes ableiten lässt). Die Honorierung erfolgt hier „pauschal“ bzw. nach

vorgegebenen Standards, proportional zum Umfang der jeweiligen Leistung und deren Inanspruchnahme.

- In einer zweiten Stufe werden spezifische Anreize für lokal nachgefragte zusätzliche Leistungen geboten. Die Honorierung fußt hier auf individuell ausgehandelten Verträgen sowie ggf. einer ergänzenden Förderung unter maßgeblicher Beteiligung der Länder und Kommunen.

Die Grundidee dieses Vorschlags wird hier aufgegriffen¹³⁷ und weiterentwickelt, um die Konturen eines möglichen Honorierungssystems zu skizzieren, welches an den tatsächlich erbrachten Ökosystemleistungen des Waldes ansetzt.

7.3.1 Stufe 1: Standardisierte Honorierung überregionaler Leistungen

Überregionale Leistungen der Wälder in Deutschland sind insbesondere Leistungen zum Schutz des Globalklimas, sowie Leistungen zum Schutz der Biodiversität insoweit, als es sich dabei um ein globales öffentliches Gut handelt (s. Abschnitt 7.2). Beide Leistungen bieten sich für eine standardisierte Abgeltung an, weil in beiden Fällen nicht allein die jeweilige örtliche Bevölkerung von ihnen profitiert; die Honorierung kann zentral organisiert werden, weil örtliche Nachfrageunterschiede definitionsgemäß nicht berücksichtigt werden müssen. Daher wäre nach dem Subsidiaritätsprinzip für diese Leistungen auch eine überwiegende oder ausschließliche Finanzierung durch den Bund zu rechtfertigen, etwa über eine Bundesprämie.¹³⁸ Darüber hinaus ist der Bund mit der Klima- und der Biodiversitätskonvention in diesen Bereichen internationale Verpflichtungen eingegangen; auch aus dieser Perspektive lässt sich argumentieren, dass den Verpflichtungen eine angemessene Finanzierung durch den Bund gegenüberstehen sollte – nicht zuletzt um den Forstbetrieben Anreize zu schaffen, diese Verpflichtungen auch zu erfüllen.¹³⁹

Bei erfolgsorientierter Honorierung müssen diese Leistungen separat honoriert werden, da es sich um verschiedene Leistungen handelt; die Betriebe können also kumulierte Honorierungen erhalten. Die Höhe der Honorierung sollte dabei jeweils dem Wert der einzelnen Leistungen aus

¹³⁷ Des Weiteren wird hier auf die von der WaSEG unter der Überschrift „Honorierungsmöglichkeiten für Sport, Erholung und Gesundheit im Wald“ aufgelisteten Empfehlungen verwiesen (WaSEG 2019); sie werden hier nicht eigens wiederholt.

¹³⁸ Nach der grundgesetzlichen Kompetenzverteilung fällt die forstliche Förderung unter die konkurrierende Gesetzgebung (GG Art. 74 (1) Nr.17); der Bund ist also berechtigt, die Forstwirtschaft zu fördern (obwohl diese ansonsten prinzipiell in die Kompetenz der Länder fällt).

¹³⁹ Zwar kann auch für die Erholungsleistung argumentiert werden, dass sie zum Teil für eine standardisierte Honorierung unter Beteiligung des Bundes in Frage kommt, insoweit sie nämlich auf dem reinen Betretungsrecht beruht (WASEG 2019). Zudem hat sich der Bund auch hier gegenüber den Forstbetrieben ins Obligo begeben, indem er das allgemeine Betretungsrecht zum Zweck der Erholung (in § 14 BWaldG) bundesgesetzlich fixiert hat. Es handelt sich aber nicht um eine „überregionale Leistung“ im obigen Sinn. Um örtliche Nachfrageunterschiede besser berücksichtigen zu können, ist es bei einer ergebnisorientierten Honorierung zweckmäßiger, die jeweiligen Ziele der Leistungserstellung nicht zentral vorzugeben, sondern örtlich zu vereinbaren (entsprechend Stufe 2 des Honorierungssystems). Dies schließt nicht aus, dass sich der Bund u. U. an der Finanzierung beteiligt, wie es die WaSEG (2019) empfohlen hat.

Nachfragesicht entsprechen – zumindest sollte die Honorierung die entsprechenden Wertrelationen berücksichtigen, um im Falle von Konkurrenzbeziehungen zwischen den Leistungen keine Fehlanreize zu bewirken. Anhaltspunkte zur Bezifferung der Nachfrage ergeben sich zum einen aus den empirischen Bewertungsergebnissen, die in den Abschnitten 3 und 5 dargestellt worden sind, und zum anderen aus den jeweiligen internationalen Vertragswerken und den daraus folgenden Verpflichtungen für Deutschland.

Zwei absehbaren Einwänden sei bereits hier entgegengetreten, dem der „Doppelförderung“ sowie dem der „Mitnahmeeffekte“; beide sind nur bei einer maßnahmen-, nicht aber bei einer erfolgsorientierten Honorierung relevant. Zu einer „Doppelförderung“ käme es bei maßnahmenorientierter Honorierung beispielsweise dann, wenn die Kosten einer bestimmten Maßnahme einmal aufgrund ihrer Klimaschutzwirkung abgegolten würden und anschließend ein weiteres Mal aufgrund ihrer Biodiversitätsschutzwirkung, denn die Kosten der Maßnahme sind in diesem Beispiel ja tatsächlich nur einmal entstanden. Eine erfolgsorientierte Honorierung berücksichtigt hingegen, dass zwei verschiedene Produkte/Leistungen entstehen; durch welche Maßnahmen sie zustande kommen, ob diese Maßnahmen Kosten aufwerfen und in welcher Höhe, spielt dafür keine Rolle. Ebenso läuft der Einwand ins Leere, die beschriebene Honorierung würde „Mitnahmeeffekte“ auslösen, weil sie keine Verhaltensänderung der Betriebe zur Voraussetzung hätte: Zum einen knüpft die Honorierung am Erfolg der Waldbewirtschaftung an, im genannten Beispiel nämlich an der jährlichen Kohlenstoffbindung und den tatsächlichen Leistungen für den Biodiversitätsschutz; für diese ist wiederum irrelevant, welche betrieblichen Maßnahmen oder Unterlassungen zu diesem Erfolg geführt haben (zumal wenn man bedenkt, dass dieser Erfolg wegen der langen forstlichen Produktionszeiten zeitlich weitgehend von den zugrundeliegenden Maßnahmen entkoppelt ist). Zum Zweiten haben die Forstbetriebe die meisten Ökosystemleistungen bisher unentgeltlich als Kuppelprodukte der Holzproduktion erbracht. Wenn es politisches Ziel ist, diese Leistungen auch in Zukunft zu sichern, setzt dies zumindest teilweise eine Weiterführung des bisherigen Verhaltens voraus. Und zum Dritten basiert die Argumentation über „Mitnahmeeffekte“ implizit auf der Annahme, dass die Waldbewirtschaftung wie bisher aufrechterhalten werden *kann*. Angesichts der zunehmenden Notwendigkeit, klimabedingt abgängige Waldbestände auch dann wieder zu begründen, wenn sich dies wirtschaftlich nicht mehr lohnt, kann diese implizite Annahme in Zukunft nicht mehr als automatisch gegeben betrachtet werden.

Im Folgenden ist zunächst zu klären, wie die einzelnen Leistungen im Rahmen des Honorierungssystems quantifiziert werden können, und anschließend, welche Zahlungen den jeweils ermittelten Mengen zugeordnet werden sollen.

Klimaschutzleistung: Quantifizierung

Um Klimaschutzleistungen zu beziffern, ist durch die internationale Klimapolitik eine einheitliche Bezugseinheit vorgegeben: die Entlastung der Atmosphäre von klimaschädlichen Treibhausgasen,

gemessen in [t CO₂].¹⁴⁰ Im Falle des Waldes ist jedoch entscheidungsbedürftig, woran die Quantität der Klimaschutzleistung bemessen werden soll: am bereits akkumulierten Vorrat, an der jährlichen Vorratsänderung oder am jährlichen (Brutto-) Zuwachs an gespeichertem Kohlenstoff (für eine ausführliche Diskussion siehe Elsasser 2008; Köthke & Dieter 2010a, b). Ähnlich wie bei Bitter & Neuhoﬀ (2020)¹⁴¹ wird hier dafür plädiert, den (Brutto-) Zuwachs an Kohlenstoff zur Bemessungsgrundlage zu verwenden:

- Eine Bemessung anhand des jeweiligen Vorrats implizierte, dass eine Unterlassung als Leistung interpretiert würde (nämlich: den in der Vergangenheit aufgebauten C-Speicher nicht in andere Speicherkompartimente oder die Atmosphäre zu verlagern). Die Anreizwirkung zielte vor allem auf den Erhalt der Waldflächen (und der Bestockungsdichten). In der internationalen Waldpolitik ist dies notwendig, weil viele Länder über keine geeignete Gesetzgebung zum Schutz der Wälder verfügen, oder weil diese Gesetze nicht effektiv umgesetzt werden; daher werden dort wirtschaftliche Anreize zum Walderhalt gebraucht. In Deutschland ist dies anders, weil das BWaldG die bestehenden Wälder erfolgreich vor aktiver Waldumwandlung und -devastierung schützt; ein zusätzlicher wirtschaftlicher Anreiz ist hier nicht nötig und wäre in Bezug auf den Walderhalt wirkungslos. Die Höhe der Vorräte im Wald bildet zudem die tatsächliche Wirkung auf die Atmosphäre nur unvollständig ab, da sie Verbleib und Nutzung des Holzes ausblendet; implizit wird damit eine sofortige Oxydation des Kohlenstoffs suggeriert. Eine Orientierung an Vorräten würde daher die Holznutzung diskriminieren, da jede Nutzung grundsätzlich die Vorräte im Wald absenkt – eine pauschale Diskriminierung der Holznutzung ist aber klimapolitisch unsinnig (s. u.). Schließlich hätte sie als weiteren Nachteil, dass sie Forstbetriebe, die von Naturkatastrophen betroffen werden (Sturmwurf-, Trockenheits-, Insekten- und anderen Untergangsrisiken, welche die Vorräte absenken) über Jahrzehnte benachteiligen würde. Diese Risiken haben bereits in der Vergangenheit viele Forstbetriebe belastet und werden in Zukunft mit fortschreitendem Klimawandel vermutlich weiter zunehmen.
- Eine Bemessung an *Vorratsänderungen* (bzw. am Nettozuwachs, was inhaltlich auf das Gleiche hinausläuft) liefe darauf hinaus, dass die Veränderung der Ent- oder Belastung der Atmosphäre im Vergleich zu Vorperioden als Leistung betrachtet wird. Dies würde grundsätzlich ähnliche Probleme auf wie zuvor geschildert. Auch hier müssten Sonderregeln gefunden werden, um durch Kalamitäten betroffene Betriebe nicht über Gebühr zu benachteiligen bzw. Strafzahlungen für Vorratsabsenkungen zu vermeiden. Zudem würde die Orientierung an Vorratsänderungen die Holznutzung noch stärker als in der zuvor genannten Option diskriminieren. Klimapolitisch ist dies insofern fragwürdig, als Holznutzung ja i. d. R. nicht zur sofortigen Oxydation des im Holz gebundenen Kohlenstoffes führt; hier müsste die

¹⁴⁰ Da die unterschiedlichen Treibhausgase gemäß ihrer Klimawirksamkeit in CO₂-Äquivalente umgerechnet werden, wird die Einheit bisweilen als [t CO₂äq.] bzw. [t CO₂e] bezeichnet.

¹⁴¹ Bitter & Neuhoﬀ (2020) schlagen ein Honorierungsmodell für die CO₂-Bindung im Wald vor, welches in Einzeldetails von dem hier vorgestellten Vorschlag abweicht; in den Grundzügen finden sich aber viele Überschneidungen zwischen ihren und unseren Vorschlägen zur Honorierung des Klimaschutzes.

anschließende Verwendung mitberücksichtigt werden, über welche die Forstbetriebe aber keine Entscheidungsbefugnis mehr haben. Wenn die Holzverwendung beeinflusst werden soll, sind folglich politische Instrumente nötig, die nicht (allein) an das forstbetriebliche Handeln, sondern an das Handeln bei der Holzverwendung anschließen (wobei das Belassen von Holz im Wald auch als eine Art der Verwendung berücksichtigt werden könnte). Alternativ ließe sich dieses Problem wohl nur durch einen entsprechenden Zertifikatehandel zwischen Forstbetrieben und Holzverwendern lösen; aufgrund der mit einem solchen Handel verbundenen Durchführungs-, Nachweis- und Kontrollkosten erscheint diese Alternative nicht praktikabel.

- Eine Bemessung am jährlichen Bruttozuwachs an Kohlenstoff (nicht an Holzvolumen!) stellt auf die absolute Entlastung der Atmosphäre durch Waldwachstum als Leistung ab.¹⁴² Sie ist von den genannten Problemen vergleichsweise am wenigsten betroffen. Katastrophische Vorratsabsenkungen wirken sich kaum auf die Bemessungsbasis der Förderung aus, da auch Jungbestände bereits eine erhebliche Kohlenstoffbindung leisten (Paul *et al.* 2009); lediglich die Zeit zwischen Eintritt der Kalamität bis zur Wiederbegründung der Bestände wäre betroffen. Im Vergleich zu den vorstehend genannten Optionen würde auch die Holznutzung nicht diskriminiert, zumindest nicht, sobald die genutzten Bestände wiederbegründet sind (bei rechtzeitig vorverjüngten oder dauerwaldartig bewirtschafteten Beständen entsteht diesbezüglich gar kein Zeitverzug). Die mit dieser Option verbundenen Anreizwirkungen laufen darauf hinaus, möglichst dauerhaft für einen möglichst hohen Zuwachs (und daher für eine möglichst hohe Kohlenstoffbindung) zu sorgen. Dies impliziert einerseits eine dauerhafte Bodenbedeckung (wie oben beschrieben). Zweitens wird dadurch begünstigt, die standörtlich leistungsfähigsten und risikoärmsten Baumarten zu wählen (Hinweis: Dies sind nicht zwangsläufig Nadelbaumarten mit hohem Holzzuwachs, da diese häufig eine geringere Kohlenstoffdichte und höhere Produktionsrisiken aufweisen). Drittens besteht ein Anreiz, auch die Umtriebszeit an der Zuwachsleistung auszurichten, also Überalterung von Beständen zu vermeiden (i. e. Baum- bzw. Bestandesalter zu vermeiden, welche jenseits der Kulmination des jeweiligen Gesamtzuwachses an Kohlenstoff liegen). Aus klimapolitischer Sicht ist dies wünschenswert, weil damit Wachstum und Kohlenstoffbindung maximiert werden. Es kann mit Naturschutzzielen konfliktieren – diesem Problem wird im vorliegenden Konzept aber nicht über die klimapolitische, sondern über die naturschutzpolitische Seite des Honorierungsprogramms begegnet (s. u.). – Der vermutlich gravierendste Nachteil einer Quantifizierung der Klimaschutzleistung über den Bruttozuwachs ist, dass er implizit das spätere Schicksal des zugewachsenen Holzes bzw. des sequestrierten Kohlenstoffs ausblendet, sei dies die Verbrennung am Ende einer Nutzungskaskade, oder sei dies das Verrotten als Totholz in einem Waldbestand. Das Problem lässt sich jedoch pragmatisch lösen, indem der Bruttozuwachs mit einem pauschalen Abschlagsfaktor für die spätere Oxydation versehen wird (der sich z. B.

¹⁴² Diese Entlastung ist temporär, wirkt also nur bis zu dem Zeitpunkt, zu dem das zugewachsene Holz wieder oxydiert wird.

anhand des Anteils des energetisch genutzten Holzes an der Gesamtnutzungsmenge bestimmen ließe).¹⁴³

Praktisch werden zur Ermittlung und Verifizierung der Zuwachsleistung für jeden Bestand eines Forstbetriebs Informationen über dessen Fläche, die jeweiligen Baumarten sowie deren Alter und Ertragsklasse benötigt. Diese Daten können i. d. R. aus bereits vorhandenen betrieblichen Planungsdaten abgelesen werden, namentlich der Forsteinrichtung. Zur Umrechnung der von den Betrieben gelieferten Eingangsdaten in die jeweiligen Zielwerte (z. B. tatsächlicher Zuwachs an Kohlenstoff) sind Standardtabellen zweckmäßig, die den baumarten- und altersabhängigen Volumenzuwachs in Kohlenstoffzuwachs umrechnen, und in die sich ggf. auch bereits Daten zum Produktionsrisiko (i. e. altersabhängige Überlebenswahrscheinlichkeiten der einzelnen Baumarten) und Durchschnittsfaktoren für den jeweiligen Verbleib des geernteten Holzes einschließlich entsprechender Substitutionsfaktoren einarbeiten lassen. Der Rückgriff auf Forsteinrichtungsdaten dient der Verwaltungsvereinfachung; gleichzeitig schafft er für Kleinprivatwaldbesitzer ohne Forsteinrichtung Anreize, forstlichen Zusammenschlüssen mit gemeinsamer Forsteinrichtung beizutreten, und dient so auch der Aktivierung solcher Kleinprivatwaldbesitzer.

Klimaschutzleistung: Vergütungsvorschlag

Zur Vergütung bietet es sich an, entweder auf die im EU-ETS realisierten Zertifikatspreise oder auf die jüngst durch das Klimaschutzgesetz bzw. das BEHG (2019) festgelegten „Kohlenstoffpreise“ zurückzugreifen. Beide Quellen gehen auf demokratisch legitimierte Beschlüsse zurück, basieren also nicht lediglich auf Expertenansichten. Niedrigere Preise wären zudem politisch kaum zu begründen (warum sollte der Ausstoß einer Tonne CO₂ in einer bestimmten Höhe kostenpflichtig sein, die Bindung derselben Tonne CO₂ aber viel weniger wert sein?);¹⁴⁴ höhere Preise (wie etwa durch die Kostenkonvention des UBA (2018) nahegelegt) wären nach derselben Logik ebenfalls nicht begründbar – und wohl auch nicht finanzierbar. Zur Orientierung: Der Bruttozuwachs des Waldes in Deutschland beträgt laut aktueller Kohlenstoffinventur 2017 ca. 117 Mio. fm/a allein an Derbholz; dies lässt sich ungefähr in eine Bruttosequestrierungsleistung von ~150 Mio. t CO₂/a in der oberirdischen Baumbiomasse (die ja zusätzlich zum Derbholz auch Nicht-Derbholz enthält) umrechnen. Bei einem Kohlenstoffpreis von 10 €/t CO₂ (wie für 2021 ursprünglich als Startpreis für den Nationalen Emissionshandel im Bereich Heizen und Verkehr vorgesehen)¹⁴⁵ ergäbe sich daraus

¹⁴³ Alternativ käme entweder ein Zertifikatehandel entlang der Nutzungskaskade, oder aber die Einführung einer CO₂-Steuer auf Holzenergie in Betracht. Beide Möglichkeiten erscheinen wenig praktikabel, da sie absehbar einen immensen Verwaltungsaufwand bzw. erhebliche politische Widerstände hervorrufen dürften und zudem nur die Verbrennung, nicht das Verrotten erfassen.

¹⁴⁴ Eine mögliche sachliche Begründung wäre, dass Emissionsvermeidung dauerhaft wirkt, Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz jedoch nur temporär (Substitutionseffekte allerdings wiederum dauerhaft). Im vorliegenden Konzept wird dem über den erwähnten pauschalen Abschlagsfaktor bei der Mengenermittlung Rechnung getragen – eine erneute Berücksichtigung bei der Preisermittlung würde also zu einer Überkompensation führen.

¹⁴⁵ Siehe Brennstoffemissionshandelsgesetz § 10, Bundesgesetzblatt I Nr. 50 v. 12.12.2019, S. 2728 ff. Zwischenzeitlich wurde vom Bundeskabinett beschlossen, den Startpreis auf 25 €/t CO₂ anzuheben (AgE 2020).

(ohne Abschlagsfaktor für spätere Oxydation) eine Fördersumme von 1,5 Mrd. €/a, wenn die Förderung sämtlichen Forstbetrieben einschließlich des Staatswaldes zugänglich wäre und auch von allen Betrieben abgerufen würde; beim für 2025 vorgesehenen Preis von 35 €/t CO₂ wären es 5,25 Mrd. €/a, danach stiege die Summe weiter an (da nach 2025 ein Handel mit einer Preisspanne zwischen 35 und 60 €/t CO₂ avisiert wird). Alternativ ergäbe sich bei einer Orientierung an den EU-ETS-Preisen nach letztjährigem Preisdurchschnitt der Zertifikate (24,83 €/t CO₂ im Jahr 2019) eine Fördersumme von etwa 3,7 Mrd. €/a. Wird die Bemessungsgrundlage entsprechend obigem Vorschlag mit einem Abschlagsfaktor für spätere Oxydation versehen, so reduzieren sich die hier mitgeteilten Fördersummen proportional zur Höhe dieses Abschlagsfaktors; sie reduzieren sich ferner um den Anteil, den die Betriebe nicht abrufen.

Überregionale Leistungen für Biodiversität und Naturschutz: Quantifizierung

Die Quantifizierung der Leistungen für Biodiversitäts- und Naturschutz als Basis für eine ergebnisorientierte Honorierung ist wesentlich schwieriger. Dies liegt zum Teil daran, dass diese Leistungen deutlich mehr Einzelelemente umfassen, dadurch insgesamt komplexer sind und sich kaum auf einzelne, griffige Maße reduzieren lassen. Dies ist aber nicht die alleinige Ursache. Zum anderen bleiben gesellschaftliche Ziele im Naturschutzbereich oft diffus und teilweise auch inkompatibel zueinander – sei es, weil sie sich an Maßnahmen orientieren und dabei offenlassen, welche Ergebnisse mit diesen Maßnahmen angestrebt werden, sei es, weil Ziele unzureichend operationalisiert sind, oder sei es, weil sie ganz fehlen. Ohne eindeutige Ziele lässt sich nicht identifizieren, welche spezifischen Leistungen nachgefragt werden, und es lassen sich auch keine allseits akzeptierten Indikatoren der Zielerreichung ableiten. Gleichzeitig sind damit auch Monitoring und Erfolgskontrolle nur eingeschränkt möglich oder unterbleiben ganz (vgl. Dauber *et al.* 2012; Petereit *et al.* 2017, 2019; EU-COM 2020).

Für Stufe 1 des vorliegenden Honorierungskonzepts wird die Sachlage insofern vereinfacht, als diese Stufe nur die Honorierung überregionaler Biodiversitätsschutzleistungen bezweckt. Welche dies sind, geht im Grundsatz aus den entsprechenden internationalen Verpflichtungen des Bundes hervor, namentlich aus der Biodiversitätskonvention (UN-CBD 1992) sowie den Regularien des europäischen Natura2000-Netzwerks (EU-FFH-RL 1992; EU-Vogelschutz-RL 2010). Die von den deutschen Wäldern zu leistenden Beiträge werden einerseits durch die deutsche Biodiversitätsstrategie und ihre Aktualisierungen konkretisiert (BMU 2007, 2010, 2015a, b, 2017), andererseits durch die jeweiligen Erhaltungsziele der einzelnen Natura2000-Gebiete und -arten. Bei näherer Betrachtung zeigt sich aber, dass auch diese Quellen keine belastbare Quantifizierung der entsprechenden Leistungen zulassen:

- Die deutsche Biodiversitätsstrategie benennt in Bezug auf Wälder zwar explizit „Ziele“¹⁴⁶ (BMU 2007:31) und weitere Leitvorstellungen¹⁴⁷ (BMU 2007:32) sowie zusätzlich auch Indikatoren zur Kontrolle der Zielerreichung¹⁴⁸ (BMU 2007:124 ff.; 2015a, 2017). Die Ziele und Leitvorstellungen sind aber überwiegend zu allgemein formuliert, als dass sich daraus spezifische Leistungen mit entsprechenden Mengenmaßstäben ableiten ließen. Die Indikatoren sind diesbezüglich zwar präziser; sie sind aber generell für die Bundesebene insgesamt, nicht aber für Einzelflächen konzipiert und gestatten es nicht ohne Weiteres, auf Forstbetriebs- oder -bestandsebene angewendet zu werden (überdies ist ihre Konzeption zum Teil noch nicht abgeschlossen).
- Im Gegensatz dazu stellt das Natura2000-Netzwerk auf regionale Spezifika ab; u. a. sind nach EU-FFH-RL (1992) für jedes FFH-Gebiet Erhaltungsziele zu definieren, und über den Erhaltungszustand der jeweiligen Schutzgüter (Lebensräume bzw. Arten) ist in regelmäßigen Abständen mithilfe eines dreistufigen Systems (günstig / unzureichend / schlecht) zu berichten. Im Grundsatz wäre dadurch die Bemessungsgrundlage für die Honorierung überregionaler Biodiversitätsschutzleistungen gegeben – auch wenn das Natura2000-Netzwerk nicht die gesamte Waldfläche in Deutschland abdeckt, ließe sich daran angelehnt ein entsprechender Maßstab für die übrige Waldfläche entwickeln, z. B. auf Basis der Waldbiotopkartierung. Schwerer wiegt jedoch, dass in Deutschland bis in jüngste Zeit „bei allen 4606 Natura-2000-Gebieten, in allen Bundesländern und auf Bundesebene, eine generelle und fortbestehende Praxis zu beobachten ist, keine ausreichend detaillierten und quantifizierten Erhaltungsziele festzulegen“ (EU-COM 2020). Trotz des dazu seit 2015 anhängigen Vertragsverletzungsverfahrens gegen Deutschland¹⁴⁹ ergeben sich daher auch aus Natura2000 derzeit keine praktikablen Leistungsmaßstäbe für die Honorierung.

Ersatz-, zumindest aber übergangsweise muss daher ein vereinfachter Maßstab herangezogen werden, der an der derzeit verfügbaren Datenlage ansetzt. Hierfür gibt es zwei Möglichkeiten:

¹⁴⁶ In der Biodiversitätsstrategie werden auf S. 31 ausdrücklich folgende Ziele benannt („unsere Ziele sind“): Verbesserung der Bedingungen für die walddtypischen Lebensgemeinschaften; überwiegend natürliche Verjüngung von Bäumen und Sträuchern der natürlichen Waldgesellschaft; Ausnutzung natürlicher Prozesse durch naturnahe Bewirtschaftungsformen; ausreichende Menge und Qualität von Alt- und Totholz; Steigerung des Flächenanteils von Wäldern mit „natürlicher Waldentwicklung“ auf 5 % der Waldfläche; vermehrte Verwendung standortheimischer Baumarten bei der Waldneubegründung, Reduktion des Anteils nicht standortheimischer Baumarten; Weiterführung und Ausbau historischer Waldnutzungsformen.

¹⁴⁷ Die auf S. 32 der Biodiversitätsstrategie aufgelisteten Leitvorstellungen (unter der Überschrift „Wir streben Folgendes an“) enthalten z. T. Ergänzungen zu den vorgenannten Zielen, z. T. auch darüberhinausgehende Forderungen, die jedoch an die Planungs- und Politikebene gerichtet sind.

¹⁴⁸ Vier dieser Indikatoren könnten direkte Relevanz für Wälder aufweisen: „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (mit einem Teilindex für Wälder); „gefährdete Arten“ (bislang nur vorläufig für einzelne Artengruppen); „Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und -arten“ (mit geplantem Teilindikator für den Erhaltungszustand waldbundener Schutzgüter); „Flächenanteil zertifizierter Waldflächen in Deutschland“.

¹⁴⁹ Verfahren 2014/2262, eingeleitet am 26.2.2015; s. <https://ec.europa.eu/atwork/applying-eu-law/infringements-proceedings/infringement-decisions/>

- Zum einen könnten die in der Biodiversitätsstrategie benannten waldbezogenen Indikatoren (BMU 2007:124ff.) soweit , wie sie bereits entwickelt sind, auf Betriebsebene ermittelt und so als Honorierungsbasis genutzt werden. Dies sind der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ mit seinem Teilindex für Wälder, für den allerdings keine offizielle Regionalisierung existiert;¹⁵⁰ der „Flächenanteil zertifizierter Waldflächen“; sowie in einzelnen Gebieten auch der „Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und -arten“, der allerdings weder flächendeckend vorliegt noch vollständige Angaben zum Erhaltungszustand waldbundener Schutzgüter ermöglicht. Angesichts dieser vielen inhaltlichen und örtlichen Einschränkungen der Datenverfügbarkeit würde eine darauf aufbauende Honorierung unvermeidlich zu verzerrten Leistungsanreizen, und gleichzeitig auch zu einer kaum tolerablen Ungleichbehandlung zwischen den Leistungsanbietern führen. Diese Variante wird daher nicht empfohlen.
- Zum anderen könnten Erhebungsmerkmale der Bundeswaldinventur (BWI) als Hilfsgrößen genutzt werden, die auch auf Betriebsebene vorliegen. Die BWI konzentriert sich auf die Baumschicht; auch wenn diese die jeweiligen Ökosysteme prägt, bietet die BWI kein umfassendes Maß der Biodiversität im bewirtschafteten Wald, kann aber Hinweise auf deren Zustand und dessen Veränderungen geben. Geeignete Erhebungsmerkmale der BWI₂₀₁₂ sind Bestockungsalter/Durchmesserverteilung, Bestockungsaufbau, Baumartenanteile, Naturnähe bzw. Standortgerechtigkeit der Baumartenzusammensetzung, Totholz und Biotopbäume, sowie die für den Naturschutz reservierte Fläche (Englert *et al.* 2016; Lorenz *et al.* 2018).

Hier wird dafür plädiert, Erhebungsmerkmale der BWI übergangsweise als Mengenbasis für die Honorierung zu nutzen, bis präzisere Indikatoren im Einklang mit der nationalen Biodiversitätsstrategie und/oder den FFH-Regularien zur Verfügung stehen. Dazu müssen die genannten BWI-Merkmale in konkrete Erfolgsindikatoren übersetzt werden. Das geschieht hier durch die Definition entsprechender Schwellenwerte; honoriert wird jährlich derjenige Anteil der betrieblichen Waldfläche, der mindestens die durch die jeweiligen Schwellenwerte festgelegten Bedingungen erfüllt. Da nicht allen Merkmalen das gleiche Gewicht zukommen dürfte, ist es zweckmäßig, sie auch mit Gewichtungsfaktoren zu versehen. Dadurch ergibt sich ein Punktsystem,¹⁵¹ das den Umfang der in einem Jahr für den Biodiversitätsschutz erbrachten Leistungen in Leistungspunkten widerspiegelt.¹⁵² Ein Vorschlag dazu findet sich in Tabelle 23. Dieser Vorschlag ist lediglich als Beispiel gedacht und dient in erster Linie der Erläuterung.

¹⁵⁰ Die in Abschnitt 5.4.1 des vorliegenden Berichts beschriebene Regionalisierung dieses Teilindex' ist eine pragmatische Rekonstruktion; eine offizielle Regionalisierung liegt nicht vor.

¹⁵¹ Im Prinzip handelt es sich dabei um Ökopunkte, wie sie u. a. auch in der jüngst veröffentlichten Bundeskompensationsverordnung niedergelegt sind (BKompV 2020, Anlage 2). Die BKompV ist allerdings nur für Vorhaben im Zuständigkeitsbereich der Bundesverwaltung verbindlich; zudem ist die dortige Ökopunktliste sehr differenziert und wirft dadurch wiederum einen Datenbedarf auf, der ihrer unmittelbaren Verwendung für ein Honorierungssystem im Wege steht.

¹⁵² Ein ähnliches Punktesystem lässt sich auch für die Indikatoren aus der Biodiversitätsstrategie entwickeln, sobald diese vollständig verfügbar sind.

