



Universität Potsdam



Alexander Czempas

# Die Bündelung von Payments for Environmental Services als Möglichkeit eines effizienten Schutzes von Biodiversität

Eine transaktionskostenökonomische Analyse

Universitätsverlag Potsdam



**Alexander Czempas**

Die Bündelung von Payments for Environmental Services  
als Möglichkeit eines effizienten Schutzes von Biodiversität



Alexander Czempas

**Die Bündelung von  
Payments for Environmental Services  
als Möglichkeit eines effizienten  
Schutzes von Biodiversität**

Eine transaktionskostenökonomische Analyse

Universitätsverlag Potsdam

## **Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.de/> abrufbar.

### **Universitätsverlag Potsdam 2013**

<http://info.ub.uni-potsdam.de/verlag.htm>

Am Neuen Palais 10, 14469 Potsdam  
Tel.: +49 (0)331 977 2533 / Fax: 2292  
E-Mail: [verlag@uni-potsdam.de](mailto:verlag@uni-potsdam.de)

Zugl.: Potsdam, Univ., Diss., 2013

Das Manuskript ist urheberrechtlich geschützt.

Umschlagfotos (vom Autor):

1. Foto: Reisterassen, Philippinen, Insel Luzon (Banaue)
2. Foto: Tasir, Philippinen, Insel Bohol
3. Foto: Reisfelder, Thailand, Region Chiang Rai

Online veröffentlicht auf dem Publikationsserver der Universität Potsdam

URL <http://pub.ub.uni-potsdam.de/volltexte/2013/6457/>

URN [urn:nbn:de:kobv:517-opus-64572](http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:kobv:517-opus-64572)

<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:kobv:517-opus-64572>

Zugleich gedruckt erschienen im Universitätsverlag Potsdam  
ISBN 978-3-86956-238-4

# Vorwort

Die vorliegende Arbeit wurde im November 2012 von der Wirtschafts- und Sozialwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam als Dissertation angenommen. Mein erster Dank gilt meinem Doktorvater *Prof. Dr. Hans-Georg Petersen*. Er hat es mir ermöglicht als externer Doktorand an seinem Lehrstuhl zu promovieren. Dabei begleitete er die Anfertigung der Arbeit durch hilfreiche Hinweise und Ratschläge in unzähligen Diskussionen sowie im Rahmen der Doktorandenseminare. Herrn *Prof. Dr. Ulrich Baßeler* danke ich sehr herzlich für die kurzfristige Bereitschaft zur Anfertigung des Zweitgutachtens. Für Ratschläge während der gesamten Zeit gilt auch Herrn *Prof. Dr. Klaus W. Zimmermann* mein Dank. Im September 2012 ist er überraschend verstorben.

Meinen Eltern *Ute* und *Peter* danke ich für den Rückhalt während meines Studiums und meiner Promotion. Ich hoffe ich kann ihnen mit der Beendigung meiner Promotion zeigen, dass diese Unterstützung nicht umsonst war.

Zuletzt gilt mein Dank meinen Freunden in Potsdam, Berlin und Hamburg sowie den Kollegen an der Helmut-Schmidt-Universität Hamburg. Durch sie waren die letzten vier Jahre nicht nur durch die Anfertigung der Dissertation gefüllt. Besonderer Dank gilt *Denise Berg*, *Gregor Berg* und *Alexander Geyer*. Sie haben mich bei meinen Besuchen in Potsdam immer herzlich aufgenommen.