Tabelle 23: Vorschlag zur Quantifizierung von Biodiversitäts-Schutzleistungen auf BWI-Basis

BWI-Merkmal	Erfolgsindikator	Gewicht°
Bestockungsalter/Durchmesser	Flächenanteil der Bestände > 120 Jahre* (alternativ: Vorratsanteil ≥ 60 cm BHD)*	3
Bestockungsaufbau	Flächenanteil <i>mehrschichtiger oder plenterartiger</i> Bestände*	2
Baumartenanteile	Flächenanteil Mischwälder (≥ 2 Baumarten)*	1
Naturnähe	Flächenanteil „naturnaher“ und „sehr naturnaher“ Bestände*	3
Totholz & Biotopbäume	Flächenanteil von Beständen mit ≥ 30 fm/ha Totholz**	2
Naturschutzfläche	Flächenanteil des unbewirtschafteten Waldes (ggf. zuzüglich besonders geschützter Biotope)	2

Kursiv: Schwellenwerte (beispielhaft). *Schwellenwerte folgen Klassengrenzen der BWI₂₀₁₂;

**Schwellenwert in Anlehnung an Müller & Bütler (2010). °Gewichte nur beispielhaft zur Erläuterung

Die Summe der gewichteten Erfolgsindikatoren ergibt für jeden Betrieb eine bestimmte Zahl von Leistungspunkten pro Hektar und Jahr. Da die Erfolgsindikatoren auf Anteilen beruhen, berücksichtigt diese Summe noch nicht die Betriebsgröße. Multipliziert mit der Waldfläche des Betriebs ergibt sich die Gesamtzahl an Leistungspunkten des Betriebs. Sie kann interpretiert werden als ein ordinales Maß für den Beitrag, den der Betrieb jährlich zur Erfüllung der gesellschaftlichen Nachfrage nach Biodiversitäts- und Naturschutzleistungen des Waldes erbringt (soweit diese durch die Erfolgsindikatoren erfasst werden).

Der betriebliche Datenbedarf ergibt sich aus den in Tabelle 23 aufgelisteten Merkmalen. Diese gehen, wie zuvor, aus der Forsteinrichtung hervor; wo nicht, müssen entweder Daten nacherhoben werden oder die fehlenden Merkmale unberücksichtigt bleiben, so dass sich das Honorar entsprechend reduziert – denn ohne diese Basisdaten ist bereits für den Betrieb keine gezielte Kontrolle und Förderung der entsprechenden Merkmale möglich, und eine Honorierung eines dazugehörigen „Erfolgs“ definitionsgemäß nicht adäquat. Dadurch entsteht für die Betriebe also auch ein Anreiz, für das Naturschutzmanagement wichtige Daten zu erheben.

Das hier vorgeschlagene Verfahren zur Herleitung einer Mengenbasis versucht so weit wie möglich, die Vorgaben der internationalen Vereinbarungen wie auch der nationalen Politikziele zum Biodiversitätsschutz in Wäldern aufzugreifen. Weil die genannten Vorgaben aber keine operationale und direkt nutzbare Mengenbasis enthalten, musste ein pragmatisches Vorgehen gewählt werden, das sich sehr stark an der Datenverfügbarkeit orientiert. Anders als im Falle der Klimaschutzleistung, wo sich die Mengenbasis (gemessen in t CO₂) direkt aus demokratisch legitimierten politischen Vorgaben ableiten lässt, fehlt dem Verfahren dadurch zunächst die

demokratische Legitimierung. Daher sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass sowohl die herangezogenen Indikatoren (hier: die genutzten BWI-Merkmale einschließlich ihrer Übersetzung in Schwellenwerte als Erfolgsindikatoren) als auch deren Gewichtung kritisch diskutiert werden müssen und der demokratischen Zustimmung bedürfen, um für eine Anwendung legitimiert zu sein.

Überregionale Leistungen für Biodiversität und Naturschutz: Vergütungsvorschlag

Was über die Quantifizierung gesagt wurde, gilt ebenfalls für die Bewertung: Im Fall der Klimaschutzleistung lassen sich die Mengeneinheit und deren Bewertung auf die Regularien der diesbezüglichen UN-Konvention sowie darauf basierende europäische Richtlinien und nationale Gesetze stützen, im Fall der Biodiversitäts-Schutzleistung dagegen nicht, da die Biodiversitätskonvention keine internationalen Märkte vorsieht und auch die deutsche Gesetzgebung keine Märkte für Biodiversitäts-Schutzgüter auf nationaler Ebene geschaffen hat.¹⁵³ Es gibt daher keine unabhängige Basis, um für die Vergütung einen angemessenen „Preis“ zu finden. Die jährlichen Zahlungen für die Biodiversitätsschutzleistung sollten aber in einer sinnvollen Relation zu den jährlichen Zahlungen für die Klimaschutzleistung stehen, um funktionsfähig zu sein. Praktisch bedeutet dies, entweder eine feste Wertrelation zwischen CO₂-Preisen und den Leistungspunkten für Biodiversitätsschutz vorzugeben, oder umgekehrt eine Relation von 1:1 festzuschreiben und anschließend die Leistungspunkte (die ja lediglich ordinal skaliert sind) so zu skalieren, dass der dafür verwendete Skalierungsfaktor diese Wertrelation abbildet.

Um Wertrelation bzw. Skalierungsfaktor zu bestimmen, helfen zwei Überlegungen: Geht man, zum einen, von den gesellschaftlichen Präferenzen auf Nachfrageseite aus, dann haben die Ergebnisse des ReWaLe-Projektes gezeigt – trotz aller methodenbedingten Einschränkungen der Vergleichbarkeit – dass die Leistungen der deutschen Wälder für den Klima- und den Biodiversitätsschutz grob etwa in der gleichen Größenordnung bewertet werden (vgl. Abschnitte 3.3, 5.4, 6.2 sowie auch Anhang C).¹⁵⁴ Zum anderen sollten, von der Angebotsseite aus betrachtet, die jeweiligen Leistungsanreize für den durchschnittlichen Betrieb ungefähr gleich stark sein; denn bei starker Dominanz des Honorars für eine der beiden Leistungen liefen die Anreize zur Erbringung der jeweils anderen ins Leere (und da sie dann lediglich Verwaltungskosten aufwürfen, sollte unter solchen Umständen besser ganz auf die Honorierung der anderen Leistung verzichtet werden). Zur Illustration kann noch einmal das in Tabelle 23 verwendete Beispiel dienen: Danach ergibt sich eine

¹⁵³ Zwar gibt es die bereits erwähnten regionalen „Ökopunktemärkte“ zur Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft (Wätzold & Wissel 2016s. ; Scheidler 2019), die jedoch regional begrenzt sind, zwischen denen kein Austausch besteht und die nicht auf einheitlichen Kriterien für Mengenermittlung und Preisfindung basieren; systematische Übersichten zu den jeweiligen Preisen sind zudem nicht verfügbar. Aus ihnen kann daher für das hier diskutierte Honorierungssystem kein Anhalt zur Preisfindung abgeleitet werden.

¹⁵⁴ Bei den in Abbildung 19 nach der TEEB-Studie zitierten Wertrelationen ist zu u. a. beachten, dass bei der dortigen Quantifizierung der C-Senkenleistung keine Substitution berücksichtigt wurde; sie enthält also nur einen Teil der gesamten Klimaschutzleistung.

etwa gleichgewichtige Honorierung der derzeitigen Klimaschutz- und Biodiversitätsschutzleistungen durchschnittlicher Forstbetriebe in Deutschland, wenn ein Skalierungsfaktor von 5 verwendet wird (die Leistungspunkte also entweder mit dem Faktor 5 multipliziert werden, oder für einen Leistungspunkt das Fünffache des CO₂-Preises gezahlt wird).¹⁵⁵ Letztlich bleibt es aber eine politische Entscheidung, wie der Wert des Biodiversitätsschutzes im Vergleich zu dem des Klimaschutzes gewichtet werden soll.

7.3.2 Stufe 2: Spezifische Honorierung regionaler und lokaler Leistungen

Die zweite Stufe des hier vorgeschlagenen Honorierungssystems umfasst alle diejenigen Ökosystemleistungen, für die die Nachfrage stärkere lokale bzw. regionale Unterschiede aufweist. Die Honorierung besteht hier zum einen aus Entgelten für Leistungen, für die bereits Märkte bestehen. Dies sind i. W. die regionalen Märkte für Rohholz, ansatzweise auch für Ökopunkte (Leefken 2003, 2006; Wätzold & Wissel 2016) und für regionale Trinkwasserschutzleistungen (Merker 2010; Matzdorf *et al.* 2014; Bennett *et al.* 2017). Soweit diese Märkte funktionieren und bei ihnen kein Marktversagen vorliegt, sind staatliche Finanzierungen dort nicht zu rechtfertigen und sollten daher unterbleiben; der Bund ist dann vielmehr gefordert, bestehende Markthindernisse durch eine förderliche Gestaltung der jeweiligen Rahmenbedingungen auszuräumen. Im Falle von Wasserdienstleistungen entspricht dies auch den Ansprüchen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000), nach der die Mitgliedstaaten bis 2010 die Voraussetzungen für eine angemessene Honorierung von Wasserdienstleistungen geschaffen haben sollen. Wird der rechtliche Rahmen für Verträge zwischen Waldbesitzern und Wasserversorgern so gestaltet, dass daraus Gewinne möglich sind und Anreize zur Verbesserung von Trinkwasserquantität und -qualität entstehen, so führt auch eine solche Begünstigung entsprechender zweiseitiger Verträge zu einer „angemessenen Honorierung“.¹⁵⁶

Zum zweiten verbleiben einige Leistungen, die als öffentliche Güter nicht marktgängig sind und ggf. einer unterstützenden Finanzierung bedürfen, falls für sie vor Ort Nachfrage besteht. Dies ist v. a. für Erholungs- und regionale Naturschutzleistungen zu erwarten, für die sich oben gezeigt hat, dass die Nachfrage insgesamt hoch ist und die gleichzeitig deutliche regionale Nachfrageschwerpunkte aufweisen; es kann auch für weitere Umweltschutzleistungen des Waldes gelten, die in diesem

¹⁵⁵ Wenn der Klimaschutz- und der Biodiversitätsschutzleistung innerhalb des Honorierungssystems das gleiche Gewicht zukommen soll, dann muss der Skalierungsfaktor so gewählt werden, dass die Anzahl der Leistungspunkte für einen Durchschnittsbetrieb in etwa dem durchschnittlichen (anerkennungsfähigen) Kohlenstoffzuwachs entspricht. Entsprechendes gilt für die jeweiligen Spannweiten.

¹⁵⁶ Als Beispiel für demgegenüber kontraproduktive ordnungsrechtliche Regelungen wird von forstlicher Seite etwa die hoheitliche Ausweisung von Wasserschutzgebieten genannt, welche die Entwicklung vermarktbaren Wasserdienstleistungen durch Forstbetriebe mangels Zuweisung der entsprechenden Verfügungsrechte untergrabe (Merker 2010); sowie auch das Gewässerunterhaltungsrecht einiger Bundesländer, das den Betrieben sogar eine Gebührenbeteiligung an Entwässerungsmaßnahmen abverlange, obwohl diese Wäldern, Natur und dem Grundwasserspiegel schaden (vgl. dazu von Bockum 2008; von Alvensleben 2010).

Projekt nicht untersucht worden sind (z. B. örtlicher Klimaschutz, Lawinenschutz etc.). Entsprechend dem regionalen bzw. lokalen Charakter der Leistungen kommt den Bundesländern und den örtlichen Stellen hier ein deutlich höheres Gewicht als dem Bund zu, wenn es darum geht, regionale und lokale Leistungsanforderungen für die Honorierung zu konkretisieren und diese schließlich auch zu finanzieren – sofern der Bund sich überhaupt daran beteiligen sollte.¹⁵⁷ Um eine „Produktion am Bedarf vorbei“ zu vermeiden, bietet es sich an, diese Leistungen über Einzelverträge zu fassen und Finanzmittel des Bundes – wenn überhaupt – nur ergänzend zu anderweitigen Finanzierungsquellen (von Ländern, Kommunen, Vereinen oder Einzelpersonen) zu gewähren, beispielsweise durch Übernahme eines festen Bruchteils an den jeweiligen Vertragskosten. Dadurch wird ein Finanzierungsbeitrag von interessierter dritter Seite zwingend vorausgesetzt. Einzelverträge werden z. B. unter dem Stichwort „Vertragsnaturschutz“ im Naturschutzbereich diskutiert (siehe z. B. Franz (2017) sowie das Waverna-Projekt(<https://www.waverna-projekt.de/>), weiterhin (Franz *et al.* 2018a; Franz *et al.* 2018b; Paschke 2018; Selzer *et al.* 2018)). Entsprechend modifiziert eignen sich diese Ansätze auch für Leistungen im Bereich Erholung (siehe Vorschläge der WaSEG (2019)) sowie für den Trinkwasserschutz; hier sind solche Verträge bereits auf freiwilliger Basis abgeschlossen worden (z. B. Harzwasserwerke 2015). Einzelvertragliche Regelungen können auch genutzt werden, um den Betrieben ggf. Ausgleich für ordnungsrechtliche Bewirtschaftungsauflagen (z. B. durch FFH, Trinkwasserschutzgebiete etc.) zu bieten.

7.3.3 Lenkungswirkungen

Da hier eine grundsätzliche Umgestaltung des forstlichen Fördersystems vorgeschlagen wird, ist es erforderlich, die damit absehbaren Lenkungswirkungen zumindest qualitativ zu umreißen. Sie sind auf unterschiedlichen Ebenen zu erwarten:

- Auf sektoraler Ebene wird die reguläre staatliche (Ko-) Finanzierung der Forstwirtschaft durch den Vorschlag substantiell erweitert.¹⁵⁸ Dies ergibt sich zwangsläufig aus der für Stufe 1 vorgesehenen Kopplung der Klimaschutzhonorierung an die Zertifikatspreise aus dem EU-ETS bzw. dem BEHG (2019), welche aus oben dargelegten Gründen auch die erforderliche Höhe der Honorierung der Biodiversitätsschutzleistungen determinieren. Eine erweiterte Finanzierungsbasis wirft zusätzliche Staatsausgaben auf,¹⁵⁹ erscheint aber nicht zuletzt für den langfristigen Walderhalt unumgänglich, damit die Forstbetriebe den absehbaren Investitionsbedarf zur

¹⁵⁷ Für eine Kofinanzierung seitens des Bundes ist eine gesetzliche Grundlage nötig, die über die derzeitigen Kofinanzierungsmöglichkeiten im Rahmen der GAK hinausgeht (s. u.).

¹⁵⁸ Zur Orientierung über die derzeitige Situation: Nach der Berichterstattung zum Vollzug der GAK betrugen die tatsächlichen Ausgaben von Bund und Ländern im GAK-Förderbereich „Forstwirtschaftliche Maßnahmen“ im Jahr 2018 etwa 30 Mio. € (<https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/GAT-5000100-2018.pdf>).

¹⁵⁹ Zum Teil sind solche zusätzlichen Ausgaben auch schon vom Bundesfinanzministerium eingeplant, wie z. B. Ausgaben für den Sektor Land- und Forstwirtschaft im Wirtschaftsplan des Sondervermögens „Energie- und Klimafonds“, sowie im Konjunkturpaket zur Bekämpfung der Folgen der Corona-Krise (BMF 2019, 2020).

Anpassung der Wälder an den Klimawandel aufbringen können – auch in einer Situation, in der die Holzproduktion als noch dominierende Finanzierungsquelle durch zunehmende direkte Schäden an den Beständen sowie nachfolgend verfallende Holzpreise einzubrechen droht. Dem steht gegenüber, dass bei solchermaßen verbesserter Finanzierung Nothilfemaßnahmen tendenziell verzichtbar werden, wie sie jüngst befristet als Förderbereich 5F in die GAK aufgenommen worden sind („Maßnahmen zur Bewältigung der durch Extremwetterereignisse verursachten Folgen im Wald“). Spiegelbildlich dazu wird die Absicherung gegen Produktionsrisiken grundsätzlich bei den Betrieben verortet, da die Honorierung tatsächliche Leistungen voraussetzt und ohne diese Leistungen unterbleibt.¹⁶⁰

- Auf Landschaftsebene sind starke wirtschaftliche Impulse zum Walderhalt, zur Wiederaufforstung zusammengebrochener Bestände sowie zur Erstaufforstung (einschließlich natürlicher Sukzession) zu erwarten. Diese Impulse sind deutlich stärker als in der heutigen Situation, da Leistungserträge aus Klima- und Biodiversitätsschutz wesentlich früher einsetzen als aus der Holzproduktion (und im Falle der Erstaufforstung auch dauerhafter kalkulierbar sind als die heutige Investitionsförderung). Dies kommt v. a. durch die Klimakomponente des Honorierungssystems zustande, da diese auf dem laufenden Zuwachs basiert und daher Erträge nicht erst mit der ersten Ernte vermarktbarer Holzsortimente, sondern bereits kurz nach der Etablierung der Bestände ermöglicht; ergänzt wird dies durch die Naturschutzkomponente, die bereits bei jungen Kulturen Erträge aufgrund von Baumartenmischung und Naturnähe gestattet. Wie zuvor verbleiben Risiko und Risikovorsorge bei den Betrieben, hier v. a. das Risiko einer Entmischung der Bestände durch Wildverbiss: denn für die Honorierung reicht es nicht aus, lediglich naturnahe Mischbestände zu begründen; Mischung und Naturnähe müssen dafür auch erhalten werden.
- Auf Betriebsebene entstehen für alle förderfähigen¹⁶¹ Forstbetriebe Anreize, die Bewirtschaftung nicht allein an der Holzproduktion, sondern zusätzlich an der gesellschaftlichen Nachfrage nach Klima- und Biodiversitätsschutzleistungen (sowie weiteren in Stufe 2 honorierten Leistungen) auszurichten – zumal auch die finanzielle Förderung von Maßnahmen zugunsten der Holzproduktion entfällt.¹⁶² Zudem werden Anreize verstärkt, vor Ort

¹⁶⁰ Aus systematischer Sicht scheint es auf die Dauer sinnvoller, den Betrieben hinreichende Einkommensmöglichkeiten zu gewähren (die dort auch zur Eigenabsicherung gegen Kalamitätsrisiken genutzt werden können), das Bestandsrisiko aber bei den Betrieben zu belassen, um deren Eigeninteresse an der Bewirtschaftung klimastabiler Wälder nicht zu schmälern. Aus dieser Perspektive scheint die Einführung einer (substanziellen) Honorierung nicht mit einer dauerhaften Aufrechterhaltung von Maßnahmengruppe F der GAK kompatibel.

¹⁶¹ Ein Hinweis ist zur Förderfähigkeit der Landesforstbetriebe angebracht. Diese ist nicht grundsätzlich ausgeschlossen; ob eine Finanzierung von betrieblichen Tätigkeiten der Landesforstbetriebe durch den Bund aber auch sinnvoll wäre, kann, angesichts der grundgesetzlichen Verortung der forstlichen Kompetenzen bei den Ländern, bezweifelt werden.

¹⁶² Gleichwohl bestehen Synergien mit der Holzproduktion, weil die Ausrichtung der Umtriebszeiten am jeweiligen $dGZ_{\max}$ sowohl zu möglichst hoher Bindung von Kohlenstoff als auch zur Bereitstellung einer möglichst großen Menge nutzbaren Rohholzes führt. In Bezug auf die Baumartenwahl kommt dazu, dass der Vorschlag eine allmähliche Zunahme des Douglasienanteils begünstigt. Dies kann dazu verhelfen, den aufgrund des Klimawandels absehbaren Ausfall der Fichte als „Brotbaum“ der Forstwirtschaft (der auf eine entsprechende Nachfrage auf den Holzmärkten zurückgeht) zu kompensieren.

vorhandenes Wissen zur Risikominderung zu nutzen (z. B. in Bezug auf Baumartenwahl und -mischung, Erntezeitpunkte und den Schutz vor Entmischung durch Wildverbiss), und sich ggf. eigenständig gegen Leistungsausfälle zu versichern. Dazu kommt für kleine Forstbetriebe ohne systematische Betriebsplanung bzw. ohne Forsteinrichtung der Anreiz, forstlichen Zusammenschlüssen beizutreten, um die für die Honorierung notwendigen Datengrundlagen beibringen zu können.

- Auf Bestandesebene entsteht aus der Klimakomponente ein Anreiz, Baumarten und Umtriebszeiten an möglichst hoher Zuwachseleistung auszurichten. Für die Baumartenwahl bedeutet dies, bei neu zu begründenden oder umzubauenden Beständen solche Baumarten auszuwählen, die am jeweiligen Standort jetzt und in Zukunft als besonders wuchskräftig eingeschätzt werden.¹⁶³ Der beschriebene Anreiz kann sehr langfristig zu einer Veränderung des Baumartenspektrums führen (die Langfristigkeit ergibt sich dadurch, dass üblicherweise nur ein geringer Anteil der Bestände jährlich zur Neubegründung ansteht, laut BWI₂₀₁₂ unter 1 % p. a.).¹⁶⁴ Die Naturschutzkomponente begünstigt dabei naturnahe Mischbestände gegenüber Reinbeständen. Durch die zusätzliche Berücksichtigung des Bestandesalters bei der Zuwachsermittlung ergibt sich aus der Klimakomponente ein Anreiz, die jeweilige Umtriebszeit an der Kulmination des durchschnittlichen Gesamtzuwachses (dGZ_{max}), also am maximalen Massenertrag der einzelnen Baumarten auszurichten, da der Zuwachs (und damit die CO₂-Bindung wie c. p. auch die Prämie) dadurch maximiert wird.¹⁶⁵ Die Naturschutzkomponente honoriert dabei auch höhere Alter von Altbeständen, die den jeweiligen Schwellenwert erreicht haben oder übertreffen (im Beispiel aus Tabelle 23 sind dies 120 Jahre).

¹⁶³ Im Extremfall könnte auch ein Anreiz gegeben sein, sehr wuchsschwache noch hiebsunreife Bestände vorzeitig umzubauen, abhängig von den lokalen Zuwachsdifferenzen und der letztendlichen Prämienhöhe; da dem allerdings nicht nur die Hiebsunreifeverluste, sondern auch die erheblichen Investitionskosten für künstliche Verjüngung entgegenstehen, wird dieser Effekt vermutlich auf Sonderfälle beschränkt bleiben.

¹⁶⁴ In Bezug auf die Senkenleistung ist eine derartige Änderung des Baumartenspektrums förderlich, da der Zuwachs dadurch gesteigert wird. In Bezug auf die Vorräte im Biomassespeicher des Waldes ist das Ergebnis ohne konkrete Quantifizierung nicht eindeutig vorherzusagen: Zwar führt verstärkter Zuwachs c. p. auch zu einer Erhöhung der Durchschnittsvorräte; gegenläufig könnten aber auch die Umtriebszeiten tendenziell sinken (um einen früheren Umbau zu ermöglichen) und so zu einer Vorratsabsenkung führen.

¹⁶⁵ Der altersabhängige Anreiz wirkt nicht auf alle Baumarten und auch nicht auf alle Betriebe in gleicher Weise. Für geldertragsorientierte Betriebe mit positiver Zinsforderung ergibt sich durch die Altersabhängigkeit grundsätzlich ein Anreiz zur *Verlängerung* der Umtriebszeiten (weil Zinsforderungen tendenziell die Umtriebszeit gegenüber dem Zeitpunkt des maximalen Massenertrags senken, die Zuwachsprämie dem aber entgegengewirkt; vgl. z. B. Köthke & Dieter (2010b)); als Nebenwirkung steigt damit auch der Vorrat. In Bezug auf die einzelnen Baumarten ergibt sich dann ein Anreiz zur *Verkürzung* (und nebenher zur Vorratsabsenkung), wenn die übliche Umtriebszeit der Baumart oberhalb des höchsten Massenertrags (bzw. der Kulmination des dGZ) liegt; liegt die Umtriebszeit dagegen unterhalb des dGZ_{max} , dann bewirkt der Anreiz umgekehrt eine *Verlängerung* (und nebenher eine Vorratserhöhung). Letzteres dürfte vor allem für viele Buchenbestände gelten, da das Wachstum der Buche ausgesprochen spät kulminiert: Selbst unter günstigen Wuchsbedingungen (i. e. in der ersten Ertragsklasse) wird die Kulmination des Derbholtzzuwachses erst nach etwa 150 Jahren erreicht, unter schlechteren Wuchsbedingungen noch wesentlich später.

7.4 Voraussetzungen für eine verbesserte Honorierung

Eine Umgestaltung und Neuausrichtung des forstlichen Fördersystems, wie oben grob umrissen, ist auf Basis der derzeitigen Förderinstrumente des Bundes nahezu ausgeschlossen.

Für die Forstwirtschaft sind laut Grundgesetz primär die Länder zuständig. Für die Beteiligung des Bundes an der Förderung bedarf es einer gesetzlichen Grundlage. Diese ist heute allein durch die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) gegeben (über die auch Finanzierungsbeiträge der EU integriert werden). Die GAK ist damit das zentrale Finanzierungsinstrument, mit dem der Bund Wälder und Waldwirtschaft fördern kann.

Das Ziel der GAK-Finanzierung ist gesetzlich festgelegt: Sie soll Leistungsfähigkeit und Wettbewerbsfähigkeit der Land- und Forstwirtschaft ermöglichen und die nachhaltige Leistungsfähigkeit ländlicher Gebiete gewährleisten (GAKG, §§ 1, 2). Eine Förderung von Ökosystemleistungen des Waldes ist kein eigenständiges Ziel der GAK, jedoch möglich, wenn sie den genannten Zielen dient; andernfalls darf sich der Bund nicht beteiligen. Die Förderung ist in der Regel auf Privat- und Kommunalwälder begrenzt, die 48 % bzw. 19 % der deutschen Waldfläche umfassen. Die Förderung erfolgt derzeit generell durch Anteilsfinanzierung der jeweiligen Kosten; es werden also nicht Gewinnanreize gesetzt, sondern lediglich (Teile der) Kosten erstattet. In Bezug auf die Lenkungswirkung finanzieller Anreize ist zu beachten, dass es den Waldbesitzern freisteht, auf die entsprechenden Angebote einzugehen oder nicht (WaSEG 2019).

Die geschilderte Konstruktion bewirkt, dass über die GAK primär Maßnahmen (nicht Ergebnisse) gefördert werden, und dass die Förderung an den Kosten dieser Maßnahmen für die Waldbesitzer orientiert ist (nicht an den Anreizwirkungen). Auf die Förderung spezifischer Angebote zugunsten von Ökosystemleistungen des Waldes ist das bisherige Förderverfahren der GAK strukturell nicht ausgerichtet. Es erscheint daher sinnvoller, die GAK ausschließlich für denjenigen Zweck zu verwenden, für den sie gedacht ist, nämlich für Maßnahmen zur Förderung der Wirtschaftlichkeit der Forstbetriebe, soweit hier ein gesellschaftliches Interesse begründbar ist. Für die Honorierung von Ökosystemleistungen scheint eine Zweckentfremdung der GAK aber wenig zielführend; hier sind grundlegend anders konstruierte Förderinstrumente notwendig. Als Instrument zur Honorierung von Ökosystemleistungen bietet die GAK eine Reihe schwer überwindbarer Hindernisse. Zum einen dürfen sich entsprechende Förderangebote nicht nur an einzelne Waldbesitzer richten; sie erfordern oft Kooperationen zwischen Waldbesitzern sowie ggf. auch die Beteiligung von Drittanbietern und/oder Nutzerorganisationen.¹⁶⁶ Die Förderung muss also auch diesen zugänglich gemacht werden (dies ist derzeit nicht der Fall; siehe BWaldG, § 41 Abs. 5). Zum anderen ist das bisherige Prinzip der anteiligen Kostenerstattung (das auf GAKG, § 3 zurückgeht) zwar für die Förderung der Holzproduktion, nicht aber für die Förderung nicht vermarkteter Ökosystemleistungen geeignet. Anteiliger Kostenersatz funktioniert nur, wenn er

¹⁶⁶ Solche Kooperationen sind in Stufe 2 des hier vorgeschlagenen Honorierungskonzeptes angelegt, da für diese Stufe eine Beteiligung der Leistungsnachfrager an der Finanzierung, damit aber auch an der Gestaltung der Leistungen vorgesehen ist (s. Abschnitt 7.3.2).

Markteinkommen ergänzt, die geförderten Maßnahmen also grundsätzlich im Eigeninteresse der Waldbesitzer liegen und durch die Förderung lediglich in eine gewünschte Richtung gelenkt werden sollen. Dies ist nicht der Fall, solange die Bereitstellung von Ökosystemleistungen keine weiteren Einkommensmöglichkeiten für Waldbesitzer bietet. Vielmehr bewirkt sie zunächst zusätzliche Belastungen: durch die erforderliche Planung, die Verwaltung von Förderanträgen, die Umsetzung der Maßnahmen selbst, sowie schließlich auch durch Folgekosten, die im Falle der Erholungsleistung beispielsweise durch die weitere Öffnung des Waldes für zusätzliche Besucher bedingt werden, im Falle der Naturschutzleistung beispielsweise durch das Risiko, naturschutzwürdige Strukturen zu etablieren, die später dann weitere ordnungsrechtliche Schutzauflagen nach sich ziehen. Aus Sicht der Waldbesitzer müssen also nicht nur solche Kosten abgedeckt, sondern darüber hinaus auch zusätzliche Gewinne möglich sein – sonst wird die Förderung nicht in Anspruch genommen (und wirft dann lediglich Verwaltungskosten für den Fördermittelgeber auf). Gewinnanreize sind zudem nötig, um dem gesetzlichen Erfordernis nach Förderung der Wirtschaftlichkeit zu genügen. Da sie sich nach derzeitiger Gesetzeslage aber nicht allein durch eine hinreichende Höhe der Förderung selbst ergeben können, muss die Förderung entweder eine finanzielle Mitbeteiligung der Nutzer vorsehen oder die Etablierung vermarktungsfähiger Produkte ermöglichen. (Letzteres würde lediglich Zuschüsse des Staates bzw. eine Anstoßfinanzierung erfordern. Es hätte zudem den Vorteil, dass längerfristig keine Maßnahmen gefördert würden, für die keine hinreichende Nachfrage besteht).

Zudem ist auch die schwindende Akzeptanz der GAK-Förderung seitens der Länder sowie der Einzelbetriebe im Auge zu behalten, welche die angebotenen Fördermöglichkeiten der GAK zunehmend nicht mehr abrufen. Insgesamt drängt sich der Eindruck auf, dass sich die Förderung der Forstwirtschaft ausschließlich qua GAK, sowohl mit Blick auf die Fördermöglichkeiten von gesellschaftlich nachgefragten Ökosystemleistungen als auch mit Blick auf die Attraktivität der gebotenen Förderung für Betriebe und teilnehmende Länder, überlebt hat. Als Ausweg aus dieser Sackgasse scheint weniger eine Reform der GAK, als vielmehr die Etablierung eines separaten und von Grund auf neu konzipierten Instrumentariums gangbar, welches dem bisherigen Prinzip der Kostenerstattung den Rücken kehrt und eine ergebnisorientierte Honorierung von gesellschaftlich nachgefragten Ökosystemleistungen der Forstwirtschaft (bzw. der Landnutzung generell) ermöglicht. Für die Honorierung überregionaler Leistungen (Stufe 1) ist eine neu konzipierte Gemeinschaftsaufgabe von Bund und Ländern genauso denkbar wie eine reine Bundesprämie. Die finanzielle Förderung regionaler Leistungen (Stufe 2) wäre, sofern sich der Bund hier überhaupt beteiligt, wohl ausschließlich über eine Gemeinschaftsaufgabe möglich.

Die Notwendigkeit eines solchen erneuerten Instrumentariums entsteht aus den Verpflichtungen, die die Bundesrepublik im Zuge internationaler Vereinbarungen eingegangen ist, deren Umsetzung im Umweltbereich aber nicht in der Umsetzungskompetenz des Bundes liegen. Den daraus folgenden Finanzierungsverpflichtungen muss ein entsprechendes Finanzierungsinstrument gegenübergestellt werden. Darüber hinaus sollte in dieses Instrument auch die Finanzierung anderer Aufgaben im Bereich von Natur- und Umweltschutz integriert werden, sofern diese von nationalstaatlicher oder darüberhinausgehender Bedeutung sind (namentlich die Finanzierung von

Nationalparks). Die Hürden dafür sind aufgrund der notwendigen Gesetzesänderungen hoch – dies sollte als sportliche Herausforderung, nicht als unüberwindbares Hindernis betrachtet werden.

8 Diskussion

Detailaspekte der einzelnen Module, aus dem sich das ReWaLe-Modell zusammensetzt, sind bereits in den vorstehenden Kapiteln diskutiert worden. Um Wiederholungen zu vermeiden, werden hier lediglich übergeordnete Aspekte aufgegriffen, die für die Ergebnisinterpretation relevant sein können.

8.1 Grenzen des ReWaLe-Modells

Um die Ergebnisse des ReWaLe-Modells interpretieren zu können, müssen die derzeit bestehenden Lücken und die Grenzen dieses Modells berücksichtigt werden.

- Eine Lücke ist, dass das Modell keine der bereitstellenden und regulierenden Leistungen berücksichtigt, welche die Wälder im Zusammenhang mit der Ressource „Wasser“ bereitstellen: Schutz sauberen Grund- und Trinkwassers, Schutz von Fließgewässern und Schutz vor Hochwasser. Dass solchen Leistungen ein erheblicher Wert zukommen kann, zeigen internationale Metaanalysen (de Groot *et al.* 2012; FAO 2018) wie auch Untersuchungen aus Deutschland (Olschewski 1997; Grottker 1999; Olschewski 1999; Gutow & Schröder 2000; Rüping 2009; Barth & Döll 2016). Leider handelt es sich diesen Arbeiten fast ausschließlich um lokale Fallstudien, die nicht ohne weiteres auf andere Regionen übertragen werden können. Auf eine Integration der Wasserdienstleistungen musste daher zumindest in der derzeitigen Version des Modells verzichtet werden.
- Auch bei anderen Leistungen kann das Modell nicht beanspruchen, sämtliche Aspekte des jeweiligen Leistungsspektrums komplett abzudecken, so etwa bei den kulturellen Leistungen. So erschöpfen sich Leistungen der Wälder für Naturschutz und Landespflge ganz offensichtlich nicht ausschließlich im Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen, dem Bestand an (Vogel-) Arten und der Frage, wie und wo Wälder aus der forstlichen Bewirtschaftung genommen werden (s. Abschnitt 5); und neben der „Alltags-“ Erholung, wie sie hier in Abschnitt 4 analysiert wurde, spielt u. a. auch die Walderholung bei Wochenend- und Urlaubsreisen für den Nutzen der Wälder eine Rolle. Solche Nutzelemente sind derzeit nicht im Modell enthalten, wären aber grundsätzlich integrierbar. Zu bedenken ist jedoch auch hier, dass die Datenlage derzeit eine Integration solcher zusätzlichen Aspekte nicht zulässt, wenn hierzu keine generalisierbaren Fallstudien (oder auch gar keine Studien) verfügbar sind. Darüber hinaus stößt die Integration zusätzlicher Leistungen in ein allgemeines Modell dann grundsätzlich an Grenzen, wenn diese Leistungen sehr stark von individuellen regionalen Besonderheiten geprägt sind.

Kurzum: Das Modell erfasst nicht den Wert sämtlicher Ökosystemleistungen von Wäldern, und insbesondere erfasst es keine individuellen Besonderheiten einzelner Regionen. Aber es erfasst einen wichtigen Teil dieser Werte. Damit ermöglicht es – erstmalig für Deutschland –, regionale Werte von Wald-Ökosystemleistungen systematisch zu vergleichen, einschließlich solcher

Leistungen, die als öffentliche Güter keine Marktpreise haben, und über die bislang (wenn überhaupt) nur verstreute Einzelfallinformationen vorlagen.

Neben Lücken weist das Modell auch spezifische Schwächen auf, die bei der Ergebnisinterpretation im Auge behalten werden sollten.

- Ein Problem ist die Qualität der Eingangsdaten. Grundsätzlich wurde für die Datenbasis eine Auflösung auf Gemeindeebene (in einigen Fällen mindestens auf Kreisebene) angestrebt. Etliche relevante Eingangsdaten liegen aber in dieser Auflösung nicht vor. So ist für die meisten forstlichen Eingangsdaten – etwa Baumartenverteilung und Zuwachs – die Bundeswaldinventur die einzige mit vertretbarem Aufwand nutzbare Datenquelle. Sie ist als Großraum-Stichprobeninventur angelegt und soll in ihrer ursprünglichen Konzeption hinreichend sichere Aussagen lediglich über den Wald in Deutschland insgesamt sowie in den (Flächen-) Bundesländern gestatten. Regional weiter untergliederte Auswertungen (mit entsprechend erhöhtem Stichprobenfehler) liegen nur noch bis hinunter zur Ebene der 82 forstlichen Wuchsgebiete vor, so dass den Gemeinden bzw. Kreisen Durchschnittswerte aus den zugehörigen Wuchsgebieten zugewiesen werden mussten. Die zugehörigen Altersklassenverhältnisse ließen sich so nicht integrieren, da differenzierte Altersklassendaten in Anbetracht des dann ausufernden Stichprobenfehlers nicht bereitgestellt werden (vgl. Abschnitt 2.2). In den ReWaLe-Ergebnissen vererbt sich diese Großraum-Eigenart der Datenbasis: Die Modellprognosen eignen sich daher zum Auffinden regionaler Muster, nicht aber für Aussagen über einzelne Kreise.
- Für soziodemographische Eingangsdaten standen Eingangsdaten der amtlichen Statistik zur Verfügung, deren Auflösung bis hinunter zur Gemeindeebene reicht. Auch hier ist zu beachten, dass das Modell grundsätzlich auf die jeweiligen Gemeinde-Durchschnittswerte zurückgreift, nicht aber auf Merkmalsverteilungen innerhalb der Gemeinden. Für jede Gemeinde wird also ein ‚repräsentatives Individuum‘ konstruiert, das synthetisch aus den Durchschnitten der jeweiligen Merkmale in den Gemeinden zusammengesetzt ist. Sind die zugehörigen Merkmalsverteilungen asymmetrisch, dann kann es bei der Hochrechnung Abweichungen zu alternativen Berechnungen geben, welche auf andere Lageparameter zurückgreifen (wie z. B. zu Berechnungen auf Basis eines ‚Medianwählers‘).
- Generell berücksichtigt das Modell ausschließlich Wälder, nicht aber andere Formen der Landnutzung. Substitutive oder komplementäre Beziehungen zwischen Wäldern und den sie umgebenden Landnutzungen werden also nicht berücksichtigt.
- Interaktionen zwischen den einzelnen Leistungen der Wälder selbst werden nur eingeschränkt abgebildet. Grund sind auch hier fehlende Informationen. Es gibt zwar Hinweise z. B. auf eine Korrelation zwischen Artenvielfalt und Laubbaumanteil (Augustynczik *et al.* 2019a), aber keine gesicherten und generalisierbaren Erkenntnisse über die funktionale Form dieser Korrelation, so dass die genannte Interaktion nicht modelliert werden konnte.
- Beim Vergleich der einzelnen Leistungen und ihren Werten ist zu berücksichtigen, dass sie mit unterschiedlichen Methoden bewertet wurden. Insbesondere die Rohholzbewertung weicht

konzeptionell von der der übrigen (öffentlichen) Leistungen ab, da sie auf einem preisbasierten anstelle eines rentenbasierten Konzeptes beruht. Zudem liegen die Verfügungsrechte hier im privaten, nicht im öffentlichen Eigentum. Aber auch die öffentlichen Leistungen wurden mit im Detail unterschiedlichen Ansätzen bewertet. So basiert z. B. die Bewertung der Erholungsleistung auf Contingent Valuation, diejenige der Naturschutzleistungen jedoch auf Choice-Experimenten. Die konkreten Wertrelationen zwischen den Leistungen sollten daher nicht überinterpretiert werden; das Modell informiert zuverlässiger über die regionalen Verteilungsmuster einer bestimmten Leistung (und ggf. deren Veränderungen) als über die Wertrelationen der einzelnen Leistungen zueinander.

Darüber hinaus sollte bedacht werden, dass die jeweiligen Leistungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten zwischen 2011 und 2018 bewertet worden sind.¹⁶⁷ Eine Deflationierung wurde angesichts der niedrigen Inflationsraten in diesem Zeitraum nicht vorgenommen; sie hätte vermutlich nur Scheingenauigkeit bewirkt.¹⁶⁸

8.2 Hinweise zur Interpretation einzelner Ergebnisse

Vor dem Hintergrund der genannten Grenzen mögen einige Anmerkungen zur Interpretation einzelner Ergebnisse hilfreich sein.

- Quantifizierung und Bewertung der Rohholzproduktion beruhen auf recht einfachen Ansätzen. Die Bewertung hat hier allein den Zweck, auf gesamtwirtschaftlicher Ebene die Rohholzproduktion als Ökosystemleistung anderen Ökosystemleistungen gegenüberstellen zu können. Für betriebliche Planungszwecke o. Ä. wären diese Ansätze ungeeignet.
- Bei der Klimaschutzleistung gibt es sehr viele Unsicherheiten sowohl hinsichtlich der Quantifizierung als auch der Bewertung. Dies spiegelt letztendlich wider, dass der Wissensstand über viele für die Klimapolitik relevante Größen begrenzt ist. Dies zwingt einerseits zur Verwendung mehr oder weniger pauschaler Annahmen (z. B. hinsichtlich der verwendeten Expansions- und Substitutionsfaktoren), andererseits zur Vernachlässigung von Speicherkompartimenten, über deren Entwicklung sich keine belastbaren Aussagen treffen lassen (dies betrifft im vorliegenden Fall z. B. die Vernachlässigung von unterirdischer Biomasse

¹⁶⁷ Die Umfrage zur Bewertung der Erholungsleistung wurde Ende 2011 durchgeführt, diejenige zur Bewertung von Naturschutzleistungen Anfang 2018; die derzeit verwendeten Preisdaten für Holz entstammen den Testbetriebsdaten 2016, die Preise für CO₂-Zertifikate stammen aus der zweiten Jahreshälfte 2018.

¹⁶⁸ Aus Angaben des Statistischen Bundesamtes (Fachserie 18 Reihe 1.5) lässt sich zwischen 2011 und 2018 eine Inflation von etwa 10 % berechnen. Gerade bei der Bewertung öffentlicher Güter per Befragung dürfte der Einfluss aktueller Ereignisse (z. B. Presseberichte über Artenverluste bei der Bewertung von Artenvielfalt) jedoch stärker auf die ermittelten Zahlungsbereitschaften durchschlagen als die allgemeine Kaufkraftentwicklung. Dem Einfluss solcher Ereignisse lässt sich über Deflationierung nicht begegnen. – Zudem wären von der Deflationierung nur die Relationen zwischen den einzelnen Leistungen betroffen, welche ohnehin mit unterschiedlichen Methoden bewertet worden sind, nicht jedoch die hier im Vordergrund stehende Frage danach, wie sich die Werte der jeweiligen Einzelleistungen regional verteilen.

und Bodenkohlenstoff). Letzteres führt dazu, dass die Ergebnisse aus dem Modul „Klimaschutz“ eher konservativ sind.

- Im Modul „Erholung“ ließen sich regionale Einflüsse auf individuelle Zahlungsbereitschaften nur grob schätzen, so dass die regionale Variationsbreite der *individuellen* Zahlungsbereitschaften wahrscheinlich nicht komplett abgebildet wird. Dies dürfte bei den aggregierten Werten jedoch vernachlässigbar sein, da diese ohnehin von der jeweiligen Bevölkerungsdichte dominiert werden. Ferner ist zu bedenken, dass die für das Modul „Erholung“ herangezogene Bewertungsbasis (Elsasser & Weller 2013) im Vergleich zu anderen Untersuchungen relativ niedrige Werte ergeben hat (zur Diskussion siehe die angeführte Literaturquelle), und dass dies ferner die älteste der im ReWaLe-Modell verwendeten Datenquellen ist. Da die ermittelten Werte grundsätzlich nicht deflationiert wurden (s. Abschnitt 8.1), wäre diese Datenquelle von der Geldentwertung am stärksten betroffen. Beides führt auch für die (Alltags-) Erholungsleistung dazu, dass die mitgeteilten Werte vermutlich tendenziell konservativ sind.
- Bei den Bewertungen des integrativen Naturschutzes ist daran zu erinnern, dass es sich bei dem verwendeten Artenschutzindikator nicht um die vom BfN vorgeschlagene Version handelt – diese liegt nicht regionalisiert vor – sondern um eine Rekonstruktion auf Basis verfügbarer regionaler Daten. Darüber hinaus sind die Kausalbeziehungen weitgehend unbekannt, die sich auf die Entwicklung der Indikatorarten (sowie der damit indizierten generellen Artenvielfalt) auswirken. Deren Klärung wäre primär eine Aufgabe für Naturwissenschaftler. Ein interessanter statistischer Ansatz dafür findet sich bei Augustynczik *et al.* (2019a); dieser basiert jedoch auf einer Fallstudie, die nicht für Deutschland insgesamt verallgemeinerbar sein dürfte.¹⁶⁹ Insgesamt erscheinen bei der Bewertung des Artenschutzes die ermittelten Zahlungsbereitschaften weniger kritisch als die physische Quantifizierung. Dennoch sind bei der Interpretation der Ergebnisse im Bereich des integrativen Naturschutzes zwei Aspekte zu beachten: Einerseits war es mangels entsprechender Distanzfunktion nicht möglich, Zahlungsbereitschaften für Naturschutzleistungen weiter entfernter Gebiete zu ermitteln und zuzuordnen; dies führt zu einer (vermutlich leichten) Unterschätzung der jeweiligen Gesamt-Zahlungsbereitschaften. Andererseits wird in den hier mitgeteilten Standard-Berechnungsvarianten darauf verzichtet, die Zahlungsbereitschaft von Städten anteilig auf die umgebenden Kreise zu verteilen. Dies berührt die Gesamt-Zahlungsbereitschaften nicht, führt

¹⁶⁹ Augustynczik *et al.* (2019a) haben auf Basis empirischer Daten von Probeflächen im Schwarzwald ein Simulationsmodell aufgebaut, nach dem sich u. a. Höhenlage, Hangneigung, Nadelholzanteil, der Anteil liegenden Totholzes und die Anzahl von Biotopbäumen spürbar auf die Abundanz von Vögeln auswirken, die vier letztgenannten Faktoren dabei fast durchgehend negativ (was zumindest hinsichtlich der Anzahl von Biotopbäumen überraschend ist). Diese Ergebnisse sind aber nicht unbedingt auf andere Regionen übertragbar; ein entsprechendes quantitatives Modell für Deutschland insgesamt existiert unseres Wissens nicht. Darüber hinaus liegt von Augustynczik *et al.* (2019b) auch ein ökonomisches Optimierungsmodell vor, in dem (ebenfalls für den Schwarzwald) unter Verwendung des Artenschutzindikators der kombinierte Wert von Holzertrag und Artenvielfalt optimiert werden kann.

bei der regionalen Zuordnung der Zahlungsbereitschaften von Städtern aber dazu, dass die Wälder in den Städten, auf Kosten der sie umgebenden Kreise, leicht überbewertet werden.¹⁷⁰

- Bei der Bewertung von Schutzgebieten (segregativer Naturschutz) ist das in der Umfrage verwendete Design der Bewertungsfrage zu beachten: Bewertet wurde *ein* zusätzliches Schutzgebiet, das zum „5 %-Ziel“ der Stilllegung von Waldflächen beitragen sollte [Fragen T2-1 bzw. T3-1 und T3-3]. Die Verwendung der Ergebnisse zur Bewertung von Szenarien, in denen die Gesamtfläche an Schutzgebieten weitaus größer wäre, würde vermutlich zu Überschätzungen führen, da bei zusätzlichen Schutzgebieten bzw. -flächen sinkende Grenznutzen zu erwarten sind.
- Ein weiteres Problem geht auf die Analysemodelle zurück: Einige der modellierten Beziehungen zwischen Leistung und Zahlungsbereitschaft basieren auf nichtlinearen Funktionen, die – je nach verwendeter Funktionsform – nicht weit über die zugrundeliegenden empirischen Beobachtungen hinaus extrapoliert werden sollten. Dies ist bei allen Modulen zu beachten, betrifft aber insbesondere das Modul Schutzgebiete (Abschnitt 5.5): Aussagen über den Wert von Schutzgebieten größer als etwa 3000 ha sollten mit dem Modell nicht getroffen werden, da die verwendete quadratische Funktionsform nur für Gebiete bis etwa zu dieser Grenze angepasst worden ist.

Zu diskutieren ist auch, wie das ReWaLe-Modell mit Aspekten von Zeit und Baumalter umgeht. In den Abschnitten 2.2 und 8.1 wurde angeführt, dass die Bundeswaldinventur als Datenbasis eine Differenzierung der Eingangsdaten nach Altersklassen nicht zulässt. Immerhin könnten zeitabhängige Effekte von Waldumbau/Baumartenwechsel (oder auch von Aufforstungen) auf die Rohholzproduktion und die Kohlenstoffspeicherung mit Hilfe von Waldwachstumssimulatoren nachgebildet werden. Solche Simulatoren wären aber nicht nur für diese beiden, sondern für sämtliche im Modell bewerteten Leistungen notwendig. Dies erscheint heute aber noch in weiter Ferne: Um sie zu erstellen, müssten separate Beobachtungen oder Schätzungen zur Verfügung stehen, welche die Auswirkungen unterschiedlicher Bestandesalter auch auf die Wertschätzungen für die vielfältigen kulturellen Ökosystemleistungen des Waldes (u. a. Erholung, Naturschutz und Landschaftsbild) berücksichtigen würden. Da diese Wertschätzungen sich jedoch nicht nur auf Einzelbestände richten, wäre gleichzeitig die Einbettung unterschiedlich alter Bestände in sehr variable Landschaftskontexte zu berücksichtigen. Die dafür nötige empirische Datenbasis erscheint aus heutiger Sicht in näherer Zukunft nicht erreichbar.

Als Konsequenz daraus lassen sich die (dynamischen) Auswirkungen von Waldumbauprozessen mit Modellen wie diesem nicht abbilden; möglich ist dagegen ein Vergleich verschiedener (statischer) Waldzustände, in denen gegebene Bestände hypothetisch durch alternativ zusammengesetzte

¹⁷⁰ Diese beiden Einschränkungen gelten nur für das Modul ‚integrativer Naturschutz‘, da es für die anderen Module entweder möglich war, die nötigen Distanzfunktionen zu bestimmen (Module ‚Erholung‘ und ‚segregativer Naturschutz‘), oder solche Distanzfunktionen konzeptionell verzichtbar sind (Module ‚Rohholz‘ und ‚Klimaschutz‘).

Bestände ersetzt werden, deren Alter dem jeweiligen Durchschnitt im Wuchsgebiet entspricht.¹⁷¹ Szenarien, die auf Veränderungen des Waldaufbaus zielen (z. B. durch Veränderung der Baumartenzusammensetzung oder Aufforstung) können daher nur hinsichtlich ihrer Langfristwirkungen interpretiert werden, oder alternativ als „was-wäre-wenn“-Analysen. Ein Beispiel: „Was wäre, wenn eine Region nicht von den gegebenen Nadelbaumbeständen, sondern von gleich alten Laubbaumbeständen dominiert würde?“.

Interpretiert man solche Szenarien als Langfristanalysen, dann stellt sich damit automatisch die Frage nach einer adäquaten Verzinsung – eine weitere prinzipiell unlösbare Frage, denn angesichts der Langsamkeit des Waldwachstums müssten dazu nicht allein die Marktentwicklungen über etliche Jahrzehnte, sondern auch die Veränderungen der individuellen Präferenzen für öffentliche Güter über den selben Zeitraum zuverlässig prognostiziert werden können. Als Langfristanalysen lassen sich Waldumbauszenarien des Modells daher nur dann interpretieren, wenn dafür implizit eine Null-Verzinsung sowie langfristig unveränderte Präferenzen unterstellt werden.¹⁷²

Ein letzter Hinweis dürfte sich fast erübrigen: Wenn nämlich die Ergebnisse des Modells nicht auf einzelne Gemeinden oder Kreise angewendet werden sollten, dann gilt dies erst recht für Aussagen über einzelne Standorte. Dem jeweiligen Standort kommt im forstlichen Denken und zumal bei einer naturnahen Waldbewirtschaftung ein hohes Gewicht zu, wie sich u. a. in Schlagworten wie dem „Eisernen Gesetz des Standörtlichen“ und dem verbreiteten Ziel „standortangepasster Mischwälder“ zeigt. Aussagen über einzelstandörtliche Verhältnisse sind jedoch nicht das Ziel eines Großraummodells wie des vorliegenden. Sein Ziel ist, die übergreifenden Auswirkungen zu umreißen, welche sich aus der Summierung standörtlicher Gegebenheiten für den Nutzen von Menschen ergeben, und bei diesem Nutzen auch den Wert jener Leistungen des Waldes zu berücksichtigen, welcher sich nicht auf Märkten widerspiegelt. Wenn das Modell dies leistet, dann kann es dazu beitragen, gute politische Entscheidungen zum Wohl der Natur und der Menschen zu treffen.

¹⁷¹ Diese Altersdurchschnitte sind nicht unbedingt identisch (siehe Abschnitt 2.2). Genaugenommen wird ein (altersabhängiger) Durchschnittswert, z. B. der durchschnittliche Zuwachs einer bestimmten Baumart in einem Wuchsgebiet, durch den durchschnittlichen Zuwachs einer anderen Baumart in diesem Gebiet ersetzt. Falls sich die Altersstrukturen der beiden Baumarten in dem Wuchsgebiet unterscheiden, wird dadurch implizit auch das jeweils zugehörige Alter verändert.

¹⁷² Eine andere, aber verwandte Frage ist, wie Befragte selbst zukünftige Zahlungen diskontieren, wenn – wie hier – nach jährlich wiederkehrenden Zahlungen gefragt wird. Nach Lew (2018) sind die impliziten Diskontraten oft so hoch, dass es besser sein kann, bestimmte Umweltgüter über Einmalzahlungen anstelle periodischer Zahlungen zu bewerten. Dieses Vorgehen kam hier jedoch konzeptionell nicht in Frage, da für einige der hier untersuchten Leistungen (namentlich Rohholz und Klimaschutz/Kohlenstoffsequestrierung) ausschließlich periodische Zahlungsflüsse für die Bewertung verfügbar sind.

8.3 Ausblick

Insgesamt zeigen die Bewertungen für den Waldaufbau im derzeitigen Status Quo wie auch die Beispielsszenarien, dass die deutschen Wälder für die Gesellschaft einen erheblichen Nutzen erbringen. Dabei liegen nicht nur die jährlichen Leistungen für die Rohholzproduktion, sondern auch für den Klimaschutz und die Erholung der Bevölkerung jeweils im zehnstelligen Euro-Bereich. Nicht zuletzt angesichts zunehmender Bedrohungen der Wälder durch den Klimawandel und der jüngst zu beobachtenden Verschlechterung ihres Gesundheitszustands (BMEL 2020) kann dies substantielle Investitionen in den Erhalt der Wälder und ihre Leistungsfähigkeit rechtfertigen, sollten diese notwendig werden.¹⁷³ Die regionale Verteilung der untersuchten Leistungen zeigt dabei ausgeprägte Unterschiede: Während Leistungen für die Rohholzproduktion und den Klimaschutz vor allem in den Mittelgebirgslagen und den dünn besiedelten walddreichen Regionen des Flachlandes hervorstechen, dominiert die Erholungsleistung im Umfeld der städtischen Ballungszentren.

Die Szenarien zeigen zudem exemplarisch Steigerungspotentiale für einige Leistungen auf. Insbesondere eine weitere Annäherung an die natürliche Artenvielfalt könnte zu einer deutlichen Nutzensteigerung führen. Eine Steigerung der Nutzen könnte auch die Ausweitung von Schutzgebieten um etwa 2,5 % der Waldfläche bewirken, wenn diese Flächen geeignet über das Bundesgebiet verteilt werden – auch wenn dieser Ausweitung Verluste an Rohholzproduktion gegenüberstehen, die etwa proportional zur entsprechenden Waldfläche sind. Eine moderate Steigerung des Laubbaumanteils wirkt sich in den hier geprüften Szenarien schwächer, aber immer noch positiv auf die Bewertung des Landschaftsbildes aus. In diesen Fällen sind aber deutlichere Verluste an Rohholzproduktion und auch an der Klimaschutzleistung zu berücksichtigen. Erholungsleistungen reagieren dagegen nur auf wenige Änderungen der in den Szenarien variierbaren Ausgangsbedingungen. In Bezug auf die regionale Verteilung der geschilderten Veränderungen würden insbesondere diejenigen Regionen von der Wiederherstellung der ursprünglichen Artenvielfalt profitieren, die von heute niedriger Vielfalt und/oder von hoher Bevölkerungsdichte geprägt sind, also insbesondere der gesamte Nordwesten und Norden Deutschlands sowie die Achse Leipzig-Magdeburg. Bei einer Steigerung des Laubbaumanteils erweisen sich Gewinne und Verluste meist als gegenläufig: Regionen mit reduzierter Rohholzproduktion und Klimaschutzleistung gewinnen i. d. R. durch Verbesserung des Landschaftsbildes, und vice versa; es gibt aber auch Gebiete (v. a. im Westen entlang des Rheins), die in Bezug auf alle drei Leistungen verlieren würden.

¹⁷³ Eine gesetzliche Basis dafür bieten u. a. der GAK-Rahmenplan, der 2019 um die „Förderung von Maßnahmen zur Bewältigung der durch Extremwetterereignisse verursachten Folgen im Wald“ erweitert worden ist (BMEL 2019), sowie die „Nationale Rahmenrichtlinie zur Gewährung staatlicher Zuwendungen zur Bewältigung von Schäden in der Land- und Forstwirtschaft verursacht durch Naturkatastrophen oder widrige Witterungsverhältnisse“ (BMEL 2015). Die hier vorgelegten Bewertungsergebnisse geben eine Orientierung darüber, bis zu welcher Höhe entsprechende staatliche Zuwendungen u. U. gerechtfertigt sein könnten.

Die hier gezeigten Szenarien haben im Wesentlichen Demonstrationscharakter, die die Funktionsweise des ReWaLe-Modells illustrieren sollen; sie sind nicht dazu gedacht, die mit diesem Modell möglichen Politikanalysen erschöpfend auszuloten. Das Modell stellt vielmehr ein Werkzeug bereit, mit dem anschließend systematische Analysen alternativer Politikoptionen möglich sind. Solche Analysen könnten sich als ausgesprochen lohnend erweisen, beispielsweise zur Überprüfung alternativer Verteilungsmuster von Schutzgebieten, oder zur Untersuchung der Auswirkungen des demographischen Wandels auf Verteilungsmuster der Leistungsnachfrage.

Schließlich ist zu fragen, in welche Richtung das Modell künftig erweitert werden sollte. In erster Linie wird es darum gehen müssen, die Lücken zu schließen, die in Abschnitt 8.1 angesprochen wurden: die Bewertung von Wasserschutzleistungen (insbesondere den Schutz des Trinkwassers durch Wälder), sowie die weitere Ausdifferenzierung der Nachfrage nach kulturellen Ökosystemleistungen. Zu letzterem hat die „Bundesplattform Wald – Sport, Erholung, Gesundheit“ jüngst einige Anregungen unterbreitet (WaSEG 2019). Danach könnte das Leistungsangebot der Wälder zugunsten von Sport, Erholung und Gesundheit wie auch die entsprechende Nachfrage durchaus weiter steigerungsfähig sein, wenn dazu nach den entsprechenden Betätigungs- und Nutzungsformen sowie den jeweiligen Nachfragergruppen differenziert wird und die Wälder und deren Leistungsangebot entsprechend bedarfsgerecht erschlossen werden. Eine systematische Analyse der entsprechenden regionalen Nachfragepotentiale könnte zu einer weiteren Steigerung des Nutzens der Wälder für die Menschen beitragen und gleichzeitig der Wirtschaftlichkeit der Forstbetriebe dienen, indem sie potentiellen Leistungsanbietern Informationen über die regional unterschiedliche Nachfrage verfügbar macht.

Literaturverzeichnis

- ABILDTRUP J, GARCIA S, OLSEN SB, STENGER A (2013): Spatial preference heterogeneity in forest recreation. *Ecological Economics* 92, S. 67-77
- ACHTNICHT M (2011): Do environmental benefits matter? Evidence from a choice experiment among house owners in Germany. *Ecological Economics* 70 (11), S. 2191-2200
- ACHTNICHT M (2012): German car buyers' willingness to pay to reduce CO₂ emissions. *Climatic Change* 113 (3), S. 679-697
- ACHTZIGER R, STICKROTH H, ZIESCHANK R (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt. Ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft, BfN. *Angewandte Landschaftsökologie* 63, 137 S.
- AGE (2020): Bundeskabinett macht Weg für höhere CO₂-Bepreisung frei. *Agra-Europe* 22 (20), S. Länderberichte 9-10
- ALBERINI A, BIGANO A, ŠČASNÝ M, ZVĚŘINOVÁ I (2018): Preferences for Energy Efficiency vs. Renewables: What Is the Willingness to Pay to Reduce CO₂ Emissions? *Ecological Economics* 144 (Supplement C), S. 171-185
- ALBERT C, BURKHARD B, DAUBE S, DIETRICH K, ENGELS B, FROMMER J, GÖTZL M, GRÊT-REGAMEY A, JOB-HOBEN B, KELLER R, MARZELLI S, MONING C, MÜLLER F, RABE S-E, RING I, SCHWAIGER E, SCHWEPPE-KRAFT B, WÜSTEMANN H (2015): Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen. Diskussionspapier, Bonn: BfN. Skripten 410, 53 S.
- ALTENBRUNN K, ELSASSER P (2020): Technische Dokumentation zum Modell ReWaLe (Regionalisierung des ökonomischen Wertes von Waldleistungen) [im Druck], Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thuenen Working Paper, 200 S.
- ANTHOFF D (2007): Report on marginal external damage costs of greenhouse gas emissions. New Results from FUND 3.0, Version 1.1, Hamburg: University. Technical Report to the NEEDS project, 47 S.
- ANTHOFF D, TOL RSJ (2014): The Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution (FUND), Technical Description, Version 3.9, <http://www.fund-model.org>. 26 S.
- AUGUSTYNICZIK ALD, ASBECK T, BASILE M, BAUJUS J, STORCH I, MIKUSIŃSKI G, YOUSEFPOUR R, HANEWINKEL M (2019a): Diversification of forest management regimes secures tree microhabitats and bird abundance under climate change. *Science of The Total Environment* 650, S. 2717-2730
- AUGUSTYNICZIK ALD, YOUSEFPOUR R, HANEWINKEL M (2019b): Impacts of climate change on the supply of biodiversity in temperate forest landscapes. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 189 (11/12), S. 209-220
- BARTH N-C, DÖLL P (2016): Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosystem Services* 21, S. 39-52

- BASTIN J-F, FINEGOLD Y, GARCIA C, MOLLICONE D, REZENDE M, ROUTH D, ZOHNER CM, CROWTHER TW (2019): The global tree restoration potential. *Science* 365 (6448), S. 76-79
- BATEMAN IJ, DAY BH, BINNER A, AGARWALA M, BACON P, BADÚRA T, DE-GOL AJ, DITCHBURN B, DUGDALE S, EMMETT B, FERRINI S, FEZZI C, HARWOOD A, HILLIER J, HISCOCK K, HULME M, JACKSON B, LOVETT A, MACKIE E, MATTHEWS R, SEN A, SIRIWARDENA G, SMITH P, SNOWDON P, SÜNNENBERG G, VETTER S, VINJILI S (2014a): Bringing the environment into economic decision making: Optimising land use. Istanbul, Turkey: URL: <http://www.webmeets.com/wcere/2014/prog/getpdf.asp?pid=1774&pdf=/files/papers/wcere/2014/1774/bateman%5Fet%5Fal%5F2014%5FWCERE%5Fpaper%2Epdf>.
- BATEMAN IJ, HARWOOD AR, ABSON DJ, ANDREWS B, CROWE A, DUGDALE S, FEZZI C, FODEN J, HADLEY D, HAINES-YOUNG R, HULME M, KONTOLEON A, MUNDAY P, PASCUAL U, PATERSON J, PERINO G, SEN A, SIRIWARDENA G, TERMANSEN M (2014b): Economic Analysis for the UK National Ecosystem Assessment: Synthesis and Scenario Valuation of Changes in Ecosystem Services. *Environmental and Resource Economics* 57 (2), S. 273-297
- BATEMAN IJ, HARWOOD AR, MACE GM, WATSON RT, ABSON DJ, ANDREWS B, BINNER A, CROWE A, DAY BH, DUGDALE S, FEZZI C, FODEN J, HADLEY D, HAINES-YOUNG R, HULME M, KONTOLEON A, LOVETT AA, MUNDAY P, PASCUAL U, PATERSON J, PERINO G, SEN A, SIRIWARDENA G, SOEST DV, TERMANSEN M (2013): Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science* 341 (6141), S. 45-50
- BEHG (2019): Gesetz über einen nationalen Zertifikatehandel für Brennstoffemissionen (Brennstoffemissionshandelsgesetz - BEHG) (vom 12. Dezember 2019)
- BENNETT G, LEONARDI A, RUEF F (2017): State of European Markets 2017: Watershed Investments, Washington DC: Ecosystem Marketplace. Forest Trends, 31 S.
- BfN (Hrsg.) (2017): Naturbewusstsein 2015. Wissenschaftlicher Vertiefungsbericht. Bonn: Bundesamt für Naturschutz, 101 S.
- BITTER AW, NEUHOFF E (2020): Ein Honorierungsmodell für die CO₂-Bindung im Wald (Text und Foliensatz), Typoskript. 7+8 S.
- BKOMPV (2020): Verordnung über die Vermeidung und die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft im Zuständigkeitsbereich der Bundesverwaltung (Bundeskompensationsverordnung – BKompV), Deutscher Bundestag. Drucksache 19/17344, 204 S.
- BMEL (2015): Nationale Rahmenrichtlinie zur Gewährung staatlicher Zuwendungen zur Bewältigung von Schäden in der Land- und Forstwirtschaft verursacht durch Naturkatastrophen oder widrige Witterungsverhältnisse vom 26. August 2015. Bundesanzeiger 31.8.2015, S. 1-4
- BMEL (Hrsg.) (2018): Buchführung der Testbetriebe: Grundlagen zur BMEL-Testbetriebsbuchführung. Bonn/Berlin: BMEL, 11 S.
- BMEL (Hrsg.) (2019): Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ für den Zeitraum 2019 bis 2022. Bonn: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 161 S.