# Kurzfassung

In dieser Dissertation erfolgt eine Analyse des Schutzes von Biodiversität durch Payments for Environmental Services (PES) und, insbesondere im empirischen Teil, innerhalb des Ansatzes Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus (REDDplus). Die Anwendung von PES-Programmen zum Schutz von Biodiversität gewinnt im umweltpolitischen Bereich immer mehr an Bedeutung. Gleichzeitig ist die Umsetzung solcher Schutzprogramme jedoch mit erheblichen Transaktionskosten und damit der Gefahr von Ineffizienzen verbunden. Die Möglichkeit der Bündelung von Biodiversität mit einer weiteren Ökosystemleistung, hier der Speicherung von Kohlenstoffdioxid, wird hinsichtlich der Wirkungen auf die Schutzniveaus beider Ökosystemleistungen und der Veränderung der Produktionsweise des landwirtschaftlichen Sektors in einem monopsonistischen Modelansatz analysiert. Durch die formale Analyse zeigt sich, dass für einen effizienteren Schutz der beiden Ökosystemleistungen economies of scope bei den Transaktionskosten mit der Bündelung von PES-Programmen realisiert werden müssen.

Ein Beispiel für die praktische Umsetzung von Payments for Environmental Services ist der REDDplus-Ansatz. Das Ziel ist die Reduzierung von Treibhausgasemissionen durch den Erhalt und die nachhaltige Bewirtschaftung von tropischen Wäldern, aber auch der Schutz von Biodiversität. Innerhalb des empirischen Teiles der Dissertation wird untersucht, inwiefern es durch die Verfolgung beider Ziele zur Realisierung von economies of scope bei den Transaktionskosten kommt. In die Analyse werden sechs Länder (Costa Rica, Indonesien, Mexiko, Kambodscha, Peru und Vietnam) einbezogen. Die Analyse erfolgt auf der Grundlage von Szenarien, welche mit Hilfe der Readiness Proposals der Länder für den Zeitraum von 2008 bis 2030 erstellt wurden. Anhand der Ergebnisse kann gezeigt werden, dass es nicht automatisch durch die Zusammenlegung von PES-Programmen zu einer Realisierung von economies of scope kommt. Eine Bündelung solcher Programme ist daher nicht in allen Phasen ihrer Umsetzung ratsam.

JEL-Klassifizierung: Q12, Q23, Q57, Q58

Schlagnote: Biodiversität, PES, Bündelung von PES, economies of scope, REDD



# Abstract

This thesis conducts an analysis of conservation of biodiversity through Payments for Environmental Services (PES) and, particularly in the empirical part, within the approach of Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus (REDDplus). In the field of environmental policy the use of PES programs to conserve biodiversity becomes increasingly important. At the same time the implementation of such programs is associated with significant transaction costs and the risk of inefficiency. The possibility of pooling biodiversity with other ecosystem services, here carbon sequestration, is analyzed in a monopsonistic model with regard to the effects on the level of conservation of both ecosystem services and the change in the production process of the agricultural sector. The results of the formal analysis pointed out that economies of scope must be realized in transaction costs for an efficient conservation of both ecosystem services.

The REDDplus approach is an example of the practical implementation of Payments for Environmental Services. The target of this approach is the reduction of greenhouse gas emissions through preservation and sustainable management of tropical forests, but also the conservation of biodiversity. The empirical part of the thesis examines the possibility of realizing economies of scope in transaction costs if both targets are pursued. The analysis includes six REDDplus countries (Costa Rica, Indonesia, Mexico, Cambodia, Peru and Vietnam). The analysis is performed on the basis of scenarios that have been created using the Readiness Proposals of countries for the period from 2008 to 2030. The results show that merging PES programs does not automatically ensure a realization of economies of scope. A bundling of such programs is not advisable at all stages of implementation.

JEL Classification: Q12, Q23, Q57, Q58

Keywords: Biodiversity PES, Bundling of PES, economies of scope, REDDplus



# Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	VII
Abbildungsverzeichnis	IX
Tabellenverzeichnis	XI
Symbolverzeichnis	XIII
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2 Die Bedeutung der Biodiversität</b>	<b>5</b>
2.1 Biodiversität – Eine Begriffsklärung . . . . .	6
2.2 Auswirkungen von Biodiversität auf die gesellschaftliche Wohlfahrt . .	9
2.2.1 Bedeutung von Ökosystemgütern und Ökosystemleistungen für die Wohlfahrt . . . . .	10
2.2.2 Bedeutung der Biodiversität für Ökosystemleistungen, Öko- systemgüter und Ökosystemfunktionen . . . . .	14
2.2.3 Zwischenfazit . . . . .	18
2.3 Biodiversität in der ökonomischen Theorie . . . . .	19
2.3.1 Einordnung in die Güterkategorien . . . . .	19
2.3.2 Der ökonomische Wert . . . . .	24
2.3.3 Ökonomische Begründung des Verlustes . . . . .	29
a) Gutscharakter und Externalitäten . . . . .	30
b) Fehlende oder unzureichend definierte Verfügungsrechte . .	33
c) Staatliche Handlungen und Staatsversagen . . . . .	37
d) Bevölkerungsdichte bzw. -wachstum . . . . .	39
2.3.4 Zwischenfazit . . . . .	41

2.4	Gründe für den Schutz der Biodiversität . . . . .	42
2.4.1	Eingeschränkte Substituierbarkeit . . . . .	43
2.4.2	Irreversibilität . . . . .	47
2.4.3	Intergenerative Externalitäten . . . . .	49
2.4.4	Zwischenfazit . . . . .	52
<b>3</b>	<b>Das Instrument der Payments for Environmental Services</b>	<b>55</b>
3.1	Payments for Environmental Services – Eine Begriffsklärung . . . . .	56
3.1.1	Grundidee von Payments for Environmental Services beim Schutz von Biodiversität . . . . .	56
3.1.2	Definition von Payments for Environmental Services . . . . .	60
3.2	Die allgemeine Struktur von Payments for Environmental Services . . . . .	62
3.2.1	Potenzielle Teilnehmer eines Payments for Environmental Services . . . . .	62
	a) Leistungserbringer (Angebot) . . . . .	63
	b) Nutznießer (Nachfrage) . . . . .	65
3.2.2	Die institutionelle Ausgestaltung . . . . .	70
	a) Aufsichtsinstitutionen . . . . .	71
	b) Finanzierungsmechanismus . . . . .	72
	c) Zahlungsmechanismus . . . . .	74
3.3	Kosten bei der Umsetzung von Payments for Environmental Services	78
3.4	Einflussfaktoren auf Effektivität und Kosteneffizienz . . . . .	80
3.5	Zwischenfazit . . . . .	86
<b>4</b>	<b>Bündelung von Ökosystemleistungen bei Payments for Environ- mental Services zur Reduzierung der Transaktionskosten</b>	<b>89</b>
4.1	Transaktionskosten – Eine Begriffsklärung . . . . .	90
4.2	Mögliche Transaktionskosten und Einflussfaktoren bei Payments for Environmental Services . . . . .	93
4.2.1	Kostenkomponenten und Ursachen von Transaktionskosten . . . . .	94
4.2.2	Einflussfaktoren auf die Transaktionskostenhöhe . . . . .	98
	a) Eigenschaften einer Transaktion . . . . .	99
	b) Institutionelle Rahmenbedingungen . . . . .	101