- BMEL (Hrsg.) (2020): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2019. Bonn: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Referat 515), 60 S.
- BMELV (Hrsg.) (2011a): Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (2011-2012). Bonn: BMELV, 107 S.
- BMELV (2011b): Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung - eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung, Bonn: BMELV. 36 S.
- BMF (Hrsg.) (2019): Solide Finanzierung für wirksamen und sozial ausgewogenen Klimaschutz. Pressemitteilung vom 2.10.2019. Berlin: Bundesministerium der Finanzen
- BMF (Hrsg.) (2020): Corona-Folgen bekämpfen, Wohlstand sichern, Zukunftsfähigkeit stärken. Ergebnis Koalitionsausschuss 3. Juni 2020. Berlin: Bundesministerium der Finanzen, 15 S.
- BMU (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 179 S.
- BMU (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 87 S.
- BMU (2015a): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 111 S.
- BMU (Hrsg.) (2015b): Naturschutz-Offensive 2020 für biologische Vielfalt. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 39 S.
- BMU (2017): Biologische Vielfalt in Deutschland: Rechenschaftsbericht 2017, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. 111 S.
- BNatSchG (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege ("Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 290 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist")
- BÖSCH M, ELSASSER P, ROCK J, RÜTER S, WEIMAR H, DIETER M (2017): Costs and carbon sequestration potential of alternative forest management measures in Germany. *Forest Policy and Economics* 78, S. 88-97
- BÖSCH M, ELSASSER P, ROCK J, WEIMAR H, DIETER M (2019): Extent and costs of forest-based climate change mitigation in Germany: accounting for substitution. *Carbon Management* 10 (2), S. 127-134
- BRÄMER R (2010): Was ist ein schöner Wald? Naturästhetik als Projektion des Zeitgeistes. *natursoziologie.de* (5), S. 1-3
- BROUWER R, BRANDER L, VAN BEUKERING P (2008): "A convenient truth": air travel passengers' willingness to pay to offset their CO2 emissions. *Climatic Change* 90 (3), S. 299-313

- BRUNET-NAVARRO P, JOCHHEIM H, KROIHER F, MUYS B (2018): Effect of cascade use on the carbon balance of the German and European wood sectors. *Journal of Cleaner Production* 170 (Supplement C), S. 137-146
- BUNDESREGIERUNG (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016, Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung. 257 S.
- BWaldG (1975): Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft ("Bundeswaldgesetz vom 2. Mai 1975 (BGBl. I S. 1037), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 17. Januar 2017 (BGBl. I S. 75) geändert worden ist")
- CHAMP PA, BISHOP RC (2006): Is Willingness to Pay for a Public Good Sensitive to the Elicitation Format? *Land Economics* 82 (2), S. 162-173
- CHRISTIE M (2001): A comparison of alternative contingent valuation elicitation treatments for the evaluation of complex environmental policy. *Journal of Environmental Management* 62 (3), S. 255-269
- CHRISTIE M, AZEVEDO CD (2009): Testing the Consistency Between Standard Contingent Valuation, Repeated Contingent Valuation and Choice Experiments. *Journal of Agricultural Economics* 60 (1), S. 154-170
- CICES [V4.3] (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (Version 4.3) URL: <http://cices.eu/> (18.10.2014)
- CICES [V5.1] (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (Version 5.1) URL: <http://cices.eu/> (6.6.2019)
- CLINE WR (2011): Carbon Abatement Costs and Climate Change Finance, Washinton: Peterson Institute for International Economics. *Policy Analyses in International Economics*, 256 S.
- CULMSEE H, SCHMIDT M, SCHMIEDEL I, SCHACHERER A, MEYER P, LEUSCHNER C (2014): Predicting the distribution of forest habitat types using indicator species to facilitate systematic conservation planning. *Ecological Indicators* 37, Part A (0), S. 131-144
- DACHARY-BERNARD J, RAMBONILAZA T (2012): Choice experiment, multiple programmes contingent valuation and landscape preferences: How can we support the land use decision making process? *Land Use Policy* 29 (4), S. 846-854
- DAUBER J, KLIMEK S, SCHMIDT T, URBAN B, KOWNATZKI D, SEIDLING W (Hrsg.) (2012): Wege zu einem ziel- und bedarfsorientierten Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrar- und Forstbereich - Workshopbericht -. Braunschweig. *Landbauforschung* 365, 180 S.
- DE AYALA A, MARIEL P, MEYERHOFF J (2014): Transferring landscape values using discrete choice experiments: Is meta-analysis an option? *Economía Agraria y Recursos Naturales* 14 (1), S. 103-128
- DE CARA S, JAYET P-A (2011): Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost effectiveness, and the EU non-ETS burden sharing agreement. *Ecological Economics* 70 (9), S. 1680-1690

- DE GROOT R, BRANDER L, VAN DER PLOEG S, COSTANZA R, BERNARD F, BRAAT L, CHRISTIE M, CROSSMAN N, GHERMANDI A, HEIN L, HUSSAIN S, KUMAR P, MCVITTIE A, PORTELA R, RODRIGUEZ LC, TEN BRINK P, VAN BEUKERING P (2012): Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1 (1), S. 50-61
- DECC (Hrsg.) (2009): Carbon Valuation in UK Policy Appraisal: A Revised Approach. Department of Energy and Climate Change, 128 S.
- DESTATIS (2018): Umweltökonomische Gesamtrechnungen: Waldgesamtrechnung. Berichtszeitraum 2014-2016, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. 17 S.
- DFWR (2018): DFWR-Klimarechner. URL: <https://www.dfwr.de/index.php/about/fachausschuesse-dfwr/afb-dfwr/284-klimarechner-afb>
- DIAZ D, MOORE F (2017): Quantifying the economic risks of climate change. *Nature Climate Change* 7, S. 774
- DIEDERICH J, GOESCHL T (2014): Willingness to Pay for Voluntary Climate Action and Its Determinants: Field-Experimental Evidence. *Environmental and Resource Economics* 57 (3), S. 405-429
- DIETERICH V (1953): Forstwirtschaftspolitik, Hamburg und Berlin: Parey. 398 S.
- DRÖSCHMEISTER R, SUKOPP U (2009): Indicators and conservation policy: the German Sustainability Indicator for Species Diversity as an example. *Avocetta* (33), S. 149-156
- DVGW: Nitratbelastung des Grundwassers. Bonn: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches. URL: <https://www.dvgw.de/themen/umwelt/nitrat-im-wasser/>
- EDENS B, ELSASSER P, IVANOV E (2019): Defining and valuing carbon related services in the SEEA-EEA - issues paper in support of the revision process. SEEA Experimental Ecosystem Accounting Working Group 4 Discussion Paper #6, 33 S.
- ELSASSER P (1996): Der Erholungswert des Waldes. Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland, Frankfurt: Sauerländer's. Schriften zur Forstökonomie 11, 218+25 S.
- ELSASSER P (2001): Der ökonomische Wert der Wälder in Deutschland für die Naherholung: Eine "Benefit Function Transfer"-Schätzung. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 24 (3), S. 417-442
- ELSASSER P (2008): Wirtschaftlicher Wert der Senkenleistung des Waldes unter KP-Artikel 3.4 und Ansätze zu dessen Abgeltung in der ersten Verpflichtungsperiode, Hamburg: von-Thünen-Institut. Arbeitsbericht OEF 2008/6, 52 S.
- ELSASSER P, ENGLERT H, HAMILTON J, MÜLLER HA (2010): Nachhaltige Entwicklung von Waldlandschaften im Nordostdeutschen Tiefland: Ökonomische und sozioökonomische Bewertungen von simulierten Szenarien der Landschaftsdynamik, Hamburg: von-Thünen-Institut. Arbeitsbericht vTI-OEF 2010/1, 96 S.

- ELSASSER P, MEYERHOFF J, MONTAGNÉ C, STENGER A (2009): A bibliography and database on forest benefit valuation studies from Austria, France, Germany, and Switzerland - A possible base for a concerted European approach. *Journal of Forest Economics* 15 (1-2), S. 93-107
- ELSASSER P, MEYERHOFF J, WELLER P (2016): An Updated Bibliography and Database on Forest Ecosystem Service Valuation Studies in Austria, Germany and Switzerland, Hamburg: Thuenen Institute. Thuenen Working Paper 65, 20 S.
- ELSASSER P, WELLER P (2013): Aktuelle und potentielle Erholungsleistung der Wälder in Deutschland: Monetärer Nutzen der Erholung im Wald aus Sicht der Bevölkerung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 184 (3/4), S. 83-95
- ENGEL F, BAUHHUS J, GÄRTNER S, KÜHN A, MEYER P, REIF A, SCHMIDT M, SCHULTZE J, SPÄTH V, STÜBNER S, WILDMANN S, SPELLMANN H (2016a): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung, Bonn-Bad Godesberg: BfN. NaBiV 145, 274 S.
- ENGEL F, MEYER P, BAUHHUS J, GÄRTNER S, REIF A, SCHMIDT M, SCHULTZE J, WILDMANN S, SPELLMANN H (2016b): Wald mit natürlicher Entwicklung – ist das 5-%-Ziel erreicht? *Allgemeine Forst Zeitschrift* (9), S. 46-48
- ENGLERT H, LORENZ M, DIETER M, LANG F, BAUHHUS J (2016): Waldstrategie 2020 im Spiegel der dritten Bundeswaldinventur. *Agra-Europe* (16), S. 1-19
- ENGLERT H, SEINTSCH B (2014): Aktualisierte Methodenbeschreibung zur Waldgesamtrechnung - mit Tabellen für das Berichtsjahr 2012 (endgültig) und 2013 (vorläufig) -, Hamburg: Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie. 106 S.
- ERMISCH N, FRANZ K, SEINTSCH B, ENGLERT H, DIETER M (2016): Bedeutung der Fördermittel für den Ertrag der TBN-Forstbetriebe. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 71 (17), S. 22-25
- ERMISCH N, SEINTSCH B, ENGLERT H (2015): Anteil des Holzertrages am Gesamtertrag der TBN-Betriebe. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 70 (23), S. 14-16
- EU-COM (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020, Bruxelles: COM(2011) 244 final.
- EU-COM (2020): Naturschutz: Kommission fordert Deutschland auf, die Habitat-Richtlinie ordnungsgemäß umzusetzen, Brüssel: Europäische Kommission. Pressemitteilung 12.2.2020
- EU-FFH-RL (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Flora, Fauna, Habitate - Richtlinie). *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* 35 (L 206), S. 7-49
- EU-VOGELSCHUTZ-RL (2010): Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie). *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* 53 (L20), S. 7-25

- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Union L 327 v. 22.12.2000, S. 1
- EU (2018): Regulation (EU) 2018/842 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on binding annual greenhouse gas emission reductions by Member States from 2021 to 2030 contributing to climate action to meet commitments under the Paris Agreement and amending Regulation (EU) No 525/2013 Official Journal of the European Union L 156/26 (19.6.2018), S. 26-42
- FAO (Hrsg.) (2018): Forests and Water. Valuation and payments for forest ecosystem services. Geneva: UN-ECE ECE/TIM/SP/44, 97 S.
- FICK J, GÖMANN H (Hrsg.) (2020 [in print]): Wechselwirkungen zwischen Landnutzung und Klimawandel. Heidelberg & St. Nimmerlein: Springer, ca. 325 S.
- FILYUSHKINA A, AGIMASS F, LUNDHEDE T, STRANGE N, JACOBSEN JB (2017): Preferences for variation in forest characteristics: Does diversity between stands matter? Ecological Economics 140, S. 22-29
- FRANZ K (2017): Zahlungen für Naturschutz im Wald - Problem und Lösungsansatz aus Sicht des Agency-Ansatzes, Göttingen: Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität. Dissertation, 189 S.
- FRANZ K, DIETER M, MÖHRING B (2017): Naturschutzförderung neu gedacht. Allgemeine Forst Zeitschrift 72 (13), S. 44-47
- FRANZ K, VON BLOMBERG M, DEMANT L, DIETER M, LUTTER C, MEYER P, MÖHRING B, PASCHKE M, SEINTSCH B, SELZER AM, SPELLMANN H (2018a): Perspektiven für den Vertragsnaturschutz. Allgemeine Forst Zeitschrift (21), S. 30-33
- FRANZ K, VON BLOMBERG M, DEMANT L, LUTTER C, SEINTSCH B, M. SA (2018b): Umsetzung von Vertragsnaturschutz im deutschen Wald. Allgemeine Forst Zeitschrift (21), S. 13-15
- GAKG (1988): Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" (GAK-Gesetz) ("GAK-Gesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Juli 1988 (BGBl. I S. 1055), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 11. Oktober 2016 (BGBl. I S. 2231) geändert worden ist")
- GAUER J, ALDINGER E (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands: Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke - mit Karte 1:1000000, Verein für Forstl. Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung. Mitteilungen des Vereins for Forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung 43
- GAUER J, KROIHER F (Hrsg.) (2012): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke –. Digitale Topographische Grundlagen – Neubearbeitung Stand 2011. Braunschweig: Thünen-Institut. Landbauforschung / vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 359, 39 S.

- GEBUREK T, MILASOWSKY N, FRANK G, KONRAD H, SCHADAUER K (2010): The Austrian Forest Biodiversity Index: All in one. *Ecological Indicators* 10, S. 753-761
- GEDEON K, GRÜNEBERG C, MITSCHKE A, SUDFELD C, EIKHORST W, FISCHER S, FLADE M, FRICK S, GEIERSBERGER I, KOOP B, KRAMER M, KRÜGER T, ROTH N, RYSLAVY T, STÜBING S, SUDMANN SR, STEFFENS R, VÖKLER F, WITT K (Hrsg.) (2015): *Atlas Deutscher Brutvogelarten/Atlas of German Breeding Birds*. Münster: Dachverband Deutscher Avifaunisten, 800 S.
- GG (1949): Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland ("Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100-1, veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. November 2019 (BGBl. I S. 1546) geändert worden ist")
- GOLDSTEIN A, GONZALES G, PETERS-STANLEY M (2014): State of the Forest Carbon Markets 2014: Turning over a New Leaf, Washington DC: Ecosystem Marketplace. *Forest Trends*, 87 S.
- GOPAL B, SINGH SP (2020): Assessment of ecosystem services should be based on ecosystem functions and processes: Comments on Das et al. 2019. *Forest Policy and Economics* 111, S. 102029
- GORDILLO FF, ELSASSER P, GÜNTER S (2019): Willingness to pay for forest conservation in Ecuador: Results from a nationwide contingent valuation survey in a combined "referendum" – "Consequential open-ended" design. *Forest Policy and Economics* 105 (8), S. 28-39
- GOTTLÖB T (2004): Zwischenbewertung der Förderung der Erstaufforstung in Deutschland 2000-2002, Hamburg: BFH. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2004/2, 58 S.
- GROTTKER T (1999): Erfassung und Bewertung der Hochwasserschutzleistungen von Wäldern - Dargestellt am Beispiel des Wassereinzugsgebietes der Vicht -, Frankfurt: Sauerländer's. Schriften zur Forstökonomie 19, 298 S.
- GRÜNEBERG E, HÖHLE J, ZICHE D, WELLBROCK N (2015): Kohlenstoffspeicherung in Deutschlands Waldböden, Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. *Thünen à la carte* 2, 6 S.
- GRÜNEBERG E, ZICHE D, WELLBROCK N (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20 (8), S. 2644-2662
- GUTOW S, SCHRÖDER H (2000): Monetäre Bewertung der Trinkwasserschutzfunktion des Waldes. In: Bergen V (Hrsg.): *Ökonomische Analysen von Schutz-, Erholungs- und Rohholzleistungen des Waldes in Rheinland-Pfalz*. Mainz: LFV Rheinland-Pfalz. *Mitteilungen* 17/2000, S. 29-58
- HACKBARTH A, MADLENER R (2013): Consumer preferences for alternative fuel vehicles: A discrete choice analysis. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 25, S. 5-17
- HACKBARTH A, MADLENER R (2016): Willingness-to-pay for alternative fuel vehicle characteristics: A stated choice study for Germany. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 85, S. 89-111

- HAGENAARS A, DE VOS K, ZAIDI MA (1994): Poverty Statistics in the Late 1980s: Research Based on Micro-data, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Theme 3 Series D, 415 S.
- HAINES-YOUNG R, POTSCHEIN M (2018a): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. URL: <http://cices.eu/> (18.07.2018)
- HAINES-YOUNG R, POTSCHEIN MB (2018b): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure, Nottingham: Fabis Consulting Ltd., 26 S.
- HAMRICK K, GALLANT M (2017a): State of Forest Carbon Finance 2017: Fertile Ground, Washington DC: Ecosystem Marketplace. Forest Trends, 79 S.
- HAMRICK K, GALLANT M (2017b): State of the Voluntary Carbon Markets 2017: Unlocking Potential, Washington DC: Ecosystem Marketplace. 42 S.
- HANSJÜRGENS B, SCHRÖTER-SCHLAACK C, BERGHÖFER A, WITTMER H (2018): Werte der Natur aufzeigen und in Entscheidungen integrieren - eine Synthese, Leipzig: UFZ. Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 134 S.
- HARTJE V, WÜSTEMANN H, BONN A (Hrsg.) (2015): Naturkapital und Klimapolitik: Synergien und Konflikte. Berlin, Leipzig: TUB/UFZ. Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 216 S.
- HARZWASSERWERKE (2015): Freiwillige Vereinbarungen zum Wasserschutz. URL: <http://www.harzwasserwerke.de/index2.html?freiwillig.html~haupt>
- HAVRANEK T, IRSOVA Z, JANDA K, ZILBERMAN D (2015): Selective reporting and the social cost of carbon. Energy Economics 51, S. 394-406
- HEEG B (1975): Zur Theorie der Waldbewertung. Ein Beitrag zu den Grundlagen der forstlichen Wirtschaftslehre, Hannover: Schaper. 135 S.
- HEEG B (Hrsg.) (1983): Forstpolitik als angewandte Wirtschafts- und Sozialwissenschaft. Wien: Peter Glück (Selbstverlag), 186 S.
- HEGETSCHWEILER KT, PLUM C, FISCHER C, BRÄNDLI U-B, GINZLER C, HUNZIKER M (2017): Towards a comprehensive social and natural scientific forest-recreation monitoring instrument—A prototypical approach. Landscape and Urban Planning 167, S. 84-97
- HEPBURN C, NEUHOFF K, ACWORTH W, BURTRAW D, JOTZO F (2016): The economics of the EU ETS market stability reserve. Journal of Environmental Economics and Management 80, S. 1-5
- HIRST D, KEEP M (2018): Carbon Price Floor (CPF) and the price support mechanism, House of Commons Library. Briefing Paper 05927, 25 S.
- HOEHN JP (1991): Valuing the Multidimensional Impacts of Environmental Policy: Theory and Methods. American Journal of Agricultural Economics 73 (2), S. 289-299

- HOLM T, LATA CZ-LOHMANN U, LOY J-P, SCHULZ N (2015): Abschätzung der Zahlungsbereitschaft für CO₂-Einsparung – Ein Discrete-Choice-Experiment German Journal of Agricultural Economics 64 (2), S. 63-75
- HOPE C (2011): The PAGE09 Integrated Assessment Model: A Technical Description, University of Cambridge: Judge Business School. Working Paper Series 4/2011, 44 S.
- HOWARD PH, STERNER T (2017): Few and Not So Far Between: A Meta-analysis of Climate Damage Estimates. Environmental and Resource Economics 68 (1), S. 197-225
- ICAP (Hrsg.) (2018): Emissions Trading Worldwide: Status Report 2018. Berlin: International Carbon Action Partnership, 104 S.
- IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Hayama - Kanagawa, Japan: The Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC and the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html>
- IWG (Hrsg.) (2016): Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis - Under Executive Order 12866 -. Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, United States Government, 35 S.
- JOCHEM D, WEIMAR H, BÖSCH M, MANTAU U, DIETER M (2015a): Der Holzeinschlag – eine Neuberechnung. Ergebnisse der verwendungsseitigen Abschätzung des Holzeinschlags in Deutschland für 1995 bis 2013. Holz-Zentralblatt (30), S. 752-753
- JOCHEM D, WEIMAR H, BÖSCH M, MANTAU U, DIETER M (2015b): Estimation of wood removals and fellings in Germany: a calculation approach based on the amount of used roundwood. European Journal of Forest Research 134 (5), S. 869-888
- JOHNSTON RJ, ROSENBERGER RS (2010): Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. Journal of Economic Surveys 24 (3), S. 479-510
- KAUL I, GRUNBERG I, STERN MA (Hrsg.) (1999): Global Public Goods: International Cooperation in the 21st Century. Oxford: University Press.
- KEITH H, VARDON M, STEIN JA, LINDENMAYER D (2019): Contribution of native forests to climate change mitigation – A common approach to carbon accounting that aligns results from environmental-economic accounting with rules for emissions reduction. Environmental Science & Policy 93, S. 189-199
- KESICKI F, EKINS P (2012): Marginal abatement cost curves: a call for caution. Climate Policy 12 (2), S. 219-236
- KNAPP HD, SPANGENBERG A (Hrsg.) (2007): Europäische Buchenwaldinitiative. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten, 185 S.
- KNAUF M, FRÜHWALD A (2013): Beitrag des NRW Clusters ForstHolz zum Klimaschutz. Münster.

- KOETSE MJ, VERHOEF ET, BRANDER LM (2017): A generic marginal value function for natural areas. *The Annals of Regional Science* 58 (1), S. 159-179
- KÖTHKE M, DIETER M (2010a): Der Einfluss von Systemen zur Vergütung der C-Speicherleistung auf die Waldbewirtschaftung. *Forst und Holz* 65 (4), S. 20-25
- KÖTHKE M, DIETER M (2010b): Effects of carbon sequestration rewards on forest management--An empirical application of adjusted Faustmann Formulae. *Forest Policy and Economics* 12 (8), S. 589-597
- KOWARIK I, BARTZ R, BRENNCK M (Hrsg.) (2016): Ökosystemleistungen in der Stadt: Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen. Berlin, Leipzig: TUB/UFZ. Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 300 S.
- KROIHER F, OEHMICHEN K (2010): Das Potenzial der Totholzakkumulation im deutschen Wald. *Schweizer Zeitschrift des Forstwesens* 161 (5), S. 171–180
- LAITILA T, PAULRUD A (2006): A Multi-Attribute Extension of Discrete-Choice Contingent Valuation for Valuation of Angling Site Characteristics. *Journal of Leisure Research* 38 (2), S. 133-142
- LEEFKEN G (2003): Ökopunkte - ein neuer Markt für Forstbetriebe? Naturschutzrechtliche Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Wald. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 58 (20), S. 1057-1059
- LEEFKEN G (2006): Betriebswirtschaftliche Analyse zur Planung und Umsetzung eingriffsbedingter Kompensationsmaßnahmen im Wald Frankfurt: Sauerländer's. *Schriften zur Forstökonomie* 31, 286 S.
- LENGWENAT E (2017): Zahlungsbereitschaft für freiwillige CO₂-Kompensationen. Ein Experiment auf Messen und Veranstaltungen in Deutschland, TU München: Fakultät für Wirtschaftswissenschaften/WDV Medien Verlag. Dissertation, 167 S.
- LEW DK (2018): Discounting future payments in stated preference choice experiments. *Resource and Energy Economics* 54, S. 150-164
- LIEKENS I, SCHAAFSMA M, DE NOCKER L, BROEKX S, STAES J, AERTSENS J, BROUWER R (2013): Developing a value function for nature development and land use policy in Flanders, Belgium. *Land Use Policy* 30 (1), S. 549-559
- LINDHJEM H, NAVRUD S (2008): How reliable are meta-analyses for international benefit transfers? *Ecological Economics* 66 (2-3), S. 425-435
- LISKI J, PERRUCHOUD D, KARJALAINEN T (2002): Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management* 169 (1), S. 159-175
- LORENZ M, ELSASSER P (2018): Ansichten und Einstellungen zu Wald und Forstwirtschaft in Deutschland. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 189 (1/2), S. 1-15
- LORENZ M, ENGLERT H, DIETER M (2018): The German Forest Strategy 2020: Target achievement control using National Forest Inventory results. *Annals of Forest Research* 61 (2), S. 129-146

- LÖSCHEL A, STURM B, VOGT C (2013): The demand for climate protection—Empirical evidence from Germany. *Economics Letters* 118 (3), S. 415-418
- MATZDORF B, BIEDERMANN C, MEYER C, NICOLAUS K, SATTLER C, SCHOMERS S (2014): Was kostet die Welt? Payments for Ecosystem Services in der Praxis. Erfolgreiche PES-Beispiele aus Deutschland, Großbritannien und den USA, München: oecom. 208 S.
- MAYER M (2013): Kosten und Nutzen des Nationalparks Bayerischer Wald. Eine ökonomische Bewertung unter Berücksichtigung von Tourismus und Forstwirtschaft, München: oecom. 575 S.
- MAYER M, WOLTERING M (2018): Assessing and valuing the recreational ecosystem services of Germany's national parks using travel cost models. *Ecosystem Services* 31C (6), S. 371-386
- MCKINSEY & COMPANY (Hrsg.) (2009): Pathways to a Low-Carbon Economy. Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve. McKinsey & Company, 189 S.
- MCKINSEY & COMPANY (Hrsg.) (2010): Impact of the financial crisis on carbon economics: Version 2.1 of the global greenhouse gas abatement cost curve. McKinsey & Company, 12 S.
- MEA (Hrsg.) (2003): Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Washington D.C.: Island Press. The Millennium Ecosystem Assessment Series 212 S.
- MEA (Hrsg.) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington D.C.: Island Press. The Millennium Ecosystem Assessment Series 137 S.
- MERKER K (2010): Entwicklung von Märkten - unternehmerische Umsetzung am Beispiel Trinkwasser in Niedersachsen *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 161 (9), S. 368-373
- METCALF GE, STOCK JH (2017): Integrated Assessment Models and the Social Cost of Carbon: A Review and Assessment of U.S. Experience. *Review of Environmental Economics and Policy* 11 (1), S. 80-99
- MEYER MA, RATHMANN J, SCHULZ C (2019): Spatially-explicit mapping of forest benefits and analysis of motivations for everyday-life's visitors on forest pathways in urban and rural contexts. *Landscape and Urban Planning* 185, S. 83-95
- MEYERHOFF J, ANGELI D, HARTJE V (2012): Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity - The case of Germany. *Environmental Science & Policy* 23, S. 109-119
- MOGAS J, RIERA P, BENNETT J (2006): A comparison of contingent valuation and choice modelling with second-order interactions. *Journal of Forest Economics* 12 (1), S. 5-30
- MÖHRING B, MESTEMACHER U (2009): Gesellschaftliche Leistungen der Wälder und der Forstwirtschaft und ihre Honorierung. In: Seintsch B, Dieter M (Hrsg.): Waldstrategie 2020. Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.-11. Dez. 2008, Berlin. Braunschweig: vTI. Landbauforschung / vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 327, S. 65-73
- MOORE CC, HOLMES TP, BELL KP (2011): An attribute-based approach to contingent valuation of forest protection programs. *Journal of Forest Economics* 17 (1), S. 35-52

- MULLAN K, KONTOLEON A (2008): Benefits and Costs of Forest Biodiversity: Economic Theory and Case Study Evidence, Cambridge UK: University. Final Report, 82 S.
- MÜLLER J, BÜTLER R (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129 (6), S. 981-992
- NAVRUD S, READY R (Hrsg.) (2007): Environmental Value Transfer: Issues and Methods. Springer. The Economics of Non-Market Goods and Resources 9, 290 S.
- NELSON J, KENNEDY P (2009): The Use (and Abuse) of Meta-Analysis in Environmental and Natural Resource Economics: An Assessment. *Environmental and Resource Economics* 42 (3), S. 345-377
- NIELSEN ASE, LUNDHEDE TH, JACOBSEN JB (2016): Local consequences of national policies - A spatial analysis of preferences for forest access reduction. *Forest Policy and Economics* 73, S. 68-77
- NORDHAUS WD (2017): Scientific and Economic Background on DICE models. URL: <https://sites.google.com/site/williamdnordhaus/dice-rice> (9.11.2018)
- NUNES PALD, VAN DEN BERGH JCJM (2001): Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39 (2), S. 203-222
- NWP (Hrsg.) (2003): Vom Nationalen Forstprogramm zum Nationalen Waldprogramm. Ergebnisse der 2. Phase des Nationalen Waldprogramms (NWP). Bonn: BMVEL, 76 S.
- OLSCHEWSKI R (1997): Nutzen-Kosten-Analyse des Wasserschutzes durch eine Aufforstung, Frankfurt: Sauerländer's. Schriften zur Forstökonomie 15, 155 S.
- OLSCHEWSKI R (1999): Nutzen-Kosten-Analyse des Trinkwasserschutzes durch eine Aufforstung. *Forst und Holz* 54 (13), S. 408-410
- PANEK N (2011): Deutschlands internationale Verantwortung: Rotbuchenwälder im Verbund schützen. Gutachten im Auftrag von Greenpeace e. V., Hamburg: Greenpeace. 71 S.
- PANEK N (2016): Deutschland, deine Buchenwälder: Daten, Fakten, Analysen, Vöhl-Basdorf: Ambaum-Verlag. 208 S.
- PASCHKE M (2018): Vertragsnaturschutzzentgelt im Privatwald. *Allgemeine Forst Zeitschrift* (21), S. 34-35
- PAUL C, WEBER M, MOSANDL R (2009): Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen, Freising: Karl Gayer Institut. 64 S.
- PERINO G, ANDREWS B, KONTOLEON A, BATEMAN I (2014): The Value of Urban Green Space in Britain: A Methodological Framework for Spatially Referenced Benefit Transfer. *Environmental and Resource Economics* 57 (2), S. 251-272
- PETEREIT A, MEYER P, SPELLMANN H (2017): Naturschutz in den Konzepten der Landesforstbetriebe. *AFZ-Der Wald* 72 (11), S. 29-32

- PETEREIT A, MEYER P, SPELLMANN H (2019): Naturschutz in den Konzepten der deutschen Landesforstbetriebe: Status quo und Entwicklung. In: Winkel G, Spellmann H (Hrsg.): Naturschutz im Landeswald: Konzepte, Umsetzung und Perspektiven. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 542, S. 117-183
- PINDYCK RS (2017): The Use and Misuse of Models for Climate Policy. *Review of Environmental Economics and Policy* 11 (1), S. 100-114
- RAJMIS S, BARKMANN J, MARGGRAF R (2009): User community preferences for climate change mitigation and adaptation measures around Hainich National Park, Germany. *Climate Research* 40 (1), S. 61-73
- REVESZ R, GREENSTONE M, HANEMANN M, LIVERMORE M, STERNER T, GRAB D, HOWARD P, SCHWARTZ J (2017): Best cost estimate of greenhouse gases. *Science* 352 (357), S. 655
- RICHARDSON L, LOOMIS J (2009): The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis. *Ecological Economics* 68 (5), S. 1535-1548
- RICKE K, DROUET L, CALDEIRA K, TAVONI M (2018): Country-level social cost of carbon. *Nature Climate Change* 8 (10), S. 895-900
- ROSE S, TURNER D, BLANFORD G, BISTLINE J, DE LA CHESTNAYE F, WILSON T (2014): Understanding the Social Cost of Carbon: A Technical Assessment, Palo Alto, CA: Electric Power Research Institute. 184 S.
- ROSENKRANZ L, ENGLERT H, JOCHEM D, SEINTSCH B (2018): Methodenbeschreibung zum Tabellenrahmen der European Forest Accounts und Ergebnisse der Jahre 2014 und 2015 - 2., revidierte Fassung, Braunschweig: Thünen-Institut. 86 S.
- RÜPING U (2009): Wasserschutz im Wald. Betriebswirtschaftliches Bewertungskonzept und institutionelle Umsetzungsinstrumente, Frankfurt: J.D. Sauerländer's. Schriften zur Forstökonomie 34, 256 S.
- RÜTER S (2011): Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? *AFZ-Der Wald* 15, S. 15-18
- RÜTER S, ROCK J, KÖTHKE M, DIETER M (2011): Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima? CO₂-Bilanzen unterschiedlicher Nutzungsszenarien 2013 bis 2020. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 66 (15), S. 19-21
- SAGEBIEL J, GLENK K, MEYERHOFF J (2017): Spatially explicit demand for afforestation. *Forest Policy and Economics* 78, S. 190-199
- SATHRE R, O'CONNOR J (2010): Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy* 13 (2), S. 104-114
- SCHAAFSMA M, BROUWER R, GILBERT A, VAN DEN BERGH CJM, WAGTENDONK A (2013): Estimation of Distance-Decay Functions to Account for Substitution and Spatial Heterogeneity in Stated Preference Research. *Land Economics* 83 (3), S. 514-537
- SCHÄGNER JP, BRANDER L, MAES J, PARACCHINI ML, HARTJE V (2016): Mapping recreational visits and values of European National Parks by combining statistical modelling and unit value transfer. *Journal for Nature Conservation* 31, S. 71-84

- SCHEIDLER A (2019): Das bauplanungsrechtliche Ökokonto und seine Abgrenzung zum naturschutzrechtlichen Ökokonto. *Natur und Recht* 41 (5), S. 297-300
- SCHERFROSE V, RIECKEN U, JESSEL B (2013): Weitere Nationalparke für Deutschland?! Argumente und Hintergründe mit Blick auf die aktuelle Diskussion um die Ausweisung von Nationalparks in Deutschland, Bonn: BfN. 28 S.
- SCHLUHE M, ENGLERT H, WÖRDEHOFF R, SCHULZ C, DIETER M, MÖHRING B (2018a): Klimarechner zur Quantifizierung der Klimaschutzleistung von Forstbetrieben auf Grundlage von Forsteinrichtungsdaten. *Landbauforschung - Applied Agricultural and Forestry Research* 68 (3/4), S. 67-86
- SCHLUHE M, ENGLERT H, WÖRDEHOFF R, SCHULZ C, DIETER M, MÖHRING B (2018b): Klimaschutzleistung von Forstbetrieben. *AFZ* 15, S. 17-20
- SCHOBER R (1987): Ertragstabellen wichtiger Baumarten, Frankfurt: Sauerländer's (3. Aufl.). 166 S.
- SCHWEINLE J, KÖTHKE M, ENGLERT H, DIETER M (2017): Simulation of forest-based carbon balances for Germany: a contribution to the 'carbon debt' debate. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, S. e260
- SCHWIRPLIES C, DÜTSCHKE E, SCHLEICH J, ZIEGLER A (2017): Consumers' willingness to offset their CO₂ emissions from travelling: A discrete choice analysis of framing and provider contributions, Karlsruhe: Fraunhofer ISI. Working Paper Sustainability and Innovation S 05/2017, 38 S.
- SEIDLING W (2012): Können die etablierten Monitoringsysteme in Wäldern Fragen zur Biodiversität beantworten? In: Dauber J, Klimek S, Schmidt T, Urban B, Kownatzki D, Seidling W (Hrsg.): Wege zu einem ziel- und bedarfsorientierten Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrar- und Forstbereich - Workshopbericht -. Braunschweig: Thuenen Institut. *Landbauforschung, Sonderheft* 365, S. 87-99
- SELZER AM, FRANZ K, SEINTSCH B (2018): Wald(vertrags)naturschutz aus Sicht der Nachfrager. *Allgemeine Forst Zeitschrift* (21), S. 20-23
- SEN A, HARWOOD AR, BATEMAN IJ, MUNDAY P, CROWE A, BRANDER LM, RAYCHAUDHURI J, LOVETT AA, FODEN J, PROVINS A (2014): Economic Assessment of the Recreational Value of Ecosystems: Methodological Development and National and Local Application. *Environmental and Resource Economics* 57 (2), S. 233-249
- SPELLMANN H (Hrsg.) (2017): Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland. Göttingen: Universitätsverlag. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 436 S.
- STBA (Hrsg.) (2018): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland: Daten zum Indikatorenbericht 2018. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, 100 S.
- STERN N (Hrsg.) (2007): The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge: University Press, 712 S.