4.3	Methoden zur Bündelung von Ökosystemleistungen innerhalb von Payments for Environmental Services . . . . .	103
4.4	Mikroökonomische Analyse der Wirkungen von Transaktionskosten bei Payments for Environmental Services . . . . .	107
4.4.1	Referenzmodell – Separate PES-Programme ohne Transaktionskosten . . . . .	108
a)	Analytischer Rahmen . . . . .	108
b)	Effekte auf den Umweltmärkten . . . . .	114
c)	Effekte auf die Nachfrage der Produktionsfaktoren . . . . .	119
4.4.2	Alternativmodell I – Separate PES-Programme mit Transaktionskosten . . . . .	124
a)	Analytischer Rahmen . . . . .	124
b)	Effekte auf den Umweltmärkten . . . . .	126
c)	Effekte auf die Nachfrage der Produktionsfaktoren . . . . .	134
d)	Zwischenfazit . . . . .	138
4.4.3	Alternativmodell II – Gebündelte PES-Programme mit Transaktionskosten . . . . .	139
a)	Analytischer Rahmen . . . . .	140
b)	Effekte auf den Umweltmärkten . . . . .	141
c)	Effekte auf die Nachfrage der Produktionsfaktoren . . . . .	153
d)	Zwischenfazit . . . . .	158
<b>5</b>	<b>Der Schutz von Biodiversität im Konzept des Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus (REDDplus)</b>	<b>161</b>
5.1	Der Ansatz des Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation . . . . .	162
5.1.1	Idee und Entwicklungsprozess . . . . .	162
5.1.2	Die institutionelle Ausgestaltung . . . . .	165
a)	Umfang von REDD-Programmen . . . . .	167
b)	Referenzsysteme von REDD-Programmen . . . . .	168
c)	Finanzierungsmechanismus von REDD-Programmen . . . . .	170
d)	Zahlungsmechanismus von REDD-Programmen . . . . .	172

5.2	Reducing Emission from Deforestation and Forest Degradation und der Schutz von Biodiversität als Co-Benefit . . . . .	175
5.2.1	Begründung für die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität als Co-Benefit . . . . .	176
5.2.2	Möglichkeiten der Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität als Co-Benefit . . . . .	177
	a) Anpassung des Umfanges . . . . .	177
	b) Anpassung des Finanzierungsmechanismus . . . . .	179
	c) Anpassung des Zahlungsmechanismus . . . . .	180
5.2.3	Zwischenfazit . . . . .	182
<b>6</b>	<b>Economies of scope bei den Transaktionskosten von REDDplus in Südostasien und Südamerika</b>	<b>185</b>
6.1	Entwicklung der Biodiversität und Ursachen für den Verlust in den einzelnen Ländern bis 2010 . . . . .	186
6.1.1	Entwicklung der Biodiversität . . . . .	186
6.1.2	Ursachen für den Verlust an biologischer Vielfalt . . . . .	194
	a) Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen . . . . .	195
	b) Waldbrände und illegaler Holzschlag . . . . .	195
	c) Definition und Durchsetzung von Eigentumsrechten . . . . .	198
	d) Armut und Bevölkerungswachstum . . . . .	199
	e) Ausbau der Infrastruktur und steigender Energiebedarf . . . . .	201
6.1.3	Zwischenfazit . . . . .	202
6.2	Maßnahmen zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen und zum Schutz von Biodiversität . . . . .	203
6.2.1	REDDplus Strategie der südostasiatischen Länder . . . . .	205
	a) Indonesien . . . . .	205
	b) Kambodscha . . . . .	206
	c) Vietnam . . . . .	208
6.2.2	REDDplus Strategie der mittel- und südamerikanischen Länder . . . . .	210
	a) Costa Rica . . . . .	210
	b) Mexiko . . . . .	211



c) Peru . . . . .	213
6.2.3 Zwischenfazit . . . . .	214
6.3 Paneldatenanalyse zur Überprüfung von economies of scope bei Transaktionskosten des REDDplus-Ansatzes . . . . .	215
6.3.1 Datenherkunft und Datenaufbereitung . . . . .	216
a) Entwicklung der Transaktionskosten bis 2030 . . . . .	216
b) Entwicklung der Waldflächen bis 2030 . . . . .	220
c) Entwicklung der Karbonspeicher und Biodiversität bis 2030 . . . . .	224
6.3.2 Spezifikation des ökonometrischen Modells . . . . .	228
6.3.3 Ergebnisse der Paneldatenanalyse . . . . .	229
a) Pooled Regression . . . . .	230
b) Fixed-Effects Regression . . . . .	232
6.3.4 Test auf Multikollinearität, Heteroskedastizität und Autokorrelation . . . . .	234
a) Test auf Multikollinearität . . . . .	234
b) Test auf Heteroskedastizität . . . . .	237
c) Test auf Autokorrelation . . . . .	238
6.3.5 Anpassung der ökonometrischen Modelle . . . . .	239
a) Methodik zur Anpassung . . . . .	240
b) Darstellung der Ergebnisse . . . . .	241
6.3.6 Empirische Ergebnisse der Strukturbruchmodelle . . . . .	244
a) Test auf einen möglichen Strukturbruch . . . . .	245
b) Darstellung der Ergebnisse . . . . .	246
6.3.7 Wahl des geeigneten Schätzmodells . . . . .	251
6.3.8 Zwischenfazit . . . . .	252
<b>7 Schlussbetrachtung</b>	<b>255</b>
7.1 Zusammenfassung . . . . .	255
7.2 Schlussfolgerungen . . . . .	268
<b>A Mathematische Herleitungen</b>	<b>275</b>
A.1 Payments for Environmental Services ohne Transaktionskosten . . . . .	275
A.2 Payments for Environmental Services mit Transaktionskosten . . . . .	279

A.3	Gebündelte Payments for Environmental Services mit Transaktionskosten . . . . .	293
<b>B</b>	<b>Datenaufbereitungen</b>	<b>317</b>
B.1	Berechnung der fehlenden Werte der Waldkategorien, Karbonspeicher und Waldflächen, die primär für Biodiversität genutzt werden . . . . .	317
B.2	Transaktionskosten in der Implementierungsphase . . . . .	319
B.3	Scoring System . . . . .	322
B.4	Berechnung der Monitoringkosten . . . . .	323
B.5	Schätzergebnisse Karbonspeicher . . . . .	325
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>327</b>

# Abkürzungsverzeichnis

BAU-Szenario	Business-as-usual-Szenario
bzw.	beziehungsweise
bzgl.	bezüglich
ca.	zirka
CBD	Convention on Biological Diversity
CDM	Clean Development Mechanism
CO <sub>2</sub> e	CO <sub>2</sub> Äquivalent
CR	kritisch gefährdet laut Red List
DD	Datendefizit laut Red List
d. h.	das heißt
DNA	Desoxyribonukleinsäure
EN	gefährdet laut Red List
evtl.	eventuell
EX	In der Wildnis ausgestorben laut Red List
f.	folgende
ff.	fortfolgende
FAO	Food and Agriculture Organization
FCPF	Forest Carbon Partnership Facility
GEF	Global Environmental Facility
ha	Hektar
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUCN	International Union for Conservation of Nature
Mio.	Millionen
Mrd.	Milliarden

MW	Megawatt
NGO	Nichtregierungsorganisation
REDD	Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
R-PP	Readiness Preparation Proposal
SAGARPA	Secretaria de Agricultura, Ganaderia, Desarrollo rural, Pesca y Alimentacion
SEMARNAT	Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales
sog.	sogenannte
PES	Payments for Environmental Services
PPSA	Payments for Environmental Services Program in Costa Rica
PPP	Purchasing Power Parity
u. a.	und andere
u. d. NB.	unter den Nebenbedingungen
UN	United Nations
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
usw.	und so weiter
vgl.	vergleiche
VIF	Variance influence Factors
VU	verwundbar laut Red List
z. B.	zum Beispiel