- STIGLITZ JE (1977): The Theory of Local Public Goods. In: Feldstein MS, Inman RP (Hrsg.): The Economics of Public Services. London: Palgrave Macmillan, S. 274-333
- STIGLITZ JE, STERN N, DUAN M, EDENHOFER O, GIRAUD G, HEAL G, LA ROVERE EL, MORRIS A, MOYER E, PANGESTU M, SHUKLA PR, SOKONA Y, WINKLER H (Hrsg.) (2017): Report of the High-Level Commission on Carbon Prices. Washington D.C.: World Bank, 61 S.
- STINGLWAGNER G, HASEDER I, ERLBECK R (2016): Das Kosmos Wald- und Forstlexikon, Stuttgart: Franckh-Kosmos (6. Aufl.). 1056 S.
- SVEDSÄTER H (2003): How Citizens Make Sense of Contingent Valuation Questions. Land Economics 79 (1), S. 122-135
- TARDIEU L, TUFFERY L (2019): From supply to demand factors: What are the determinants of attractiveness for outdoor recreation? Ecological Economics 161, S. 163-175
- TEEB (2010a): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar, London & Washington: Earthscan. 456 S.
- TEEB (2010b): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. 36 S.
- TEEB (2011): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Edited by Patrick ten Brink, London & Washington: Earthscan. 456 S.
- TERMANSEN M, MCCLEAN CJ, JENSEN FS (2013): Modelling and mapping spatial heterogeneity in forest recreation services. Ecological Economics 92, S. 48-57
- 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. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2003/3, 66 S.
- THÜNEN-INSTITUT (2012): Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank (<https://bwi.info>).
- TIEBOUT CM (1956): A Pure Theory of Local Expenditures. Journal of Political Economy 64 (10), S. 416-424
- TOL RSJ (2002): Estimates of the Damage Costs of Climate Change, Part I: Benchmark Estimates. Environmental and Resource Economics 21 (1), S. 47-73
- TOL RSJ (2005): The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. Energy Policy 33 (16), S. 2064-2074
- TOL RSJ (2018a): The Economic Impacts of Climate Change. Review of Environmental Economics and Policy 12 (1), S. 4-25

TOL RSJ (2018b): The impact of climate change and the social cost of carbon, University of Sussex: Department of Economics. Working Paper Series 13-2018, 22 S.

UBA (2017): Grundwasserkörper in Deutschland, die aufgrund von Nitratbelastungen in einem schlechten chemischen Zustand sind. Dessau: Umweltbundesamt. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/grundwasser/nutzung-belastungen/faqs-zu-nitrat-im-grund-trinkwasser>

UBA (Hrsg.) (2018): Methodenkonvention 3.0 zur Schätzung von Umweltkosten (Methodische Grundlagen und Kostensätze). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt, 61 S.

UBA (Hrsg.) (2019): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2019. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2017. Dessau: Umweltbundesamt. Climate Change 24/2019, 945 S.

UEHLEKE R (2016): The role of question format for the support for national climate change mitigation policies in Germany and the determinants of WTP. Energy Economics 55, S. 148-156

UN-CBD (1992): Convention on Biological Diversity. URL: <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>

UNFCCC (1992): Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. URL: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convger.pdf> (4.5.2020)

UNFCCC (1997): Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. URL: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>
<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpger.pdf> (4.5.2020)

UNFCCC (2015): Paris Agreement (FCCC/CP/2015/10/Add.1). URL: http://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf (4.5.2020)

VALATIN G (2012): Marginal abatement cost curves for UK forestry, Edinburgh: Forestry Commission. Research Report, 16 S.

VEISTEN K, HOEN HF, NAVRUD S, STRAND J (2004a): Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities. Journal of Environmental Management 73 (4), S. 317-331

VEISTEN K, HOEN HF, STRAND J (2004b): Sequencing and the Adding-up Property in Contingent Valuation of Endangered Species: Are Contingent Non-Use Values Economic Values? Environmental & Resource Economics 29 (4), S. 419-433

VERMONT B, DE CARA S (2010): How costly is mitigation of non-CO₂ greenhouse gas emissions from agriculture?: A meta-analysis. Ecological Economics 69 (7), S. 1373-1386

VON ALVENSLEBEN R (2010): Gewässerunterhaltung und Wald in Nordostdeutschland - Analyse der Rechtsentwicklung aus hydrologischer und ökonomischer Sicht -. In: Depenheuer O, Möhring B (Hrsg.): Waldeigentum. Zustand und Perspektiven. Berlin Heidelberg: Springer. Bibliothek des Eigentums 8, S. 251-270

- VON BOCKUM M (2008): Die Gewässerunterhaltung durch Wasserverbände und die Kostentragung durch deren Mitglieder - exemplarisch dargestellt anhand der Rechtslage in Brandenburg, Hamburg: Kovac. Studien zur Rechtswissenschaft 210, 228 S.
- VON HAAREN C, ALBERT C (Hrsg.) (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hannover, Leipzig: Leibnitz Universität, UFZ. Naturkapital Deutschland - TEEB.DE, 367 S.
- WASEG (2019): Impulse und Empfehlungen der Bundesplattform „Wald – Sport, Erholung, Gesundheit“: Vereinfachung der Rechtslage zum Betretensrecht des Waldes; Leistungen der Waldwirtschaft für Sport, Erholung und Gesundheit und deren Finanzierungsmöglichkeiten. 17 S.
- WATSON R, ALBON S, ASPINALL R, AUSTEN M, BARDGETT R, BATEMAN I, BERRY P, BIRD W, BRADBURY R, BROWN C, BULLOCK J, BURGESS J, CHURCH A, CHRISTIE S, CRUTE I, DAVIES L, EDWARDS-JONES G, EMMETT B, FIRBANK L, FITTER A, GIBSON C, HAILS R, HAINES-YOUNG R, HEATHWAITE L, HOPKINS J, JENKINS M, JONES L, MACE G, MALCOLM S, MALTBY E, MASKELL L, NORRIS K, ORMEROD S, OSBORNE J, PRETTY J, QUINE C, RUSSELL S, SIMPSON L, SMITH P, TIERNEY M, TURNER K, WAL RVD, VIRA B, WALPOLE M, WATKINSON A, WEIGHELL T, WINN J, WINTER M (2011): UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings, Cambridge: UNEP-WCMC. 86 S.
- WÄTZOLD F, WISSEL S (2016): German Impact Mitigation Regulation in Hessen. In: OECD (Hrsg.): Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation. Paris: OECD publishing, S. 175–197
- WB-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.
- WEINGARTEN P, BAUHHUS J, ARENS-AZEVEDO U, BALMANN A, BIESALSKI HK, BIRNER R, BITTER AW, BOKELMANN W, BOLTE A, BÖSCH M (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Berichte über Landwirtschaft Sonderheft 222, S. 479
- WELLER P (2018): Alternative Analysen und regionalisierte Vorhersagen der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für Walderholung im Wohnumfeld, Hamburg: unveröffentlicht (verfügbar auf Anfrage). 22 S.
- WELLER P, ELSASSER P (2016 [in print]): Ökonomische Bewertung der kulturellen Ökosystemleistungen des Waldes. In: Fick J, Gömann H (Hrsg.): Wechselwirkungen zwischen Landnutzung und Klimawandel. Heidelberg: Springer
- WELLER P, ELSASSER P (2018): Preferences for forest structural attributes in Germany – evidence from a choice experiment. Forest Policy and Economics 93, S. 1-9
- WEYANT J (2017): Some Contributions of Integrated Assessment Models of Global Climate Change. Review of Environmental Economics and Policy 11 (1), S. 115-137
- WISSENSCHAFTLICHE DIENSTE (2018): Sachstand: Aktuelle Klimaschutzziele auf internationaler, europäischer und nationaler Ebene - Nominale Ziele und Rechtsgrundlagen, Deutscher Bundestag. WD 8 - 3000 - 009/18, 26 S.

- WORLD BANK (Hrsg.) (2015): Purchasing Power Parities and the Real Size of World Economies: A Comprehensive Report of the 2011 International Comparison Program. Washington D.C.: World Bank, 305 S.
- WORLD BANK, ECOFYS (Hrsg.) (2018): State and trends of carbon pricing 2018 (May). Washington D.C.: World Bank, 58 S.
- WÜSTEMANN H, MEYERHOFF J, RÜHS M, SCHÄFER A, HARTJE V (2014): Financial costs and benefits of a program of measures to implement a National Strategy on Biological Diversity in Germany. Land Use Policy 36 (1), S. 307-318
- ZECHTER RH, KOSSOY A, OPPERMAN K, RAMSTEIN CSM, KLEIN N, WONG L, LAM LK, ZHANG J, QUANT M, NEELIS M, NIEROP S, WARD J, KANSY T, EVANS S, CHILD A (2017): State and trends of carbon pricing 2017 (English), Washington D.C.: World Bank Group. 100 S.

Anhang

Fragebogentext

Ergänzende Karten: Leistungen pro Hektar

Hintergrundinformationen zu CO₂-Bewertungsansätzen

Anhang A: Fragebogentext

Kursiv: erläuternde Hinweise; in eckigen Klammern: Antwortvorgaben

Rahmenfragebogen (Anfang)

Guten Tag,

danke, dass Sie an der Befragung teilnehmen! In dieser allgemeinen Bevölkerungsbefragung geht es darum, wie die Bevölkerung in Deutschland über die Wälder denkt und wie diese in Zukunft gestaltet werden sollen. Die Ergebnisse dienen dazu, Politik und Landschaftsplanung auf Bundes- und Landesebene zu informieren und bei Entscheidungen zu unterstützen.

Die Befragung ist Teil eines Forschungsprojektes der Technischen Universität Berlin und des Thünen-Instituts in Hamburg.

Bitte nehmen Sie sich bis zum Ende der Befragung Zeit. Das Ausfüllen des Fragebogens dauert etwa 20 Minuten. Ihre Angaben werden von uns anonym ausgewertet; so kann niemand Rückschlüsse auf Ihre Person ziehen. Bitte denken Sie auch daran: Es gibt keine richtigen oder falschen Antworten, es geht um Ihre persönliche Meinung. Vielen Dank schon jetzt für Ihre Teilnahme!

F 1 - F 7 (Interne technische Abfragen)

F 8 (Geschlecht)

Bitte geben Sie Ihr Geschlecht an. [☐ männlich; ☐ weiblich]

F 9 (Alter)

Bitte geben Sie Ihr Alter an. [... Jahre]

F 10 (Bildungsabschluss)

Was ist Ihr höchster Bildungsabschluss? Bitte wählen Sie aus den nachfolgenden Möglichkeiten. [☐ (noch) keinen Abschluss; ☐ Volks-/Hauptschulabschluss; ☐ weiterführende Schule (Abitur, Realschulabschluss); ☐ Hochschulabschluss (Bachelor, Vordiplom, Zwischenprüfung); ☐ Hochschulabschluss (Diplom, Magister, Master, Staatsexamen, Promotion)]

F 11 (Hauptwohnsitz)

In welchem Bundesland haben Sie Ihren Hauptwohnsitz? [☐ Baden-Württemberg; ☐ Bayern; ☐ Berlin; ☐ Brandenburg; ☐ Bremen; ☐ Hamburg; ☐ Hessen; ☐ Mecklenburg-Vorpommern; ☐ Niedersachsen; ☐ Nordrhein-Westfalen; ☐ Rheinland-Pfalz; ☐ Saarland; ☐ Sachsen; ☐ Sachsen-Anhalt; ☐ Schleswig-Holstein; ☐ Thüringen]

F 12 (Lebenszufriedenheit)

Vorab möchten wir Ihnen eine ganz allgemeine Frage zu Ihrer Lebenszufriedenheit stellen. Wie zufrieden sind Sie gegenwärtig – alles in allem – mit Ihrem Leben? Antworten Sie bitte anhand der folgenden Skala, bei der „0“ „ganz und gar unzufrieden“ und „10“ „ganz und gar zufrieden“ bedeutet. [☐ 0 (ganz und gar unzufrieden); ☐; ☐; ...; ☐ 10 (ganz und gar zufrieden)]

Teilumfrage 1 (Choice-Experiment integrativer Naturschutz)*T1-1 (Einleitung)*

In unserer Gesellschaft gibt es unterschiedliche Vorstellungen darüber, wie die Wälder in Deutschland in Zukunft genutzt werden sollen. Uns geht es darum, welche Nutzung der Wälder Sie bevorzugen und wie Sie verschiedene Programme zur Bewirtschaftung der Wälder bewerten.

Zurzeit ist noch nicht entschieden, in welchem Umfang und in welchen Teilen von Deutschland diese Programme umgesetzt werden. Ihre Antworten sind daher wichtig, um Empfehlungen für die Bewirtschaftung der Wälder ableiten zu können.

Wir werden Ihnen gleich mehrere Programme zur Auswahl zeigen. Alle Programme werden über die gleichen Merkmale beschrieben, jedoch sind die Ausprägungen unterschiedlich. Diese werden wir Ihnen gleich erläutern. Da die Umsetzung der jeweiligen Programme unterschiedliche Kosten verursachen kann, enthalten die einzelnen Programme auch einen finanziellen Beitrag zu einem Waldfonds, den wir ebenfalls gleich erläutern werden.

Nun beginnen wir mit der Vorstellung der einzelnen Merkmale.

T1-2 (Merkmal: Region der Umsetzung)

Ob das Programm nur in den Wäldern in der Nähe Ihres Wohnortes oder auch auf einer größeren Fläche umgesetzt werden kann, steht noch nicht fest. Mit „in der Nähe“ meinen wir hier den Landkreis, in dem Sie wohnen (für kreisfreie Städte: angrenzende Landkreise); „Größere Fläche“ bedeutet das gesamte Bundesland (für Stadtstaaten: angrenzende Bundesländer).

Sagen Sie uns bitte, wie Ihr Landkreis heißt (bei kreisfreien Städten Name des nächstgelegenen angrenzenden Landkreises) [•...]

T1-3 (Merkmal: Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen)

Wälder haben unterschiedliche Anteile an Nadel- und Laubbäumen. Je nachdem, welche Baumart überwiegt, entstehen Laubwälder oder Nadelwälder. Überwiegt keine Baumart eindeutig, entstehen Mischwälder. Der Anteil der einzelnen Baumarten kann durch die Bewirtschaftung langfristig verändert werden. Wie schätzen Sie in Ihrem Landkreis (für kreisfreie Städte: in den angrenzenden Landkreisen) das Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen im Wald ein? [☐ 5 % Laubbäume/95 % Nadelbäume; ☐ 25 % Laubbäume/75 % Nadelbäume; ☐ 50 %

Laubbäume/50 % Nadelbäume; ☐ 75 % Laubbäume / ☐ 25 % Nadelbäume; 95 % Laubbäume / ☐ 5 % Nadelbäume; ☐ weiß nicht]

T1-4 (Merkmal: Douglasien)

Douglasien (Douglas-Tannen) sind Nadelbäume, die seit ca. 200 Jahren in Deutschland angepflanzt werden. Welcher Anteil der Nadelbäume im Wald auf Douglasien entfällt, kann durch die Bewirtschaftung ebenfalls verändert werden. So können langfristig mehr oder weniger Douglasien anstelle anderer Nadelbäume wachsen. Wie schätzen Sie in Ihrem Landkreis (für kreisfreie Städte: in den angrenzenden Landkreisen) den Anteil von Douglasien an den Nadelbäumen im Wald ein? [☐keine Douglasien; ☐jeder zwanzigste Nadelbaum (5 % aller Nadelbäume); ☐jeder zehnte Nadelbaum (10 % aller Nadelbäume); ☐ich kenne die Baumart nicht; ☐ich kenne die Baumart, kann aber deren Anteil nicht schätzen]

T1-5 (Merkmal: Artenvielfalt im Wald)

Um die Artenvielfalt im Wald zu erhalten und nach Möglichkeit zu fördern, gibt es je nach Region verschiedene Maßnahmen. Die Artenvielfalt im Wald kann mit Hilfe von Vogelarten auf einer Punkteskala gemessen werden. Erreichen die Wälder 100 Punkte oder mehr, sind sie als Lebensraum für typische Tier- und Pflanzenarten besonders gut geeignet. Werte darunter beschreiben eine Annäherung an diesen Zustand. Der aktuelle Wert für Wälder in Deutschland liegt im Durchschnitt um 85 Punkte, schwankt aber sehr stark je nach Region. Wie schätzen Sie in Ihrem Landkreis (für kreisfreie Städte: in den angrenzenden Landkreisen) den Zustand der Artenvielfalt im Wald ein? [☐ 65 Punkte (geringe Artenvielfalt im Wald); ☐ 75 Punkte; ☐ 85 Punkte; ☐ 95 Punkte; ☐ 105 Punkte (hohe Artenvielfalt im Wald); ☐ weiß nicht]

T1-6 (Merkmal: Finanzieller Jahresbeitrag zum Waldfonds)

Die Programme, die wir Ihnen gleich zur Auswahl zeigen, verursachen unterschiedliche Kosten. Sie sollen durch einen eigens angelegten Waldfonds gedeckt werden. In diesen Fonds müssten alle Haushalte einen Jahresbeitrag einzahlen, wenn das jeweilige Programm umgesetzt werden soll. Aus dem Waldfonds wird ausschließlich das beschriebene Programm finanziert. Wird kein Programm umgesetzt, dann muss auch kein Beitrag an den Waldfonds gezahlt werden.

T1-7 (Beschreibung)

Im Folgenden zeigen wir Ihnen mehrere Auswahlsets mit verschiedenen Programmen zur Bewirtschaftung von Wäldern. Bitte wählen Sie jeweils das Programm aus, das Sie im Vergleich zu den anderen bevorzugen. Bitte bedenken Sie bei Ihrer Auswahl, dass Sie je nach gewählter Alternative eventuell auf andere Ausgaben verzichten müssten.

T1-8 (Experiment)

Welches Programm zur Bewirtschaftung von Wäldern bevorzugen Sie? Durch Anwählen der Infobuttons erhalten Sie nochmal eine Erklärung zu den Merkmalen. Bitte

bedenken Sie bei Ihrer Auswahl, dass Sie je nach gewähltem Programm eventuell auf andere Ausgaben verzichten müssten.

	Programm A	Programm B	Programm C
Region der Umsetzung			
Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen	<i>[mögliche Level: Siehe Beschreibung oben]</i>	<i>[mögliche Level: Siehe Beschreibung oben]</i>	Die Bewirtschaftung wird nicht verändert
Douglasien			
Artenvielfalt im Wald			
Finanzieller Jahresbeitrag zum Waldfonds	<i>[mögliche Level: 10; 30; 70; 120; 180; 250 €/hh/a]</i>	<i>[mögliche Level: 10; 30; 70; 120; 180; 250 €/hh/a]</i>	0 €
Ich wähle	☐	☐	☐

Teilumfrage 2 (Choice-Experiment Schutzgebiete)

T2-1 (Einleitung)

Die Bundesregierung strebt in ihrer Strategie zum Schutz der biologischen Vielfalt das Ziel an, fünf Prozent der bestehenden Wälder in Deutschland sich selbst zu überlassen. Derzeit ist dieses Ziel etwa zur Hälfte erfüllt. Die Wälder sollen sich auf diesen Flächen natürlich weiterentwickeln können. Daher werden diese Flächen in Zukunft nicht mehr forstlich gepflegt, und es wird dort kein Holz mehr geerntet. Dies trägt zum Schutz der Artenvielfalt in den Wäldern bei, also der dort vorkommenden Tier- und Pflanzenarten.

Zurzeit ist noch nicht entschieden, wo genau weitere Flächen für die natürliche Waldentwicklung ausgewiesen werden, und wie groß diese sein werden. Ihre Antworten sind daher wichtig, um Empfehlungen für die Bestimmung und die Einrichtung der Flächen ableiten zu können.

Wir werden Ihnen gleich mehrere Alternativen zur Auswahl zeigen, in denen es jeweils um die Ausweisung einer weiteren Fläche mit dem Ziel der natürlichen Waldentwicklung geht. Alle

Alternativen werden über die gleichen Merkmale beschrieben, haben jedoch unterschiedliche Ausprägungen. Diese werden wir Ihnen gleich erläutern. Zur Finanzierung enthalten die Alternativen jeweils einen finanziellen Beitrag an einen Waldfonds, den wir ebenfalls gleich erläutern werden.

Nun beginnen wir mit der Vorstellung der einzelnen Merkmale.

T2-2 (Merkmal: Größe der ausgewählten Fläche)

Die Größe der Fläche, die für die dauerhafte natürliche Waldentwicklung ausgewiesen wird, kann unterschiedlich sein. Sie wird in Hektar gemessen, wobei 1 Hektar 100 mal 100 Meter misst und etwa 1,5 Fußballfeldern entspricht.

T2-3 (Merkmal: Entfernung)

Die Fläche mit natürlicher Waldentwicklung kann in unterschiedlichen Entfernungen von Ihrem Wohnort eingerichtet werden. Die Entfernung ist hier als Luftlinie angegeben (in Kilometern).

T2-4 (Merkmal: Betreten der Fläche)

Natürliche Waldentwicklung kann zur Folge haben, dass die entsprechende Fläche nicht mehr betreten werden kann, zum Beispiel weil Wege nicht mehr unterhalten werden, weil das Gelände unpassierbar wird, und weil das Betreten wegen brüchiger Äste und Bäume zu gefährlich wäre. Ist das Betreten der Waldfläche nicht mehr möglich, können Tiere und Pflanzen sich ungestörter entwickeln.

T2-5 (Merkmal: Ausgangszustand)

Möglicherweise wurden auf der ausgesuchten Waldfläche früher Baumarten angepflanzt, die dort von Natur aus nicht vorkommen würden. Zum einen kann es sich dabei um Baumarten handeln, die zwar in Deutschland vorkommen, aber nur auf anderen Standorten. Zum anderen können das Baumarten sein, die ursprünglich nicht in Deutschland heimisch sind und erst in den letzten Jahrhunderten eingeführt wurden. Bevor die Fläche sich selbst überlassen wird, können solche Baumarten entfernt werden, oder alles wird so wie es ist direkt der natürlichen Waldentwicklung überlassen.

T2-6 (Merkmal: Finanzieller Jahresbeitrag zum Waldfonds)

Für die Einrichtung der Flächen entstehen Kosten, unter anderem durch den Verzicht auf Holzeinschlag und Verkauf dieses Holzes. Die Kosten sollen durch einen eigens angelegten Waldfonds gedeckt werden. In diesen Fonds müssten alle Haushalte einen Jahresbeitrag einzahlen, wenn neue Flächen zur natürlichen Waldentwicklung ausgewiesen werden sollen. Aus dem Waldfonds werden ausschließlich diese Flächen finanziert. Werden keine neuen Flächen ausgewiesen, dann muss auch kein Beitrag an den Waldfonds gezahlt werden.

T2-7 (Beschreibung)

Im Folgenden zeigen wir Ihnen mehrere Auswahlsets mit verschiedenen Alternativen zur Ausweisung von Flächen für die natürliche Waldentwicklung. Bitte wählen Sie jeweils die Alternative aus, die Sie im Vergleich zu den anderen bevorzugen. Bitte bedenken Sie bei Ihrer Auswahl, dass Sie je nach gewählter Alternative eventuell auf andere Ausgaben verzichten müssten.

T2-8 (Experiment)

Welche Alternative zur Ausweisung von Flächen für die natürliche Waldentwicklung bevorzugen Sie? Durch Anwählen der Infobuttons erhalten Sie nochmal eine Erklärung zu den Merkmalen. Bitte bedenken Sie bei Ihrer Auswahl, dass Sie je nach gewählter Alternative eventuell auf andere Ausgaben verzichten müssten.

	Programm A	Programm B	Programm C
Größe der ausgewählten Fläche	<i>[10;50;100;500;1000;2500 ha]</i>		Es werden keine weiteren Flächen zur natürlichen Waldentwicklung ausgewiesen
Entfernung zum Wohnort			
Betreten der Fläche			
Ausgangszustand			
Finanzieller Jahresbeitrag zum Waldfonds	<i>[10;30;70;120;180;250 €/hh/a]</i>		0 €
Ich wähle	☐	☐	☐

Teilumfrage 3 (CVM-Experiment Schutzgebiete)*T3-1 (Einleitung)*

Die Bundesregierung strebt in ihrer Strategie zum Schutz der biologischen Vielfalt das Ziel an, fünf Prozent der bestehenden Wälder in Deutschland sich selbst zu überlassen. Derzeit ist dieses Ziel etwa zur Hälfte erfüllt. Die Wälder sollen sich auf diesen Flächen natürlich weiterentwickeln können. Daher werden diese Flächen in Zukunft nicht mehr forstlich gepflegt, und es wird dort kein Holz mehr geerntet. Dies trägt zum Schutz der Artenvielfalt in den Wäldern bei, also der dort

vorkommenden Tier- und Pflanzenarten. Bisher konnte erst etwa die Hälfte des ursprünglich geplanten Flächenumfangs realisiert werden, und es werden noch weitere Flächen gesucht.

Halten Sie die Suche nach weiteren solchen Flächen für sinnvoll, d. h. würden Sie es unterstützen, dass auf weiteren Waldflächen dauerhaft auf Holznutzung verzichtet wird, damit die Wälder sich dort natürlich weiterentwickeln können? [☐ ja; ☐ nein]

T3-2 (Aussagen zu Kosten)

Wenn in Wäldern dauerhaft auf Holznutzung verzichtet wird, um eine natürliche Waldentwicklung zu ermöglichen, entstehen Kosten, denn es muss auf die sonst möglichen Einnahmen durch Holzverkauf verzichtet werden. Diese Kosten trägt zum Teil der Staat, also letztlich wir alle. Bitte stellen Sie sich einmal vor, Sie könnten direkt bestimmen, ob dieses Geld für die natürliche Weiterentwicklung von Wäldern oder für andere Zwecke verwendet werden soll. Wir haben dazu ein paar Aussagen gesammelt. Welcher davon würden Sie am ehesten zustimmen?

- ☐ Das Geld sollte besser für andere Zwecke verwendet werden, auch wenn dadurch keine weiteren Flächen für die natürliche Waldentwicklung zur Verfügung stünden.
- ☐ Wenn nötig, wäre ich auch mehr für die natürliche Weiterentwicklung von Waldflächen zu zahlen bereit.
- ☐ Die momentane Situation ist akzeptabel. Aber wenn der Staat für natürliche Weiterentwicklung von Waldflächen mehr Geld bräuchte als heute, würde ich lieber darauf verzichten, als mehr zu zahlen.

T3-3 (Überleitung)

Zurzeit ist noch nicht entschieden, wo genau Flächen für die natürliche Waldentwicklung ausgewiesen werden, und wie groß diese sein werden. Ihre Antworten sind daher wichtig, um Empfehlungen für die Bestimmung und die Einrichtung der Flächen ableiten können. Wir werden Ihnen gleich eine Waldfläche beschreiben, die als weitere Fläche mit dem Ziel der natürlichen Waldentwicklung ausgewiesen werden könnte. Dazu erklären wir zunächst drei Merkmale, mit denen die Waldfläche beschrieben werden kann.

T3-4 (Merkmal 1: Größe der ausgewählten Fläche)

Die Größe der Fläche, die für die dauerhafte natürliche Waldentwicklung ausgewiesen wird, kann unterschiedlich sein. Sie wird in Hektar gemessen, wobei 1 Hektar 100 mal 100 Meter misst und etwa 1,5 Fußballfeldern entspricht.

T3-5 (Merkmal 2: Entfernung zum Wohnort)

Die Fläche mit natürlicher Waldentwicklung kann in unterschiedlichen Entfernungen von Ihrem Wohnort eingerichtet werden. Die Entfernung ist hier als Luftlinie angegeben (in Kilometern).

T3-6 (Merkmal 3: Betreten der Fläche)

Natürliche Waldentwicklung kann zur Folge haben, dass die entsprechende Fläche nicht mehr betreten werden kann, zum Beispiel weil Wege nicht mehr unterhalten werden, weil das Gelände unpassierbar wird, und weil das Betreten wegen brüchiger Äste und Bäume zu gefährlich wäre. Ist das Betreten der Waldfläche nicht mehr möglich, können Tiere und Pflanzen sich ungestörter entwickeln. Wir sagen Ihnen, ob Sie die betreffende Fläche betreten können oder nicht.

T3-7 (Experiment)

Bitte stellen Sie sich nun einmal vor, es könnte eine weitere Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung ausgewiesen werden, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden. Für die Einrichtung der Fläche entstehen Kosten, unter anderem durch den Verzicht auf Holzeinschlag und Verkauf dieses Holzes. Die Kosten sollen durch einen eigens angelegten Waldfonds gedeckt werden. In diesen Fonds müssten alle Haushalte einen Jahresbeitrag einzahlen, wenn neue Flächen zur natürlichen Waldentwicklung ausgewiesen werden sollen. Aus dem Waldfonds werden ausschließlich diese Flächen finanziert. Werden keine neuen Flächen ausgewiesen, dann muss auch kein Beitrag an den Waldfonds gezahlt werden.

T3-8 (Betrag Waldschutz)

Wir möchten gerne von Ihnen wissen, wie viel Ihr Haushalt jährlich in einen Waldfonds einzahlen würde, um die beschriebene Waldfläche dauerhaft der natürlichen Waldentwicklung überlassen zu können. Um Ihnen das ein bisschen zu erleichtern, haben wir einige mögliche Beträge auf die abgebildete Karte¹⁷⁴ eingezeichnet. Bitte überlegen Sie einmal genau, wie viel Sie gerade noch bereit wären, für Ihren Haushalt jährlich in den Waldfonds einzuzahlen, um die beschriebene Waldfläche dauerhaft der natürlichen Waldentwicklung zu überlassen. Bitte tragen Sie den Betrag in das folgende Feld ein:

Zur Erinnerung: es geht um die Ausweisung einer weiteren Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

- Betrag: ... Euro

¹⁷⁴ Siehe Abbildung 22 (am Ende dieses Anhangs)

T3-8a (Begründung, nur wenn zuvor Angabe „nichts“ oder „Null“)

Welcher Grund beschreibt am besten, warum Sie 0 Euro ausgewählt haben?

- ☐ Wenn die Ausweisung der Fläche für die natürliche Waldentwicklung gratis wäre, wäre ich dafür; wenn ich aber Geld dafür bezahlen müsste, würde ich lieber darauf verzichten
- ☐ Ich bin grundsätzlich dagegen, Waldflächen aus der Holzproduktion zu nehmen
- ☐ Die Fläche ist zu klein
- ☐ Die Fläche ist zu weit entfernt
- ☐ Es gibt keine geeigneten Waldflächen in der beschriebenen Entfernung
- ☐ Ich finde die Frage unsinnig
- ☐ Ich finde, dass man Wälder und Natur nicht mit Geld bewerten kann
- ☐ Sonstiges: ...

T3-9 (Maximum-Kontrolle; nur wenn in T3-8 ein Betrag >0 angegeben)

Das heißt, wenn die Ausweisung dieser Waldfläche zur natürlichen Waldentwicklung teurer wäre, dann würden Sie lieber ganz auf diese Fläche verzichten, als mehr zu bezahlen?

Zur Erinnerung: es geht um die Ausweisung einer weiteren Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

- ☐ ja, dann würde ich lieber ganz auf diese Fläche verzichten
- ☐ nein, dann würde ich mehr zahlen

T3-9a (Nachfrage, wenn zuvor „nein“)

Bitte schauen Sie sich dann noch einmal die Karte an. Wie viel würden Sie dann im äußersten Fall pro Jahr bezahlen?

Zur Erinnerung: es geht um die Ausweisung einer weiteren Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

- ☐ Betrag: ...Euro

T3-10 (abschließende Zahlungsbereitschafts-Fragen)

Zwei abschließende Fragen zu dem beschriebenen Programm. Stellen Sie sich nun vor, die in Frage stehende Waldfläche wäre nicht [10; 50; 500; 2500] Hektar, sondern [10; 50; 500; 2500] Hektar

groß. Würde sich der Betrag dann ändern, den Sie für diese Fläche bezahlen würden, um deren natürliche Waldentwicklung zu ermöglichen?

Zur Erinnerung: vorher ging es darum, eine weitere Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung auszuweisen, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

ODER

Stellen Sie sich nun vor, die in Frage stehende Waldfläche wäre nicht [10; 25; 100; 400] km, sondern [10; 25; 100; 400] km entfernt. Würde sich der Betrag dann ändern, den Sie für diese Fläche bezahlen würden, um deren natürliche Waldentwicklung zu ermöglichen?

Zur Erinnerung: vorher ging es darum, eine weitere Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung auszuweisen, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

ODER

Stellen Sie sich nun vor, das Betreten der beschriebenen Waldfläche [wäre; wäre nicht] möglich. Würde sich der Betrag dann ändern, den Sie für diese Fläche bezahlen würden, um deren natürliche Waldentwicklung zu ermöglichen?

Zur Erinnerung: vorher ging es darum, eine weitere Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung auszuweisen, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

☐ ja

T3-10a (Neuer Betrag, nur wenn zuvor „ja“)

Wieviel würde Ihr Haushalt unter diesen Umständen maximal pro Jahr in den Waldfonds einzahlen, um eine natürliche Waldentwicklung der Fläche zu ermöglichen?

Zur Erinnerung: nun geht es darum, eine weitere Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung auszuweisen, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

ODER

Zur Erinnerung: nun geht es darum, eine weitere Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung auszuweisen, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

ODER

Zur Erinnerung: nun geht es darum, eine weitere Waldfläche zur dauerhaften natürlichen Waldentwicklung auszuweisen, die von Ihrem Wohnort [10; 25; 100; 400] km entfernt ist und die insgesamt [10; 50; 500; 2500] Hektar groß ist; diese Fläche könnte [aber bei natürlicher Waldentwicklung nicht mehr; auch bei natürlicher Waldentwicklung weiterhin auf den vorhandenen Wegen] betreten werden.

- Betrag: ... Euro

☐ Nein

T3-10b (Begründung keine Änderung, nur wenn zuvor „nein“)

Welcher Grund beschreibt am besten, warum sich der von Ihnen gezahlte Beitrag zum Waldfonds nicht ändern würde?

- ☐ Ich kann mir die Einzelheiten des Vorschlages nicht richtig vorstellen
- ☐ Die beschriebene Änderung spielt für mich keine wesentliche Rolle
- ☐ Mir ist es egal, wie groß oder wie weit entfernt diese Fläche ist – Hauptsache, sie dient dem Ziel der natürlichen Waldentwicklung
- ☐ sonstiges

Rahmenfragebogen (Ende)

F 20 (Beste Auswahl)

Wenn Sie an Ihre angegebenen Zahlungen an den Waldfonds zurückdenken: Wie sicher sind Sie sich insgesamt, dass Sie die für Sie besten Auswahlen getroffen haben? Bitte nutzen Sie für Ihre Antwort die Punkteskala von sehr unsicher (1) bis sehr sicher (10).

[☐1 sehr unsicher; ☐; ☐; ... ; ☐10 sehr sicher]

F 21 (Baumarten)

Wir möchten Ihnen nun ein paar generelle Fragen zum Thema Wald stellen.

Es gibt in Deutschland einige Baumarten, die erst in den letzten Jahrhunderten eingeführt wurden, früher aber nicht hier vorkamen. Haben Sie schon einmal davon gehört?

- ☐ Ich habe davon gehört und ich kann mir darunter etwas vorstellen
- ☐ Ich habe davon gehört, kann mir aber nichts Genaues darunter vorstellen
- ☐ Ich habe noch nicht davon gehört
- ☐ weiß nicht

F 22.1 (Baumarten – nur wenn zuvor Antwortoption 1 gewählt)

Es ist umstritten, welche dieser Baumarten bereits als heimisch betrachtet werden können und welche noch nicht heimisch sind. Uns interessiert, wie Sie darüber denken: Welche Baumarten würden Sie persönlich als nichtheimisch im Wald empfinden? Bitte markieren Sie in der folgenden Liste alle Baumarten, die nach Ihrer Meinung dazu gehören:

	heimisch	nicht heimisch	weiß nicht/kenne ich nicht
Robinie (Akazie)	☐	☐	☐
Thuja	☐	☐	☐
Wacholder	☐	☐	☐
Elsbeere	☐	☐	☐
Douglasie (Douglas-Tanne)	☐	☐	☐
Japanische Lärche	☐	☐	☐
Roteiche	☐	☐	☐
Schwarzkiefer	☐	☐	☐
Küstentanne	☐	☐	☐
andere ...	☐	☐	☐

F 23 (Aussagen zur Natur)

Nun geht es um das Thema Natur ganz allgemein. Bitte markieren Sie bei jeder der folgenden Aussagen, wie sehr sie für Sie persönlich zutrifft. (*Items rotieren*)
[Antwortvorgaben: ☐ Trifft voll und ganz zu; ☐ Trifft eher zu; ☐ Trifft eher nicht zu; ☐ Trifft überhaupt nicht zu; ☐ weiß nicht/kann ich nicht beurteilen]
<Aussagen: Natur bedeutet für mich Gesundheit und Erholung; Zu einem guten Leben gehört die Natur dazu; An der Natur schätze ich ihre Vielfalt; In meiner Erziehung ist oder wäre es mir wichtig, meinen Kindern die Natur nahe zu bringen; Es macht mich glücklich, in der Natur zu sein; Ich fühle mich mit Natur und Landschaft in meiner Region eng verbunden; Ich versuche, so oft wie möglich in der Natur zu sein; In der Natur fühle ich mich nicht wohl; Natur ist für mich etwas Fremdes; Ich interessiere mich nicht für das Thema Natur; Je wilder die Natur, desto besser gefällt sie mir>

F 24 (Biologische Vielfalt)

Und nun haben wir noch ein paar Aussagen zu biologischer Vielfalt. Bitte markieren Sie bei jeder der folgenden Aussagen, wie sehr sie für Sie persönlich zutrifft. (*Items rotieren*)
[Antwortvorgaben: ☐ Trifft voll und ganz zu; ☐ Trifft eher zu; ☐ Trifft eher nicht zu; ☐ Trifft überhaupt nicht zu; ☐ weiß nicht/kann ich nicht beurteilen]
<Aussagen: Ich fühle mich persönlich für die Erhaltung der biologischen Vielfalt verantwortlich; Zur Erhaltung der biologischen Vielfalt sollte der Verbrauch von Flächen für Siedlungen, Gewerbe und Verkehrswege reduziert werden; Die biologische Vielfalt in der Natur fördert mein Wohlbefinden und meine Lebensqualität; Die Ausgaben für die Forschung über die biologische Vielfalt sollten reduziert werden; Viele Berichte über den Rückgang der biologischen Vielfalt auf der Welt sind übertrieben; Die biologische Vielfalt sollte als Erbe für unsere Kinder und zukünftige Generationen erhalten bleiben; Ärmere Staaten sollten zum Schutz ihrer biologischen Vielfalt durch reichere Staaten finanziell unterstützt werden; Wenn die biologische Vielfalt schwindet, beeinträchtigt mich das persönlich>

F 25 (Persönlicher Waldbesuch)

Wir möchten Ihnen jetzt einige Fragen zu Waldbesuchen in Ihrem Wohnumfeld stellen. Haben Sie in den letzten zwölf Monaten in Ihrer Freizeit einen Wald **in Ihrem Wohnumfeld** besucht? Wir meinen damit Waldbesuche, die, einschließlich Hin- und Rückweg, insgesamt nicht länger als vier Stunden gedauert haben. Dazu gehört auch der kurze Spaziergang, der vielleicht nur eine Viertelstunde gedauert hat.

- ☐ Ja → weiter mit F 26
- ☐ Nein → springe zu F 27 (Wohnort)

F 26.1 (Anzahl Tage)

An wie vielen Tagen haben Sie in den letzten zwölf Monaten in Ihrer Freizeit einen Wald in Ihrem Wohnumfeld aufgesucht? [an ... Tagen]

F 26.2 (Zeitraum Waldbesuch)

Wann war der letzte Waldbesuch? [☐ Innerhalb der letzten Woche; ☐ Liegt 2 Wochen zurück; ☐ Liegt 3 Wochen zurück; ☐ Liegt einen Monat zurück; ☐ Liegt länger als ein Monat zurück, nämlich im Monat ... ; ☐ weiß nicht]

F 26.3 (Zuletzt besuchtes Waldgebiet)

Wir möchten gerne erfahren, wo der von Ihnen **zuletzt** besuchte Wald in Ihrem Wohnumfeld liegt. Markieren Sie diesen Wald bitte auf der Landkarte, die wir Ihnen gleich zeigen. Um Ihnen den richtigen Ausschnitt zeigen zu können, möchten wir Sie zunächst um die Angabe Ihrer Postleitzahl sowie Ihren Wohnort bitten. Bei der Auswahl im Auswahlmenü sind nur Ortsname und Bundesland entscheidend.

- ☐ Die PLZ lautet: ...
- ☐ Der Ort / die Stadt heißt: ...

F 26.4 (Wald im Wohnumfeld)

Bitte suchen Sie nun den zuletzt in Ihrem Wohnumfeld besuchten Wald auf der Karte. Zoomen Sie soweit in die Karte bis Sie den Wald gut erkennen können. Klicken Sie bitte mit der Maus auf die Stelle, an der Sie den Wald **betreten** haben. Ist dies nicht möglich, markieren Sie den Teil des Waldes, in dem Sie unterwegs waren. Ist auch dies nicht möglich, markieren Sie bitte den gesamten Wald. Noch ein Hinweis: Sie können in der Karte zoomen durch Anklicken der +/- Felder links oben in der Ecke oder mit Ihrer Maus wenn diese z. B. ein Drehrad hat. [im Datensatz erfaßt: ♦Longitude, ♦Latitude, ♦Zoom]

F 26.5 (Hauptgrund)

Was war der Hauptgrund für den letzten Besuch im gerade markierten Wald? Bitte wählen Sie die zutreffende Antwort aus. Sie können bei dieser Frage nur eine Antwort auswählen. [☐ Hund ausführen; ☐ Spaziergehen; ☐ Wandern; ☐ Vögel und/oder Wild beobachten; ☐ Joggen; ☐ Reiten; ☐ Fahrradfahren; ☐ Mountainbike Tour; ☐ Pilze und/oder Beeren sammeln; ☐ Jagen; ☐ Brennholz machen; ☐ Sonstiges, bitte angeben: ...]

F 26.6 (Waldbesuch mit anderen Personen)

Waren Sie während **dieses Waldbesuches** allein oder mit anderen Personen zusammen? [☐ Ich war allein unterwegs; ☐ Mit anderen, und zwar insgesamt ... Personen (einschließlich meiner Person)]

F 26.7 Dauer des Besuchs

Wie lange hat **dieser Waldbesuch**, inklusive Hin- und Rückweg, insgesamt gedauert? Bitte geben Sie die Dauer in Stunden an, Sie können jeweils viertel, halbe und volle Stunden angeben. Ein Beispiel: Ein Waldbesuch, der etwa eine Viertelstunde gedauert hat, würde mit 0,25 Stunden

eingetragen, ein Waldbesuch, der etwa eineinhalb Stunden gedauert hat, würde mit 1,5 Stunden eingetragen. [☐ ... Stunden]

F 26.8 (Häufigkeit des Waldbesuchs)

An wie vielen Tagen haben Sie **diesen Teil des Waldes** insgesamt in den letzten zwölf Monaten besucht? [☐ an ... Tagen]

F 26.9 (Verkehrsmittel)

Wie haben Sie diesen Wald bei Ihrem letzten Besuch erreicht? Sie können mehrere Optionen auswählen, wenn Sie den Wald zum Beispiel über eine Kombination von Fahrrad und Bahn erreicht haben. [☐ zu Fuß; ☐ mit dem Fahrrad; ☐ mit öffentlichen Verkehrsmitteln, zum Beispiel Bahn oder Bus; ☐ mit dem Auto; ☐ sonstige Verkehrsmittel, bitte angeben: ...]

F 27(Wohnort)

Wir möchten Ihnen auf der nächsten Seite eine Karte der Umgebung Ihres Wohnortes zeigen. Bitte geben Sie den Namen Ihres Wohnortes ein. (Abhängig von bisherigen Antworten können Sie schon einmal eine ähnliche Frage bekommen haben. Wir stellen diese Frage an dieser Stelle allen Teilnehmern gleich). Bei der Auswahl im Auswahlmenü sind nur Ortsname und Bundesland entscheidend.

- Der Ort/die Stadt heißt: ... *[im Datensatz erfasst: $\diamond$ Longitude, $\diamond$ Latitude]*

F 28 (Entfernung zum Waldgebiet)

Für unsere Auswertung möchten wir gerne herausfinden, wie viel Wald es in Ihrer Umgebung gibt. Bitte geben Sie auf der Karte daher in etwa an wo Sie wohnen. Klicken Sie mit der Maus auf der Karte aber bitte NICHT auf Ihre genaue Adresse, sondern auf eine der drei nächstgelegenen Straßenkreuzungen. Noch ein Hinweis: Sie können in der Karte zoomen durch Anklicken der +/- Felder links oben in der Ecke oder mit Ihrer Maus wenn diese z. B. ein Drehrad hat. *[im Datensatz erfasst: $\diamond$ Longitude, $\diamond$ Latitude, $\diamond$ Zoom]*

F 29 (Mitglied in Umweltschutzorganisation)

Sind Sie Mitglied in einer Natur- oder Umweltschutzorganisation? [☐ Ja; ☐ Nein]

F 30 (Wohnort-Wohndauer)

Seit wie vielen Jahren wohnen Sie an Ihrem derzeitigen Wohnort? [☐ Seit ... Jahr(en); ☐ Seit weniger als einem Jahr; ☐ Weiß nicht]

F 31 (Wohnortgröße)

Wie viele Einwohner hat der Ort oder die Stadt, in dem / in der Sie leben? [☐ Weniger als 500 Einwohner; ☐ 501 bis 5000 Einwohner; ☐ 5001 bis 20000 Einwohner; ☐ 20001 bis 100000 Einwohner; ☐ 100001 Einwohner bis 500000 Einwohner; ☐ Mehr als 500000 Einwohner]

F 32 (Erwerbssituation)

Wenn Sie an Ihre derzeitige Situation denken: Was trifft auf Sie zu? Bitte wählen Sie die entsprechende Kategorie. Mehrere Nennungen sind möglich. [☐ Vollzeit erwerbstätig (mind. 35 Std. pro Woche); ☐ Teilzeit erwerbstätig (15 bis 34 Std. pro Woche); ☐ Stundenweise erwerbstätig (weniger als 15 Std. pro Woche); ☐ Schüler, Student; ☐ In beruflicher Ausbildung/Lehre; ☐ Zur Zeit arbeitslos; ☐ Rentner/in, Pensionär/in; ☐ Hausfrau, Hausmann; ☐ Sonstiges (bitte angeben:) ...]

F 33 (Personen im Haushalt)

Wie viele Personen leben derzeit in Ihrem Haushalt, Sie selbst eingeschlossen? Ein Haushalt umfasst Erwachsene und Kinder, die im selben Haus / in derselben Wohnung leben und ein gemeinsames Budget haben. [...Personen]

F 34.1 (Personen unter 18 Jahren – nur wenn mehr als eine Person im Haushalt)

Wie viele Personen in Ihrem Haushalt sind unter 18 Jahre alt?

- Anzahl der Personen unter 18 Jahre: ...

F 35 (Familienstand)

Welchen Familienstand haben Sie? Sie sind ... [☐ Verheiratet und leben mit Ihrem Ehepartner zusammen; ☐ Nicht verheiratet und leben mit Ihrem Lebenspartner zusammen; ☐ Verheiratet und leben getrennt; ☐ Verwitwet; ☐ Geschieden; ☐ Ledig; ☐ Sonstiges (bitte angeben:) ...]

F 36 (Gesundheitszustand)

Jetzt kommen noch ein paar allgemeine Fragen zu Ihrer Lebenssituation. Wie würden Sie Ihren Gesundheitszustand im Allgemeinen beschreiben? [☐ sehr gut; ☐ gut; ☐ zufriedenstellend; ☐ weniger gut; ☐ schlecht; ☐ Keine Angabe]

F 37 (Nettoeinkommen)

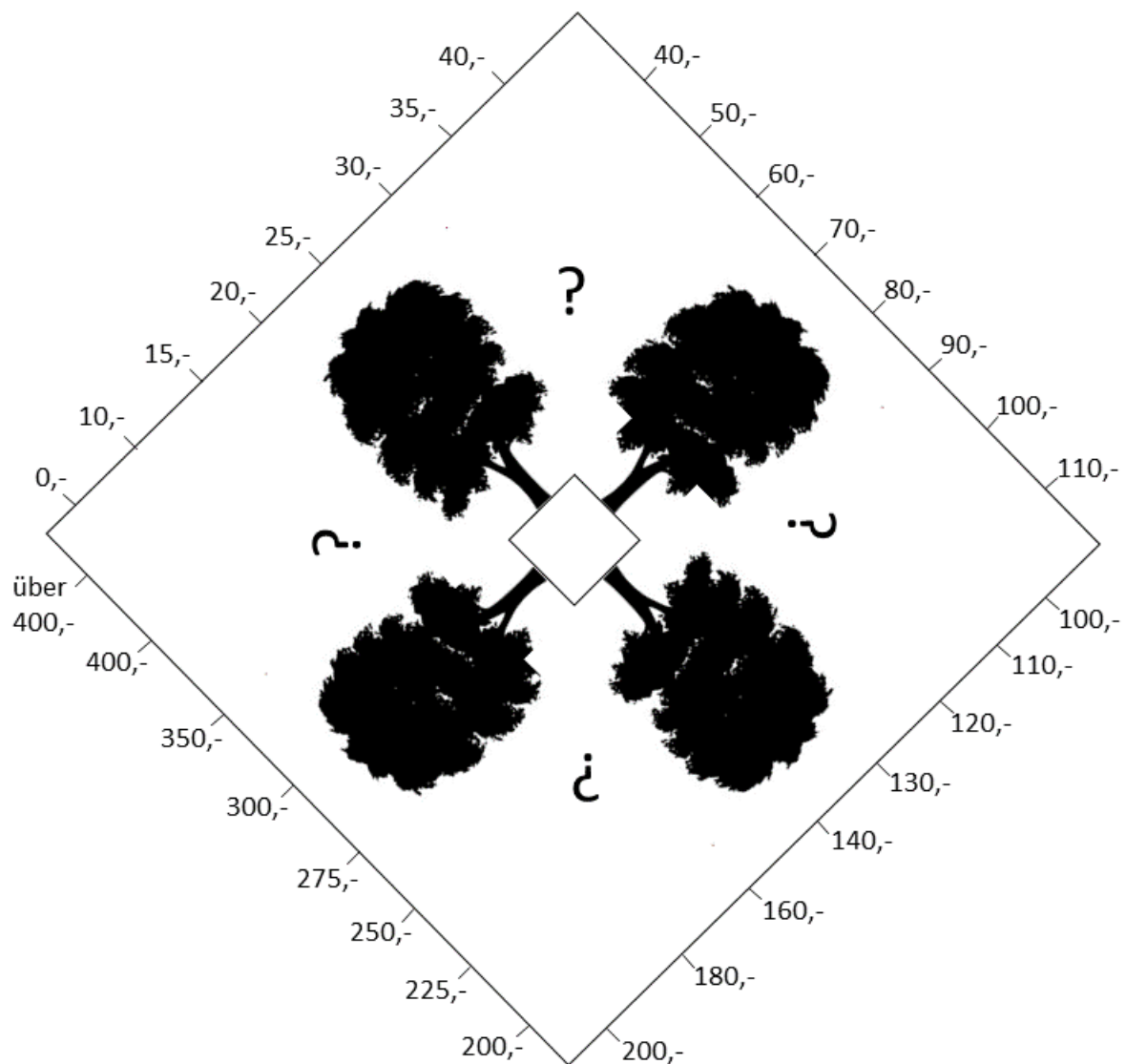
Für unsere Statistik wäre noch wichtig zu wissen, wie hoch das monatliche Nettoeinkommen **Ihres Haushalts** ungefähr ist, also die Bezüge aller Haushaltsmitglieder zusammengerechnet. Wir meinen damit das Einkommen nach Abzug von Steuern und Sozialversicherung. Bitte beziehen Sie alle Einkommensquellen ein, einschließlich Sozialleistungen, Stipendien, Rente/Pension usw. [☐ unter/gleich 900 Euro; ☐ 901 bis unter 1.300 Euro; ☐ 1.300 bis unter 1.500 Euro; ☐ 1.500 bis unter 2.000 Euro; ☐ 2.000 bis unter 2.600 Euro; ☐ 2.600 bis unter 3.600 Euro; ☐ 3.601 bis unter 5.000 Euro; ☐ Über 5.000 Euro; ☐ Keine Angabe]

F 38 (Anmerkungen)

Dies war unsere letzte Frage. Haben Sie noch Anmerkungen zu unserer Umfrage oder Anregungen, die Sie uns mit auf den Weg geben wollen? [• ...]

Das war's schon. Vielen Dank, dass Sie sich für diese Umfrage Zeit genommen haben!

Abbildung 22: Für die Internet-Befragung (CVM) verwendete Bezahlungskarte

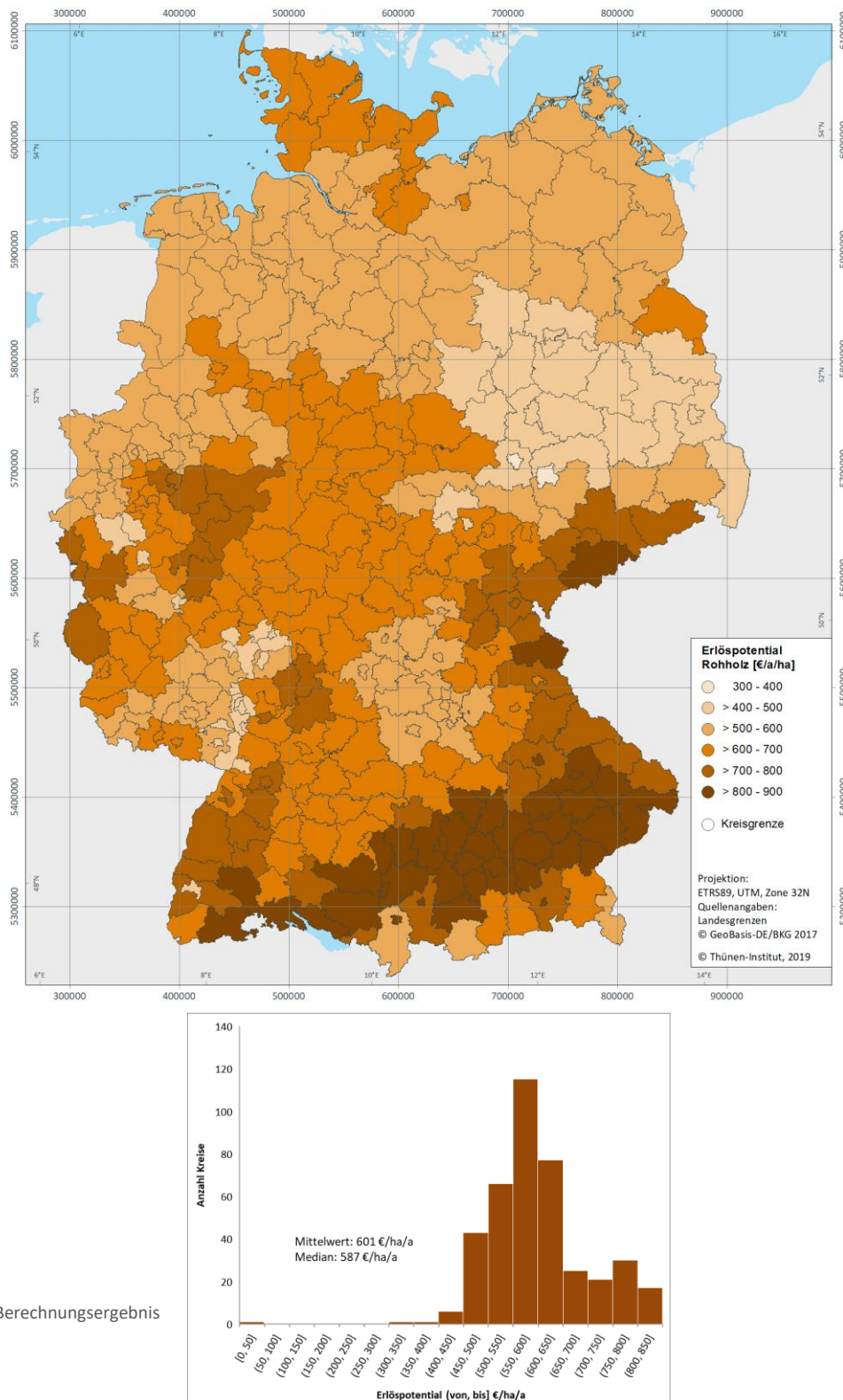


Quelle: Elsasser (1996), verändert

Anhang B: Ergänzende Karten: Leistungen pro Hektar

Rohholzproduktion

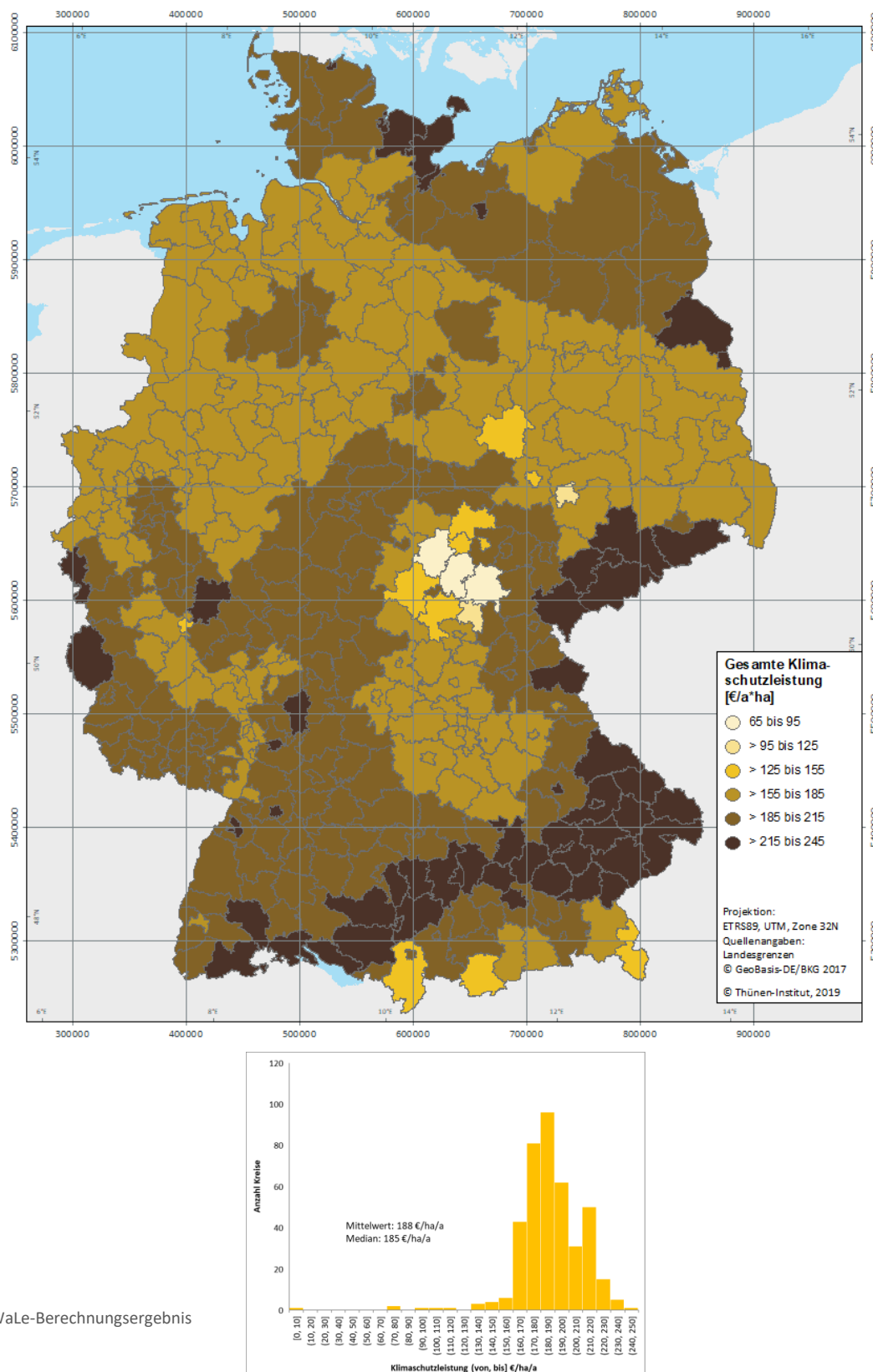
Abbildung 23: Brutto-Rohholzerlöspotential auf Basis von Preisdaten des Jahres 2016, pro Hektar Waldfläche [€/ha*a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

Klimaschutzleistung

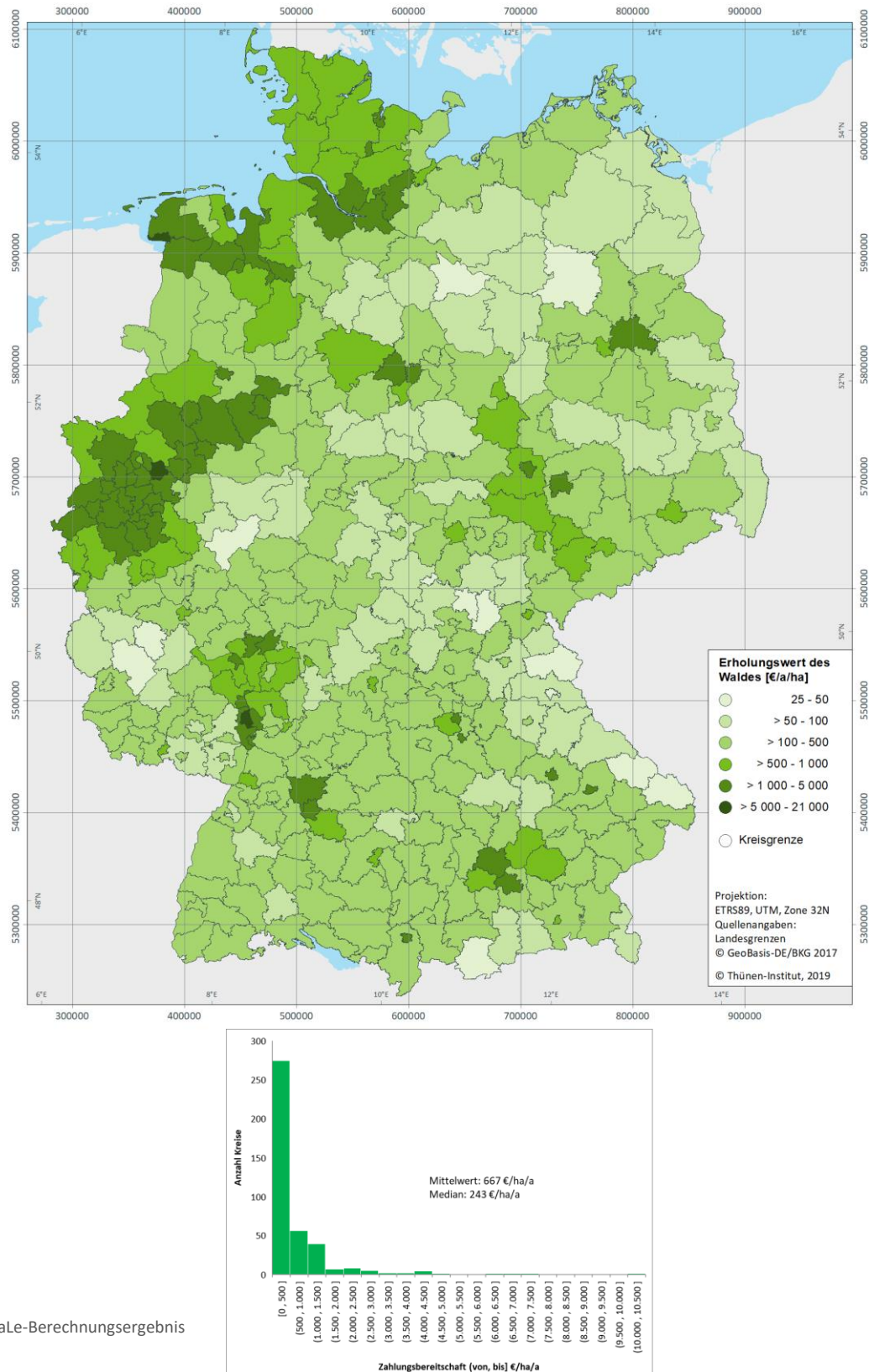
Abbildung 24: Klimaschutzleistung der Wälder (SzK_{SO} , mittlere Bewertungsvariante), pro Hektar Waldfläche [€/ha*a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

Erholungsleistung

Abbildung 25: Verteilung der Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche über die Wälder, pro Hektar Waldfläche [€/ha/a] (Karte und Häufigkeitsverteilung)



Quelle: ReWaLe-Berechnungsergebnis

Anhang C: Hintergrundinformationen zu CO₂-Bewertungsansätzen

Bewertung über Schadenskosten

Schätzungen der Schadenskosten durch CO₂ beruhen in der Regel auf „Integrierten Bewertungsmodellen“ (Integrated Assessment Models, IAM). Ein IAM stellt multiple funktionelle Beziehungen zwischen naturalen und ökonomischen Prozessen dar und sagt damit zukünftige Klimaszenarien und ihren Einfluss auf ökonomische Kennzahlen voraus (typischerweise ist das Bruttoinlandsprodukt [BIP] ein zentraler Indikator). Auf globaler Ebene gibt es etwa 20 solcher Integrierter Bewertungsmodelle. Diese sind entweder auf detaillierte Analysen von Prozessen gerichtet oder, auf höherer Aggregationsebene, auf die Analyse von Kosten und Nutzen des Klimawandels (Weyant 2017). Aus der letztgenannten Gruppe werden insbesondere drei Modelle zur Schätzung von CO₂-Schadenskosten verwendet: DICE (Dynamic Integrated Climate-Economy model) (Nordhaus 2017), PAGE (Policy Analysis of the Greenhouse Effect)¹⁷⁵ (Hope 2011) und FUND (Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution) (Anthoff & Tol 2014). Strukturell unterscheiden sich diese Modelle in mehrfacher Hinsicht:

- in Bezug auf ihre Grundstruktur und Komplexität (beispielsweise konzentriert sich DICE lediglich auf das globale Bruttoinlandsprodukt und unterscheidet nur einen Markt- von einem Nichtmarktsektor, während FUND zwischen 16 Weltregionen und 14 Sektoren differenziert),
- in Bezug auf die Berücksichtigung von Unsicherheit und katastrophalen Risiken (z. B. ob die Modelle mögliche Kipppunkte und Extremereignisse einschließen, wie etwa ein Abschmelzen des Grönlandeises),
- in Bezug auf die berücksichtigten Klimavariablen (ob beispielsweise Sturmrisiken eingeschlossen sind oder nicht),
- in Bezug auf die Funktionsform der Schadensfunktion, auf die in dieser Schadensfunktion berücksichtigten Elemente, sowie deren mögliche Interaktionen (z. B. ob Kosten durch erhöhte Infektionsraten und Mortalität der Menschen berücksichtigt werden oder nicht),¹⁷⁶

und weiteren Details (für einen detaillierteren Vergleich s. Diaz & Moore (2017)).

Konzeptionell basieren sämtliche dieser Modelle auf sehr langen Entwicklungsprojektionen der jeweiligen Volkswirtschaften, der entsprechenden Emissionen und der dadurch bewirkten Schäden: DICE und PAGE simulieren beide bis hin zum Jahr 2200, FUND sogar bis 2300/3000. Solche sehr langfristigen Projektionen erfordern unausweichlich eine Fülle von Annahmen: Da sie

¹⁷⁵ Beispielsweise wurde im “Stern Report” (Stern 2007) PAGE als Modellierungsbasis herangezogen. Alle drei Modelle wurden z. B. in den USA durch eine interministerielle Arbeitsgruppe verwendet, um offizielle Schadenskosten-schätzungen für behördliche Analysen bereitzustellen (IWG 2016; Metcalf & Stock 2017).

¹⁷⁶ Nach WEYANT können Kosten-Nutzen- IAMs “in Bezug auf ökonomische Kosten und Nutzen so hoch aggregiert sein, dass noch nicht einmal nachvollziehbar ist, welche Wirkungen und welche Wechselwirkungen zwischen diesen Wirkungen sie einschließen” (Weyant 2017:124; Ü. d. A.).

zukünftige CO₂-Schadenskosten prognostizieren müssen, erfordern sie Annahmen über die Entwicklung der Produktivität, über die Rolle neuer Technologien und deren Weiterverbreitung, über Preisentwicklungen auf Energie- und anderen Märkten, und schließlich darüber, wie Marktpreise der Zukunft diskontiert werden können, um den Gegenwartswert der entsprechenden Kosten und Nutzen zu bestimmen. Im Endergebnis weichen Schadenskostenschätzungen auf Basis derartiger Projektionen erheblich voneinander ab. Nach einem aktuellen Übersichtsartikel legen die meisten veröffentlichten Schätzungen globale Schadenskosten zwischen 20 US\$/tC und 400 US\$/tC nahe (Tol 2018b),¹⁷⁷ abhängig von den jeweils präferierten Diskontraten und unterstellter Risikoneigung.¹⁷⁸ Angesichts der unterschiedlichen Grundstrukturen der Modelle und der mannigfaltigen Unsicherheiten in Bezug auf die Eingangsdaten können Bewertungsergebnisse sogar um ein oder zwei Größenordnungen voneinander abweichen (Rose *et al.* (2014), zit. n. Weyant (2017:122)).

Sämtliche Modelle stimmen jedoch darin überein, dass die Schäden über die Zeit und mit zunehmender Akkumulation von Treibhausgasen in der Atmosphäre ansteigen. Die bedrohlichsten Schäden sind somit in einer fernerer Zukunft zu erwarten. Schadensschätzungen sind daher über die Zeit nicht konstant; Schadenskosten werden voraussichtlich progressiv zunehmen, mit einer Steigerungsrate von schätzungsweise etwa 2 % pro Jahr (Tol 2018b). Während diese Zunahme allein auf (zu erwartende) Tatsachen zurückgeht, ist eine weitere zeitliche Veränderung von Schadenskostenschätzungen auf die Entwicklung unseres Wissens über solche Tatsachen zurückzuführen: Neue Informationen über die physischen und ökonomischen Folgen der Erderwärmung werden schrittweise verfügbar und werden schließlich auch in ein IAM integriert. Daher stimmen heute geschätzte Schadenskosten für ein bestimmtes Jahr höchstwahrscheinlich nicht mit den im Jahr 2025 geschätzten Kosten überein, selbst wenn beide Schätzungen dasselbe IAM nutzen.

Übereinstimmung besteht ebenfalls darin, dass die Schäden sich ungleichmäßig über die Welt verteilen. Dies hat mehrere Ursachen: Der weltweite Wohlstand ist nicht gleichmäßig über die Weltregionen und die einzelnen Länder verteilt; zudem ist auch die Anfälligkeit der Länder gegenüber Naturkatastrophen unterschiedlich (so sind z. B. flache Inseln stärker vom Meeresspiegelanstieg bedroht als Bergregionen). Deshalb erfordert eine Schadenskostenschätzung, welche mehrere Länder oder sogar die gesamte Welt umfasst, Aggregationsregeln, um Schäden aufsummieren zu können, die unterschiedliche Güter in unterschiedlichen und möglicherweise nicht vergleichbaren Gesellschaften betreffen. Solch eine Aggregation ist nicht wertneutral; zwangsläufig enthält sie implizite Werturteile.

¹⁷⁷ Dies entspricht grob einer Spanne zwischen ~5 US\$/t CO₂ und mehr als 100 US\$/t CO₂ (der exakte Umrechnungsfaktor ist $[12.0107 + 2 \cdot 15.9994] / 12.0107 \approx 3.664$, entsprechend der jeweiligen Molmassen von Kohlenstoff und Sauerstoff).

¹⁷⁸ Weitere Metaanalysen zu Schadenskostenschätzungen finden sich etwa bei (Tol 2005; Havranek *et al.* 2015; Howard & Sterner 2017). Für einen graphischen Vergleich der Ergebnisse auf unterschiedlichen Niveaus der Temperaturänderung siehe Diaz & Moore (2017, fig.2).

Die beschriebenen Eigenschaften Integrierter Bewertungsmodelle wirken sich auch auf die Eignung von Schadenskostenschätzungen zur Bewertung der Kohlenstoff-Sequestrierung aus.

- Eine günstige Eigenschaft einer zu einer einzigen Zahl aggregierten Schadenskostenschätzung (d. i. der zu heutigen Geldwerten ausgedrückte weltweite Verlust an Bruttoinlandsprodukt) ist, dass sie ein wesentliches Merkmal der Klimaschutzleistung widerspiegelt: Diese ist ein globales öffentliches Gut. Dies bedeutet jedoch nicht, dass auch der *Wert* dieses öffentlichen Gutes weltweit einheitlich wäre. Zum einen verteilen sich die Schäden durch die Erderwärmung (und folglich der Nutzen ihrer Vermeidung) ungleich über die Welt. Zum zweiten ist auch die Kaufkraft ungleich über die Welt verteilt. Selbst wenn das Welt-Bruttoinlandsprodukt mit Hilfe von Aggregationsregeln berechnet wird, die diese Kaufkraftunterschiede berücksichtigen, werden „globale“ Schadenskostenschätzungen maßgeblich durch einige reiche Staaten dominiert – selbst dann tragen lediglich 3 % aller Staaten zu mehr als 50 % zum globalen Bruttoinlandsprodukt bei (World Bank 2015:154). Schäden in ärmeren Ländern tragen daher unterproportional zur Schadenskostenschätzung bei, und die Schätzung der „globalen“ Schadenskosten ist statistisch nicht repräsentativ für die Schäden in der überwiegenden Mehrheit der Länder dieser Welt. Dies konterkariert vorliegende Ergebnisse, nach denen negative Auswirkungen der Erderwärmung in ärmeren (wärmeren und tieferliegenden) Ländern überdurchschnittlich sein dürften (Tol 2018b).¹⁷⁹ Umgekehrt ist ein weltweiter Durchschnittswert auch für deutsche Verhältnisse nicht repräsentativ. Regionalisierte Schadenskostenschätzungen könnten dieses Problem umgehen.¹⁸⁰ Ein global einheitlicher Durchschnittswert der Schadenskosten erweist sich in mehrfacher Beziehung als problematisch, da er zu Fehlinterpretationen einlädt.
- Die verfügbaren Schätzungen werfen Reliabilitätsprobleme durch ihre Unschärfe auf. Um diese zu umgehen, stellen diverse nationale Institutionen offizielle Empfehlungen für den praktischen Gebrauch bereit (in den USA beispielsweise eine Interministerielle Arbeitsgruppe (IWG 2016)¹⁸¹, im Vereinigten Königreich das Department of Energy and Climate Change (DECC

¹⁷⁹ Damit verwandt ist ein weiteres Problem, nämlich dass bei einer Anwendung einer weltweit einheitlichen Schadensschätzung für ein armes Land auf nationaler Ebene Vergleiche zu anderen Wohlfahrtsindikatoren stark verzerrt würden. Beispielsweise überstiege eine Schadenskostenschätzung von 42 US\$/t CO₂ (wie sie von der oben erwähnten interministeriellen Arbeitsgruppe in den USA als zentraler Schätzwert für das Jahr 2020 empfohlen wurde (IWG 2016)) das Monats-Durchschnittseinkommen in den neun ärmsten Ländern der Welt, für eine einzige zusätzlich sequestrierte Tonne CO₂.

¹⁸⁰ Beispielsweise bieten Ricke *et al.* (2018) nach Ländern differenzierte Schätzungen. Danach sind die für Deutschland geschätzten Schäden und deren Kosten jeweils nahe (oder sogar unter) Null, und damit weit unter dem globalen Durchschnitt.

¹⁸¹ Die Empfehlungen dieser Arbeitsgruppe wurden mit Hilfe jeweils aktueller Versionen der drei Modelle DICE, PAGE und FUND berechnet. Ihr Bericht weist für die Jahre 2010-2050 in 5-Jahres-Schritten durchschnittliche Schadenskostenschätzungen für Zinssätze von 2,5 %, 3 % und 5 % aus sowie zusätzlich eine „High Impact“-Schätzung, in der statt des Durchschnittswertes mehrerer Simulationen deren 95stes Perzentil angegeben ist, wiederum unter 3 % Verzinsung (IWG 2016, Tab.ES-1). Vgl. dazu auch Revesz *et al.* (2017).

2009),¹⁸² und in Deutschland das Umweltbundesamt (UBA 2018)¹⁸³). Selbst diese Empfehlungen unterscheiden sich um eine Größenordnung und mehr.¹⁸⁴ Unweigerlich gehen sie nicht allein auf empirische Tatsachen zurück; vielmehr spiegelt die Auswahl von Ergebnissen für solche Empfehlungen auch die persönlichen Überzeugungen der beteiligten Experten wider. Mit anderen Worten zeigen die Zahlen nicht allein auf, wieviel die Kohlenstoffsequestrierung einer Gesellschaft wert ist, sondern vielmehr, wieviel sie nach Ansicht bestimmter Experten wert sein *sollte*. Zudem stimmen diesbezügliche Expertenurteile unterschiedlicher Institutionen (und Länder) nicht unbedingt überein, was eine entsprechende Vergleichbarkeit weiter einschränkt.

- Das vermutlich schwerstwiegende Argument gegen Schadenskosten ist die unübersehbare Anzahl von Annahmen hinter jedem solchen Schätzwert, und der massive Einfluss dieser Annahmen. Dies gilt besonders für die Wahl der Diskontrate. Aufgrund der sehr langen Zeiträume, die bei der Bewertung von Schäden durch Kohlenstoff berücksichtigt werden müssen, ist jede Schadenskostenschätzung eine Funktion der bei der Schätzung verwendeten Diskontrate. Da es empirisch nicht viel Orientierung darüber gibt, wie zukünftige Ereignisse diskontiert werden sollten, werden Schadenskostenschätzungen z. B. von Pindyck (2017) als weitgehend willkürlich betrachtet (vgl. dazu auch Tol 2018b, S.17/18). Schlimmer noch – sie sind empfänglich für politische Manipulation, bedenkt man die vielen internationalen und intertemporalen Verteilungsbelange, die bei der Aggregation von Schäden über unterschiedliche Regionen und Zeiten zu einer einzigen Zahl implizit eine Rolle spielen.

Bewertung über Vermeidungskosten

(Emissions-)Vermeidungskosten können als diejenigen Kosten definiert werden, die eine Volkswirtschaft zur Vermeidung einer spezifischen Emissionsmenge bzw. zu ihrer Sequestrierung auf biologischem oder technischem Weg in Kauf nimmt. Vermeidungskostenfunktionen können „von oben nach unten“ (top-down) bestimmt werden (d. h. indem die Verminderung der ökonomischen Zielgröße mit zunehmender Emissionsreduktion modelliert wird, wiederum mit Hilfe Integrierter Bewertungsmodelle); ein alternativer Weg führt „von unten nach oben“ (bottom-up) (indem die Vermeidungspotentiale in unterschiedlichen Bereichen der Volkswirtschaft quantifiziert werden, deren Kosten ermittelt und das Ergebnis anschließend nach Höhe der Kosten

¹⁸² Das DECC hat sich „aufgrund der erheblichen Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Schätzung von Kohlenstoff-Schadenskosten“ (DECC 2009) völlig davon verabschiedet, Empfehlungen über Schadenskosten zu Bewertungszwecken herauszugeben. Stattdessen sieht deren revidierte Empfehlung vor, für dem ETS unterworfenen Sektoren (prognostizierte) Marktpreise und ansonsten marginale Vermeidungskosten zu verwenden.

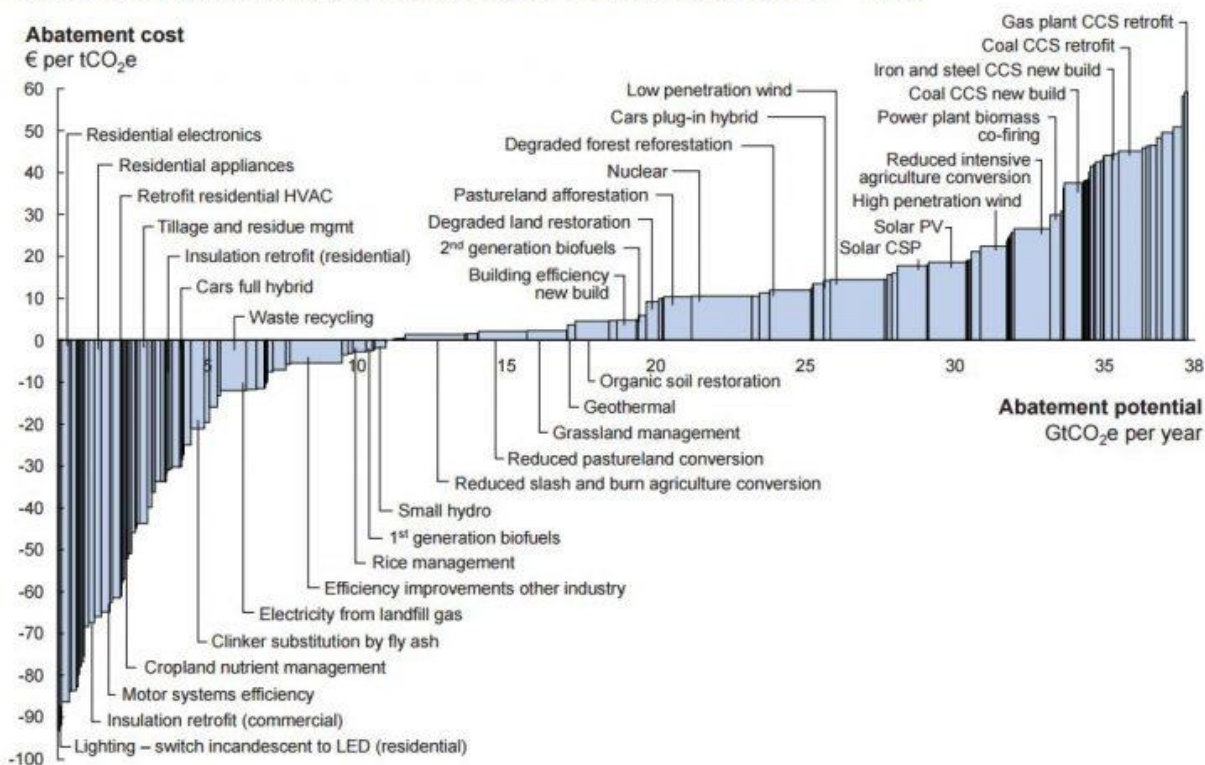
¹⁸³ Die Empfehlungen des UBA gehen auf Berechnungen mittels FUND durch Anthoff (2007) zurück. Für die Jahre 2016, 2030 und 2050 werden Schadenskostenschätzungen für Zinssätze von 1 % und 0 % mitgeteilt, die jeweils auf „equity weighting“ beruhen (UBA 2018, Tab.1); sie scheinen aus Anthoff (2007, S.26, zweite Tabelle) umgerechnet zu sein. Die Originalquelle weist zusätzlich u. a. Ergebnisse für 3 % Zinsen sowie ohne equity weighting aus, für die Jahre 2005-2095 in 10-Jahres-Schritten.

¹⁸⁴ Beispielsweise weicht der von IWG (2016) empfohlene Schätzwert (42 US\$/t CO₂ für 2020, bei einer Diskontrate von 3 %) erheblich von dem vom UBA (2018) empfohlenen Wert ab (180 €/t CO₂ für 2016 bei einer Diskontrate von 1 %, mit einer zusätzlichen Sensitivitätsanalyse für einen Schätzwert von 640 €/t CO₂ bei 0 %; letzterer wird mit explizitem Bezug auf intergenerationale Gerechtigkeitserwägungen empfohlen).

gereiht wird; Cline (2011)). Etliche Vermeidungskostenkurven sind für die globale Ebene aufgestellt worden (z.B. McKinsey & Company 2009, 2010), aber auch für einzelne Länder (z. B. 15 Länderstudien von McKinsey, 2007 – 2010¹⁸⁵ und 25 Studien zu größeren Volkswirtschaften in Cline (2011)). Weiterhin gibt es solche Kurven für bestimmte Sektoren (z. B. Valatin (2012) für den Forstsektor im Vereinigten Königreich, Vermont & De Cara (2010) sowie De Cara & Jayet (2011) für den Agrarsektor). Abbildung 26 zeigt die globale Vermeidungskostenkurve von McKinsey & Company (2009) als Beispiel.

Abbildung 26: Globale THG-Vermeidungskostenkurve nach McKinsey & Company (2009)

Global GHG abatement cost curve beyond business-as-usual – 2030



Quelle: Global GHG Abatement Cost Curve v2.0

Wie in anderen Fällen, wo Leistungen anhand ihrer Bereitstellungskosten bewertet werden (also aus Anbietersicht), sind solche Kostenkurven nur insoweit sinnvoll, als hinter den jeweiligen Alternativen das Sparsamkeitsgebot beachtet wird (in Bezug auf die Reihung der Kosten ist dies bei der Nutzung einer Vermeidungskostenkurve per Definition der Fall), und wenn die jeweilige Alternative in der Realität tatsächlich realisiert werden würde (was sehr schwierig nachzuweisen sein kann). Generell wurden Vermeidungskostenkurven dafür kritisiert, dass zugrundeliegende

¹⁸⁵ Siehe <https://www.mckinsey.com/business-functions/sustainability-and-resource-productivity/our-insights/greenhouse-gas-abatement-cost-curves>

Methodik und Annahmen nicht transparent gemacht wurden, dass Unsicherheit und intertemporale Dynamik nur sehr begrenzt berücksichtigt wurden, dass einzelne Größen doppelt gezählt sowie dass Interaktionen nicht hinreichend abgebildet werden (s. z.B. Kesicki & Ekins 2012).

Die hier abgebildete Kurve zeigt, dass die Netto-Vermeidungskosten etlicher Vermeidungsoptionen auch negativ sein können, d. h. ihre Nutzen scheinen die entsprechenden Kosten zu übersteigen (beispielsweise die Umstellung auf LED-Lichtquellen in Wohnungen, wie in Abbildung 26 gezeigt). Das Auftreten negativer Kosten erscheint sonderbar und bedarf der Erklärung, da sie ökonomische Chancen zu reflektieren scheinen, welche rationale Akteure ohnehin längst ergriffen hätten ("no regret"-Optionen). Tatsächlich werden derartige negativen Kosten durch Barrieren verursacht, welche die Realisierung solcher "no regret"-Optionen verhindern (wie z. B. fehlende Information über Einsparmöglichkeiten, fehlender Marktzugang, fehlende Liquidität etc.), aber bei der Konstruktion der Kurve nicht berücksichtigt wurden. Da solche Barrieren auf die Existenz unbeobachteter Transaktionskosten hinweisen, kann vermutet werden, dass die präsentierte Kurve die tatsächlichen Vermeidungskosten in der Summe unterschätzt, zumindest in ihrem linken Bereich. Kohlenstoffwerte auf Basis einer solchen Kurve wären also nach unten hin verzerrt; im linken (negativen) Bereich der Kurve wären sie zudem kaum logisch konsistent zu interpretieren.

Für die praktische Anwendung des Vermeidungskostenansatzes wären darüber hinaus weitere Punkte zu beachten:

- Die in den entsprechenden Kurven enthaltenen Kosten sind oft annualisiert. Der dort verwendete Diskontsatz kann deutlich unterhalb üblicher Zinsforderungen von Investoren liegen. Jedenfalls sollten im Rahmen jeder Untersuchung im Interesse der Konsistenz einheitliche Zinssätze verwendet werden.
- Auch Vermeidungskosten sind zeitabhängig, d. h. sie gelten strenggenommen nur für einen bestimmten Zeitpunkt. Wenn Emissions-Reduktionsziele eine zeitliche Staffelung vorsehen, muss ein Pfad zum Erreichen der jeweiligen Reduktionsziele vorgegeben werden, dem zeitabhängige Vermeidungskosten zugeordnet werden.
- Überdies muss der Einfluss marktlicher Austauschbeziehungen auf Vermeidungskosten berücksichtigt werden: Wo Märkte vorhanden sind, können Vermeidungskosten zwischen unterschiedlichen ökonomischen Akteuren ausgeglichen werden (was im Durchschnitt kostendämpfend wirkt), ohne solch einen Marktaustausch nicht. Dies wirft wiederum Vergleichbarkeitsfragen auf.
- In jedem Fall muss die Menge spezifiziert werden, für die die jeweiligen Vermeidungskosten gelten sollen. Dies kann selbst in solchen Ländern zu Uneindeutigkeiten führen, die verbindlichen Reduktionszielen im Rahmen der Klimarahmenkonvention unterworfen sind – dann nämlich, wenn sich die vereinbarten Reduktionsziele von „internen“ (auf nationaler Ebene politisch gesetzten) Reduktionszielen unterscheiden. Beispielsweise beträgt Deutschlands formales Reduktionsziel für 2020 (im Vergleich zu 1990) nach der zweiten Kyoto-

Verpflichtungsperiode in Kombination mit den Lastenteilungsregeln der EU minus 20 %; intern hat sich die Bundesregierung jedoch zu einer Reduktion auf minus 40 % verpflichtet (Wissenschaftliche Dienste 2018).

Bewertung über Marktpreise

Emissionsrechte für Treibhausgase werden auf verschiedenartigen Märkten gehandelt (üblicherweise in der Einheit [t CO₂e]): unter verpflichtenden „cap-and-trade“-Systemen („Verpflichtungsmärkten“); in freiwilligen Märkten; und als Sonderfall unter den „flexiblen Mechanismen“, die durch das Kyoto-Protokoll eingeführt worden sind (zwischenstaatlicher Emissionshandel, CDM [Clean Development Mechanism] und JI [Joint Implementation] (UNFCCC 1997)). Im Grundsatz werden auf diesen Märkten Emissionsrechte in eine knappe Ressource umgewandelt, indem die zulässige Emissionsmenge limitiert wird. Darüber hinaus bieten die Märkte Regeln, nach denen der Kreis der Marktteilnehmer definiert wird und Festlegungen über die Messung und Registrierung der Emissionen getroffen werden (einschließlich Regeln über die Art der betroffenen Treibhausgase und der Quellen und Senken, die berücksichtigt werden müssen). Da diese Regeln sich je nach Markt unterscheiden, sind die jeweiligen Zertifikate zwischen den einzelnen Märkten nicht ohne weiteres handelbar, und die Preise können sich erheblich unterscheiden.

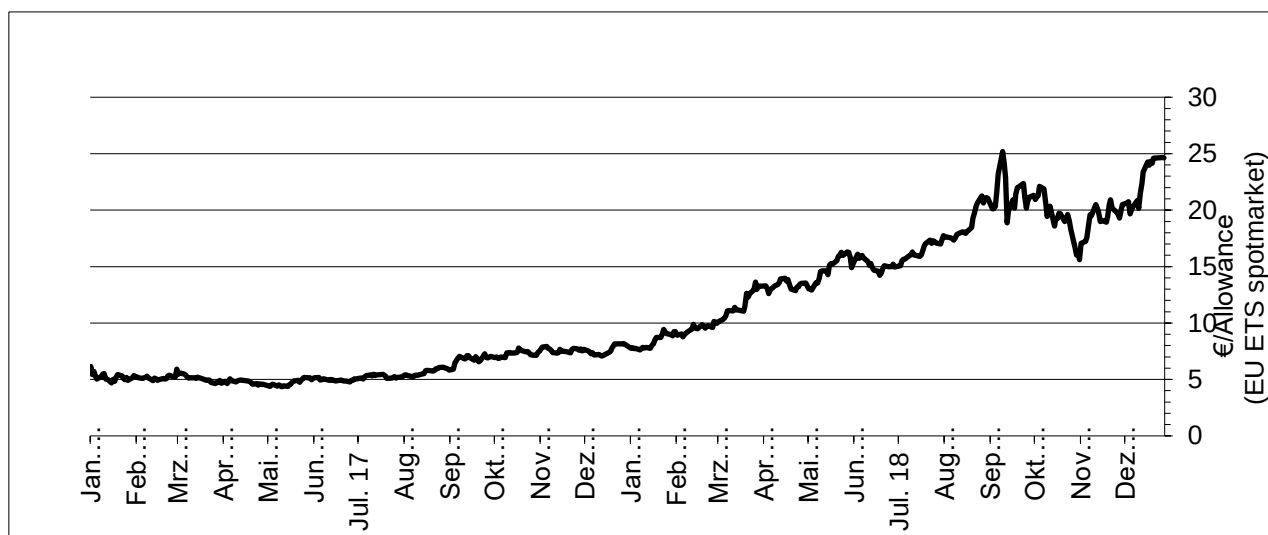
Bei weitem die größte Menge an Zertifikaten wird auf Verpflichtungsmärkten gehandelt. Es sollte beachtet werden, dass Preise auf solchen Verpflichtungsmärkten eine andere Art von „Kohlenstoffwert“ widerspiegeln als Schadenskosten: Schadenskosten zeigen direkt auf, welchen Beitrag Wälder und andere Ökosysteme zum menschlichen Wohlergehen leisten; demgegenüber zeigen Preise auf, was Ökosysteme zu einem politisch gesetzten Ziel beitragen (welches dem menschlichen Wohlergehen dienen soll). Mithin spiegeln Preise auch institutionelle Eigenheiten der jeweiligen Märkte wider, über den bloßen Wert der Ökosystemleistung hinaus. Zuallererst zeigen Preise die Knappheit der Emissionsrechte aufgrund der Kappung (das „cap“) auf. Zwar würde eine „ideale“ (effiziente) Politik die Kappungsgrenze genau in derjenigen optimalen Menge finden, in der die marginalen Vermeidungskosten (und folglich die Preise) den marginalen Schadenskosten gleichen (s. o.); die tatsächliche Politik kann jedoch aus verschiedenen Gründen vom ökonomischen Optimum abweichende Kappungsgrenzen festlegen. Ist dies der Fall, dann sind Preise nach unten verzerrt, wenn die Kappungsgrenze zu hoch liegt (bzw. nach oben verzerrt, wenn sie zu tief liegt). Ist die entsprechende Politikentscheidung demokratisch legitimiert, dann kann argumentiert werden, dass sich in der Höhe der Kappungsgrenze auch die Nachfrage der entsprechenden Gesellschaft nach Klimaschutz niederschlägt – wenn auch nur sehr indirekt.

Derzeit bestehen weltweit etwa 20 verschiedene Emissionshandelssysteme für Treibhausgase, die zusammen knapp 15 % der globalen Emissionen abdecken (ICAP 2018): ein supranationales (das

EU-ETS)¹⁸⁶, etliche nationale (in Südkorea, Australien, Neuseeland, Kasachstan, der Schweiz, und neuerdings China), und mehrere subnationale (in Teilen der USA, Kanadas und Japans). Ähnliche Systems sind in weiteren Ländern in der Entwicklung (Zechter *et al.* 2017; World Bank & Ecofys 2018). Eine Fortsetzung dieses Trends ist zu erwarten, da durch Artikel 6 des “Paris Agreements” die Basis für eine zukünftig verstärkte Nutzung von Preisanreizmechanismen gelegt ist (UNFCCC 2015). Tatsächlich haben 88 der UNFCCC-Vertragsparteien bereits ihre Absicht signalisiert, Preis-/Kostenanreize (über Märkte oder über Steuern) als Mittel zur Umsetzung ihrer Emissionsziele nutzen zu wollen (World Bank & Ecofys 2018:18).

Die Preise in den verschiedenen ETS- Märkten der Welt unterscheiden sich erheblich und sind sehr volatil. Generell erscheint das Preisniveau im Vergleich zu den oben gezeigten globalen Schadenskosten deutlich niedriger. Beispielsweise reichten die Durchschnittspreise in den verschiedenen ETS-Märkten im Jahr 2017 von etwa 1 US\$/t CO₂e auf Chinesischen Pilotmärkten bis zu etwa 18 US\$/t CO₂e auf dem Koreanischen ETS. Preise im neuseeländischen und im schweizerischen ETS lagen mit etwa 13 bzw. 7 US\$/t CO₂e zwischen diesen Grenzen (Zechter *et al.* 2017). In der ersten Hälfte 2018 waren auf diesen Märkten moderate Preisanstiege von etwa 1 – 3 US\$/t CO₂e zu beobachten (World Bank & Ecofys 2018). Zur selben Zeit stieg der Preis im EU-ETS von etwa 6 US\$/t CO₂e auf etwa 16 US\$/t CO₂e und fluktuierte später um 22 US\$/t CO₂e (20 €/t CO₂e) (zwischen September und Dezember 2018, vgl. Abbildung 27).

Abbildung 27: Preisentwicklung im EU-ETS zwischen Januar 2017 und Dezember 2018



Quelle: EEX¹⁸⁷, tägliche Emissionshandelsergebnisse (Sekundärmarkt)

¹⁸⁶ Das Europäische Emissionshandelssystem (EU-Emission Trading System, EU-ETS) umfasst alle 28 EU-Mitgliedsstaaten sowie zusätzlich Island, Liechtenstein und Norwegen.

¹⁸⁷ European Energy Exchange, <http://www.eex.com/en/market-data/environmental-markets/spot-market/european-emission-allowances>

Solche regionalen und zeitlichen Preisunterschiede liegen an unterschiedlichen ökonomischen und institutionellen Ausgangssituationen sowie deren Veränderungen über die Zeit. Marktpreise für Kohlenstoff werden indirekt von anderen Politiken beeinflusst, welche sich auf Emissionen auswirken (wie z. B. Vorschriften über Erneuerbare Energien und Energieeffizienz oder Steuerregeln), und direkt durch Maßnahmen zur Korrektur von Marktungleichgewichten (wie z. B. die Marktstabilitätsreserve, die für das EU-ETS ab 2019 vorgesehen ist; cf. Hepburn *et al.* (2016)).¹⁸⁸

Keines der derzeit existierenden Emissionshandelssysteme deckt sämtliche Treibhausgasemissionen der betroffenen Länder ab. So beschränkt sich das EU-ETS auf Kraftwerke mit einer Leistung über 20 MW und andere fest installierte Anlagen in einzelnen Sektoren, schließt jedoch beispielsweise den Transportsektor, private Haushalte sowie Land- und Forstwirtschaft aus. Insgesamt umfasst es etwa 40 % der Gesamtemissionen der beteiligten Länder (das sind etwa 2 Mrd. t CO₂e/a). Im Gegensatz dazu umfasst das chinesische ETS momentan nur Emissionen aus dem Energiesektor (die etwa 30 % der dortigen Gesamtemissionen bzw. 4.5 Mrd. t CO₂e/a ausmachen). Lediglich eines der derzeit bestehenden Emissionshandelssysteme schließt auch den Forstsektor ein, nämlich dasjenige in Neuseeland (dort werden Emissionen wie auch Sequestrierung angerechnet; cf. Hamrick & Gallant (2017a)). Da es eine politische Entscheidung ist, wie die Emissionsrechte zwischen dem „Handelssektor“ (als Sammelbegriff für alle dem ETS unterliegenden Sektoren) und dem „Nichthandelssektor“ aufgeteilt werden, unterliegen beide nicht unbedingt den gleichen Knappheiten – insbesondere dann nicht, wenn sich die Reduktionsziele von „Handels-“ und „Nichthandelssektor“ explizit unterscheiden, wie es im EU-ETS der Fall ist.¹⁸⁹

Zwei andere preisähnliche Instrumente seien kurz erwähnt, die jedoch von Verpflichtungsmärkten zu unterscheiden sind, nämlich Kohlenstoffsteuern einerseits und der freiwillige CO₂-Handel andererseits:

- Die Besteuerung von Kohlenstoff(-emissionen) ist ein ökonomisches Instrument, welches ebenfalls auf Preissignale setzt, um Emissionen zu reduzieren. Steuer- und Marktinstrumente werden daher manchmal unter dem Begriff „Kohlenstoffbepreisung“ („carbon pricing“) zusammengefasst; in manchen Ländern werden beide Instrumente auch kombiniert eingesetzt

¹⁸⁸ Davon zu unterscheiden ist der verbindliche Basispreis („price floor“), den die britische Regierung 2013 zur Stützung der Zertifikatspreise eingeführt hat: Solange die Preise im EU-ETS unter eine vorab bestimmte Schwelle fallen (den Basispreis), müssen Energieanbieter im Vereinigten Königreich eine Zusatzgebühr zahlen, die die Differenz zum ETS-Preis ausgleicht. Da diese Regelung nur national ist, wirkt sie sich höchstens indirekt auf das ETS-Preisniveau aus. Der britische Basispreis sollte ursprünglich jährlich bis zu einer Höhe von £ 30/t CO₂ im Jahr 2020 steigen, wurde aber seit 2016 auf £ 18/t CO₂ (~23 US\$/t CO₂) eingefroren, um Wettbewerbsnachteile für die britische Wirtschaft und die Energiekosten für Konsumenten zu begrenzen (Hirst & Keep 2018).

¹⁸⁹ Gemäß EU-Richtlinie 2018/842 muss der „Nichthandelssektor“ seine Emissionen bis 2030 gegenüber 2005 um 30 % reduzieren, der „Handelssektor“ jedoch um 43 % (EU 2018).

(Zechter *et al.* 2017).¹⁹⁰ Sie liefern aber unterschiedliche Informationen über den Wert von Kohlenstoff: Während Marktpreise die Reaktionen der Marktpartner auf eine (politisch gesetzte) Mengenbegrenzung zeigen, sind Steuern lediglich das Ergebnis einer politischen Setzung – die durch Reallokationsziele, gleichzeitig aber auch durch Finanzierungsziele oder beliebige andere politische Motive beeinflusst sein kann. Daher sind Kohlenstoffsteuern pro Einheit nur wenig geeignet, um über den empirischen Wert dieser Einheit zu informieren.¹⁹¹

- Der freiwillige CO₂-Handel bietet Bürgern und Organisationen die Möglichkeit, auch in Abwesenheit formaler Reduktionspflichten einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten und entsprechende Emissionszertifikate zu erwerben. Üblicherweise werden solche Zertifikate von Dritten nach bestimmten Standards verifiziert, die sich nach den für ein Zertifikat erforderlichen Voraussetzungen, Verifikationsmethode usw. unterscheiden. Diese “freiwilligen Märkte” sind deutlich kleiner als die oben beschriebenen Verpflichtungsmärkte, sowohl bezüglich der Handelsvolumina als auch der realisierten Preise. Für das Jahr 2016 wurde das gesamte Handelsvolumen auf etwa 63 Millionen Tonnen CO₂e geschätzt, was etwa 0,0002 % der weltweiten Jahresemissionen entspricht. Die Preise waren sehr variabel; sie reichten von weniger als 0.50 US\$/t CO₂e bis zu über 50 US\$/t CO₂e, je nach Lage des jeweiligen Projektes, Verifikationsstandard, Projektart und anderen Eigenschaften (Hamrick & Gallant 2017b). Der Durchschnittspreis solcher freiwilligen Zertifikate wurde auf etwa 3.0 US\$/t CO₂e eingeschätzt – wiederum wesentlich geringer als die meisten ETS-Preise, ganz zu schweigen von globalen Schadenskostenschätzungen. Da die Teilnahme an solchen Märkten freiwillig ist, ist bei den dortigen Preisen eine Unterschätzungstendenz zu erwarten, da es ja keine Anreize zur Präferenzoffenbarung gibt (d. h. Trittbrettfahren begünstigt wird). Zu Bewertungszwecken sind die Preise im freiwilligen Handel daher nur schlecht geeignet.

Besser mit ETS-Preisen vergleichbare Informationen, welche grundsätzlich auch direkt auf Kohlenstoff-Sequestrierung im Wald anwendbar sein könnten, bieten auch die “Flexiblen Mechanismen” des Kyoto-Protokolls (CDM, JI).¹⁹² Handelsvolumina und Preise der entsprechenden

¹⁹⁰ Solche Steuern sind überwiegend deutlich höher als die jeweiligen ETS-Preise; im Falle der schwedischen Kohlenstoffsteuer reichen sie bis 139 US\$/t CO₂ (vgl. Zechter *et al.* 2017).

¹⁹¹ Zudem stellen sich bei internationalen Vergleichen Abgrenzungsprobleme, da einige Länder Kohlenstoff direkt besteuern (und dies auch als Kohlenstoffbesteuerung bezeichnen, z. B. Australien, Mexiko, Schweden, Slowenien); andere Ländern verfolgen zwar ähnliche Konzepte, jedoch unter anderem Namen (ein Beispiel sind die deutschen Energiesteuern). Auch das verbreitete Vorliegen von Sonderregeln und Ausnahmetatbeständen bei der Besteuerung macht es schwierig, überhaupt einen zutreffenden Mittelwert der effektiv erhobenen Steuer zu berechnen. Schließlich lässt sich auch bezweifeln, ob Steuersätze (für Emissionen) ohne weiteres auf den entgegengesetzten Fall einer Kohlenstoff-sequestrierung übertragen werden können, da politische Entscheidungsträger vermutlich zwischen der Erhebung von Steuern und der Auszahlung von Subventionen nicht indifferent sind.

¹⁹² Zahlungen im Rahmen von REDD+ könnten eine zusätzliche Informationsquelle insbesondere für Entwicklungsländer sein. Gleichwohl informieren auch diese Zahlungen nicht allein über empirische Kohlenstoffwerte, da sie auch von Verteilungszielen mitbeeinflusst sind. Zudem beziehen sie sich auf eine andere Referenz: In einem ETS muss ein Emittent grundsätzlich für jede emittierte Tonne CO₂ zahlen (was eine Referenz von Null Emissionen impliziert); unter REDD+ ist die Referenz jedoch “weiter so wie bisher”, so dass der Emittent entlohnt wird, solange er seine bisherige Emissionsmengen unterschreitet.

Zertifikate sind jedoch gering. Börsendaten zeigen Preise unter 1 €/t CO₂ für die gesamte Zeit seit 2013.¹⁹³ Für Aufforstungs- und Wiederaufforstungsprojekte wurden immerhin etwas höhere Preise bis zu 6 US\$/t CO₂ berichtet (Goldstein *et al.* 2014). Die weit überwiegende Mehrzahl dieser Projekte betrifft aber den CDM, also Projekte in Entwicklungsländern (auch wenn dabei beachtet werden sollte, dass die entsprechende Nachfrage nicht in den jeweiligen Ländern beheimatet ist, sondern auf internationale Handelspartner aus Industrieländern zurückgeht, welche Emissionsreduktionspflichten unterliegen).

Für eine mögliche Verwendung von Marktpreisen in einem wohlfahrtstheoretischen Bewertungskontext müssen folgende Punkte diskutiert werden:

- Viele Autoren argumentieren, dass die Marktpreisniveaus in nahezu allen derzeitigen Handelssystemen bisher “zu niedrig” waren (und wahrscheinlich immer noch sind), um eine weltweit wohlfahrtseffiziente Emissionsreduktion zu erreichen (s. z.B. Stiglitz *et al.* 2017). Tatsächlich sind sie deutlich niedriger als die meisten globalen Schadenskostenschätzungen. Wenn Marktpreise als Wohlfahrtsindikatoren interpretiert werden sollen, unterschätzen sie daher wahrscheinlich den tatsächlichen Wert der Kohlenstoffsequestrierung auf globaler Ebene – sie sind eher als ökonomische Indikatoren über die Auswirkungen derzeitiger politischer Entscheidungen zu interpretieren, welche auch mögliches Markt- und/oder Politikversagen im Bereich der Klimapolitik (und angrenzender Politikbereiche) widerspiegeln.¹⁹⁴ Zudem erfassen Marktpreise bzw. die entsprechenden Umsätze konzeptionell keine Konsumentenrenten. Aus theoretischer Sicht wären Preisbewertungen im Vergleich zu den Ergebnissen rentenbasierter Bewertungsmethoden also als Untergrenzen zu interpretieren.
- Ein verwandtes Problem besteht darin, dass CO₂-Preise sich zwischen Ländern unterscheiden können, wenn diese unterschiedlichen Emissionshandelssystemen unterliegen (beispielsweise dürften unterschiedliche CO₂-Preise in Deutschland und der Schweiz eher auf das unterschiedliche Design der jeweiligen Emissionshandelssysteme zurückzuführen sein als auf tatsächliche inhärente Wertunterschiede). Für eine auf ein einziges Land bezogene Bewertung spielt dies keine Rolle, wäre aber bei einem internationalen Vergleich zu berücksichtigen.
- Ein eminenter Vorteil von ETS-Marktpreisen ist, dass sie sich empirisch beobachten lassen. Sie greifen also nicht auf zusätzliche Annahmen zurück, erfordern weder komplexe Modellierungen noch einen Rückgriff auf (möglicherweise fehlerträchtige) Befragungen, und sind dadurch auch nicht direkt manipulierbar. Beobachtete Preise liegen allerdings nur für

¹⁹³ <https://www.carbonplace.eu/info-commodities-CER>;
<https://www.eex.com/en/market-data/environmental-markets/spot-market/> -> EEX CER spot

¹⁹⁴ Entsprechend lassen sich zeitliche Veränderungen der ETS-Marktpreise in hohem Maße auf Politikentscheidungen zurückführen, welche den institutionellen Rahmen des Marktes verändert haben. Demgegenüber wären zeitliche Änderungen von Schadenskostenschätzungen im Idealfall als Effekte verbesserten Wissens über Emissionsschäden zu interpretieren (d. h. soweit es sich nicht einfach um ideologisch motivierte Veränderungen handelt).

diejenigen Länder vor, die an einem ETS teilnehmen, und gelten dort strenggenommen auch nur für die diesem ETS unterworfenen Sektoren.

- Ein stichhaltiger Einwand gegen die Verwendung von EU-ETS-Preisen zur Bewertung der Kohlenstoffsequestrierung durch Wälder besteht darin, dass das europäische ETS derzeit den gesamten Sektor Landnutzung ausschließt. Selbst wenn man ETS-Preise als Nachfrageindikatoren interpretieren wollte, würde also eine zusätzliche Annahme darüber notwendig, wie ETS-Preise auf dem „Marktsektor“ (für den die Preise gelten) in hypothetische Preise auf dem „Nichtmarktsektor“ (zu dem die Forstwirtschaft gehört) zu übersetzen sind. Diese Annahme kann über unterschiedliche Wege hergeleitet werden:
 - (1) ETS-Preise können als Schätzwerte für den Wert der CO₂-Sequestrierung außerhalb des Marktsektors interpretiert werden (dies fasst den beobachteten ETS-Preis als Approximation desjenigen CO₂-Preises auf, der sich bei Einschluss der Forstwirtschaft in das Handelssystem ergäbe, und unterstellt, dass diese beiden Preise ähnlich wären). Aus rein ökonomischer Sicht ist es zwar theoriwidrig, ETS-Preise auf andere Bereiche zu übertragen, in denen andere Regeln und höchstwahrscheinlich andere Knappheiten herrschen. Praktisch gesehen stellen ETS-Preise hingegen Schätzer für die fehlenden Preise im „Nichtmarktsektor“ dar; wahrscheinlich sind es verzerrte Schätzer, möglicherweise aber dennoch die Schätzer mit dem geringsten Bias.
 - (2) Alternativ könnten Schätzpreise mit Hilfe von Vermeidungskosten prognostiziert werden.¹⁹⁵ Für den hier gegebenen Anwendungsfall ist es jedoch problematisch, die korrekte Preisschätzung entlang der (mengenabhängigen) Vermeidungskostenkurve zu bestimmen. Dafür existieren zwei Möglichkeiten: Für eine extern vorgegebene Menge (an Emissionsreduktion) kann die kostengünstigste Einsparoption gewählt werden, was allerdings bei Vorliegen negativer Kosten („no regret options“, s. o.) logisch problematisch wird. Alternativ können aktivitätsspezifische Kosten verwendet werden (beispielsweise Kosten unterschiedlicher Waldbewirtschaftungsoptionen)¹⁹⁶ – was hier aber insofern wenig sinnvoll erscheint, als dass sich von den Kosten einer Aktivität grundsätzlich nicht direkt auf deren Nutzen schließen lässt (so dienen etwa Kosten-Nutzen-Analysen ja gerade dazu, zu hinterfragen, ob einer kostenträchtigen Maßnahme auch ein entsprechender Nutzen gegenübersteht).

Analyse von Konsumentenpräferenzen/Zahlungsbereitschaftsstudien

Labor- oder Befragungsexperimente zur Ermittlung der individuellen Zahlungsbereitschaft von Konsumenten stellen eine theoretisch überzeugende Informationsquelle über den Wert dar, den die Mitglieder einer Gesellschaft der Klimaschutzleistung des Waldes zumessen: Denn letztendlich

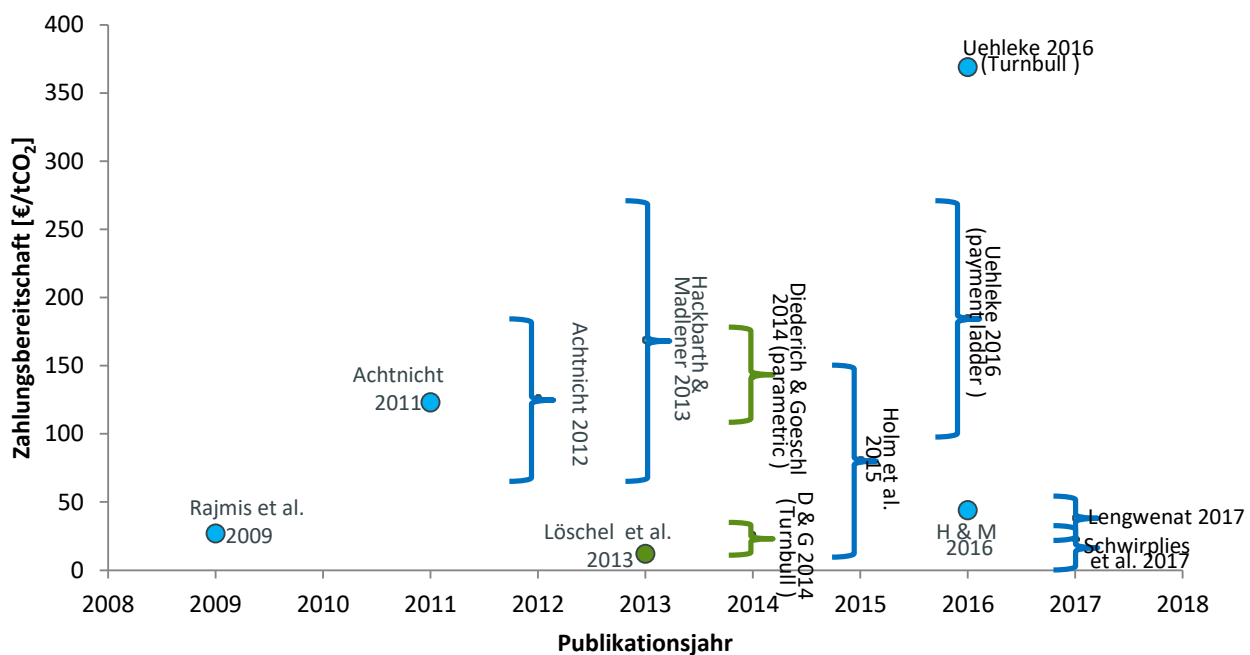
¹⁹⁵ Beispielsweise argumentiert DECC (2009) in dieser Richtung.

¹⁹⁶ (Bösch *et al.* 2017; Bösch *et al.* 2019) bieten Schätzungen volkswirtschaftlicher CO₂-Vermeidungskosten für fünf verschiedene Waldbewirtschaftungsszenarien in Deutschland.

ist es der Nutzen der Einzelnen, der die menschliche Wohlfahrt ausmacht; und zudem ist das jeweilige Individuum die einzige Instanz, welche kompetent über ihre eigene Wohlfahrt Auskunft zu geben vermag. Im Fall der Bewertung der Kohlenstoff-Senkenleistung ist allerdings ein Vorbehalt angebracht: Der damit bewirkte Klimaschutz ist ein globales öffentliches Gut, dessen individueller Nutzen für den Einzelnen nur sehr schwer zu erfassen ist (vgl. Svedsäter 2003). Anders als bei anderen Ökosystemleistungen, welche von den Konsumenten direkt erfahren werden können, wirkt sich der Nutzen der Kohlenstoffsequestrierung zudem nur sehr indirekt – nämlich über die vermiedenen Schäden – auf heutige Endkonsumenten aus; und schließlich entsteht dieser Nutzen überwiegend erst in der Zukunft. Experimente zur Ermittlung von Konsumentenpräferenzen dürften aufgrund der damit verbundenen kognitiven Probleme für Kohlenstoff daher deutlich weniger geeignet sein als für andere Ökosystemleistungen des Waldes (namentlich für Erholungs- und Naturschutzleistungen).

Tatsächlich decken die Ergebnisse vorliegender Bewertungsexperimente einen sehr breiten Wertebereich ab. Schätzungen der durchschnittlichen individuellen Zahlungsbereitschaft von Bewohnern Deutschlands aus 11 verfügbaren Studien der vergangenen Dekade reichen von unter 10 €/t CO₂ (Diederich & Goeschl 2014; Schwirplies *et al.* 2017) bis weit über 250 €/t CO₂ (Hackbarth & Madlener 2013; Uehleke 2016). Internationale Studien liegen innerhalb dieser Grenzen (Brouwer *et al.* 2008; Alberini *et al.* 2018). Abbildung 28 zeigt die Studien aus Deutschland; es fällt auf, dass die Wertespanne mit dem Publikationsjahr deutlich breiter wird.

Abbildung 28: Zahlungsbereitschaft für Kohlenstoffeinsparung in Deutschland nach unterschiedlichen Studien (Mittelwerte bzw. Wertespannen)



Quelle: Eigene Zusammenstellung

Während diese Ergebnisse also geeignet sind, um die über andere Bewertungsansätze ermittelten Wertespanssen zu plausibilisieren, schränkt allein schon ihre Spannbreite die Verwendbarkeit für den vorliegenden Anwendungsfall ein. Es bestehen aber auch weitere Probleme:

- Die meisten der publizierten Studien haben unterschiedliche emissionsrelevante Politiken bewertet und daraus indirekt auf den Wert der Emissionsreduktion selbst geschlossen (bei diesen Politiken handelte es sich um Landnutzungsänderungen (Rajmis *et al.* 2009; Holm *et al.* 2015; Lengwenat 2017; Schwirplies *et al.* 2017), Erwerb emissionsärmerer Autos (Achnicht 2012; Hackbarth & Madlener 2013, 2016) und Heizkosteneinsparungen in Wohngebäuden (Achnicht 2011)). Die in diesen Studien ermittelten Zahlungsbereitschaften können daher von anderen externen Effekten der jeweils beschriebenen Politiken mitbeeinflusst sein. So ist auffällig, dass z. B. Emissionsreduktion durch Aufforstungsmaßnahmen im Direktvergleich tendenziell höher bewertet wurde als durch stärker technisch geprägte Maßnahmen (Lengwenat 2017; Schwirplies *et al.* 2017).
- In einigen Experimenten wurde die Zahlungsbereitschaft für den freiwilligen Erwerb und die Stilllegung von Emissionszertifikaten direkt ermittelt (Löschel *et al.* 2013; Diederich & Goeschl 2014); ähnliche Studien richteten sich auf die Kompensation reisebedingter Emissionen (Lengwenat 2017; Schwirplies *et al.* 2017). Hier sind externe Einflüsse durch den gegebenen Bewertungsrahmen weniger zu erwarten; dafür gilt hier das oben bereits über den freiwilligen CO₂-Handel Gesagte: Freiwillige Beiträge zur Bereitstellung öffentlicher Güter dürften die realen Zahlungsbereitschaften mangels Anreizen zur Präferenzoffenbarung tendenziell unterschätzen.¹⁹⁷
- In Bezug auf die Auswertungstechnik erweisen sich etliche der ermittelten Schätzungen als sehr stark von den unterstellten Funktionsformen und weiteren Details der verwendeten Analysemethoden abhängig (siehe z. B. die jeweils sehr unterschiedlichen Alternativschätzungen von Diederich & Goeschl (2014) sowie Uehleke (2016) in Abbildung 28).
- In statistischer Hinsicht ist die überwiegende Mehrzahl der Studien nicht repräsentativ für die deutsche Bevölkerung, da meist nur (regional oder inhaltlich abgegrenzte) Subgruppen der Gesamtbevölkerung beteiligt waren. Nur drei der genannten Studien streben statistische Repräsentativität für die deutsche Gesamtbevölkerung an (Diederich & Goeschl 2014; Uehleke 2016; Schwirplies *et al.* 2017).

¹⁹⁷ Tatsächlich ergaben die hier genannten „direkten“ Bewertungsstudien tendenziell die niedrigsten Ergebnisse.

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 60	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
61	Meike Hellmich Nachhaltiges Landmanagement vor dem Hintergrund des Klimawandels als Aufgabe der räumlichen Planung - Eine Evaluation im planerischen Mehrebenensystem an den Beispielen der Altmark und des Landkreises Lüchow-Dannenberg
62	Bernd Degen, Konstantin V. Krutovsky, Mirko Liesebach (eds.) German Russian Conference on Forest Genetics - Proceedings - Ahrensburg, 2017 November 21-23
63	Jutta Buschbom Exploring and validating statistical reliability in forensic conservation genetics
64	Anna Jacobs, Heinz Flessa, Axel Don, Arne Heidkamp, Roland Prietz, René Dechow, Andreas Gensior, Christopher Poeplau, Catharina Riggers, Florian Schneider, Bärbel Tiemeyer, Cora Vos, Mareille Wittnebel, Theresia Müller, Annelie Säurich, Andrea Fahrion-Nitschke, Sören Gebbert, Rayk Hopfstock, Angélica Jaconi, Hans Kolata, Maximilian Lorbeer, Johanna Schröder, Andreas Laggner, Christian Weiser, Annette Freibauer Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung
65	Jörn Sanders, Jürgen Heß (Hrsg.) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft
66	Patrick Küpper, Jan Cornelius Peters Entwicklung regionaler Disparitäten hinsichtlich Wirtschaftskraft, sozialer Lage sowie Daseinsvorsorge und Infrastruktur in Deutschland und seinen ländlichen Räumen
67	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2017 Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2017
68	Alexandra Purkus, Jan Lüdtko, Georg Becher, Matthias Dieter, Dominik Jochem, Ralph Lehnen, Mirko Liesebach, Heino Polley, Sebastian Rüter, Jörg Schweinle, Holger Weimar, Johannes Welling Evaluation der Charta für Holz 2.0: Methodische Grundlagen und Evaluationskonzept
69	Andreas Tietz Bodengebundene Einkommensteuern in einer strukturschwachen ländlichen Gemeinde
70	Susanne Kaul, Stefan Lange (Hrsg.) Politische Ziele und ästhetische Strategien von Umweltdokumentarfilmen Eine interdisziplinäre Annäherung
71	Thomas Schmidt, Felicitas Schneider, Dominik Leverenz, Gerold Hafner Lebensmittelabfälle in Deutschland – Baseline 2015 –
72	Friederike Mennicke, Martin Ohlmeyer, Vera Steckel, Jörg Hasener, Julia Borowka, Joachim Hasch Entwicklung einer Prüfmethode für die schnelle Bestimmung von VOC aus Holzprodukten zur frühzeitigen Ableitung des langfristigen Emissionsverhaltens und Qualitätskontrolle bei der Herstellung von Holzwerkstoffen



- 73** Thomas Schmidt, Sandra Baumgardt, Antonia Blumenthal, Bernhard Burdick, Erika Claupein, Walter Dirksmeyer, Gerold Hafner, Kathrin Klockgether, Franziska Koch, Dominik Leverenz, Marianne Lörchner, Sabine Ludwig-Ohm, Linda Niepagenkemper, Karoline Owusu-Sekyere, Frank Waskow
Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen - Pathways to reduce food waste (REFOWAS)
 Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen - Volume 1
- 73** Thomas Schmidt, Sandra Baumgardt, Antonia Blumenthal, Bernhard Burdick, Erika Claupein, Walter Dirksmeyer, Gerold Hafner, Kathrin Klockgether, Franziska Koch, Dominik Leverenz, Marianne Lörchner, Sabine Ludwig-Ohm, Linda Niepagenkemper, Karoline Owusu-Sekyere, Frank Waskow
Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen - Pathways to reduce food waste (REFOWAS)
 Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen - Volume 2 (Anhang)
- 74** Jan T. Benthien, Susanne Gäckler, Martin Ohlmeyer
Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung der Durchtrittbeständigkeit von Pferdebox-Ausfachungsbohlen sowie Entwicklung von Alternativen zu derzeit verwendeten Ausfachungsmaterialien für den Bau von Pferdeboxen
- 75** Sophie Drexler, Gabriele Broll, Axel Don, Heinz Flessa
Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands
- 76** Mirko Liesebach (ed.)
Forstpflanzenzüchtung für die Praxis, 6. Tagung der Sektion Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung vom 16. bis 18. September 2019 in Dresden, Tagungsband
- 77** Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß
Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2018
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2018
- 78** Alexandra Purkus, Jan Lüdtkke, Dominik Jochem, Sebastian Rüter, Holger Weimar
Entwicklung der Rahmenbedingungen für das Bauen mit Holz in Deutschland: Eine Innovationssystemanalyse im Kontext der Evaluation der Charta für Holz 2.0
- 79** Peter Elsasser, Kerstin Altenbrunn, Margret Köthke, Martin Lorenz, Jürgen Meyerhoff
Regionalisierte Bewertung der Waldeleistungen in Deutschland



THÜNEN

Thünen Report 79

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-214-6



9 783865 762146