# Abbildungsverzeichnis

2.1	Ökosystemleistungen und Wohlfahrt . . . . .	11
2.2	Selbstregulierung von Ökosystemen . . . . .	14
2.3	Güterklassifikation . . . . .	20
2.4	Zusammensetzung des Gesamtwertes von Biodiversität . . . . .	26
2.5	Externe Effekte der Landnutzung . . . . .	31
3.1	Grundidee von Payments for Environmental Services . . . . .	58
3.2	Institutionelle Struktur von Payments for Environmental Services . . . . .	63
3.3	Analyse der Ineffizienz und Ineffektivität . . . . .	82
4.1	Chronologisches Auftreten der Transaktionskosten . . . . .	95
4.2	Produktionsfunktion $y_t$ . . . . .	112
4.3	Produktionsfunktion $b_t$ . . . . .	112
4.4	Angebot und Nachfrage für Biodiversität bzw. CO <sub>2</sub> -Speicherung I . . . . .	118
4.5	Nachfrage nach Boden und Kapital I . . . . .	121
4.6	Angebot und Nachfrage für Biodiversität bzw. CO <sub>2</sub> -Speicherung II . . . . .	128
4.7	Nachfrageüberschuss I . . . . .	132
4.8	Nachfrage nach Boden und Kapital II . . . . .	136
4.9	Angebot und Nachfrage für Biodiversität bzw. CO <sub>2</sub> -Speicherung III . . . . .	145
4.10	Nachfrageüberschuss II . . . . .	150
4.11	Nachfrage nach Boden und Kapital III . . . . .	155
5.1	Mehrebenen-Modell des REDD-Ansatzes . . . . .	165
5.2	Drei-Phasen-Ansatz . . . . .	172
5.3	Priorisierung der Finanzierung durch den REDD-Mechanismus . . . . .	181
6.1	Gefährdete Arten (absolut) . . . . .	188

6.2	Gefährdete Arten (prozentual zur Gesamtanzahl) . . . . .	189
6.3	Entwicklung der Landnutzung von 1990 bis 2008 . . . . .	190
6.4	Entwicklung der Waldarten von 1990 bis 2010 . . . . .	191
6.5	Transaktionskosten der nationalen REDDplus-Programme (in Tausend US\$) . . . . .	217
6.6	Entwicklung der Waldflächen von 1990 bis 2030 (in Tausend Hektar) . . . . .	223
6.7	Entwicklung der Karbonspeicher von 1990 bis 2030 (in Millionen Tonnen gespeichertem CO <sub>2</sub> ) . . . . .	226
6.8	Entwicklung der Waldflächen für Biodiversität von 1990 bis 2030 (in Tausend Hektar) . . . . .	227

# Tabellenverzeichnis

2.1	Bestandteile der Biodiversität . . . . .	7
2.2	Nettoprimärproduktivität wichtiger Ökosysteme . . . . .	17
5.1	Landnutzung in den tropischen Regionen von 1990 bis 2008 . . . . .	162
6.1	GEF Benefits Index for Biodiversity und National Biodiversity Index	194
6.2	Waldbrände und Eigentumsrechte 1990, 2000 und 2005 (in Tausend Hektar) . . . . .	196
6.3	Bruttoinlandsprodukt und Bevölkerung . . . . .	199
6.4	Prozentualer Anteil der Bevölkerung unter der Armutsgrenze . . . . .	200
6.5	Ländereinteilung gemäß Waldbestand und Abholzungsraten für 2010 .	204
6.6	Summary Statistics der Transaktionskosten (in Tausend US\$) . . . . .	219
6.7	Paneldatenanalyse economies of scope I . . . . .	231
6.8	Korrelationsmatrix . . . . .	235
6.9	Variance Inflation Factors (VIF) . . . . .	236
6.10	Test auf Autokorrelation . . . . .	239
6.11	Paneldatenanalyse economies of scope II . . . . .	242
6.12	Test auf Heteroskedastizität und Autokorrelation . . . . .	244
6.13	Chow-Test auf Strukturbruch . . . . .	245
6.14	Paneldatenanalyse economies of scope III . . . . .	248
6.15	Test auf Heteroskedastizität und Autokorrelation . . . . .	250
6.16	Test auf individuelle Effekte . . . . .	251
B.1	Transaktionskostenbestandteile in der Implementierungsphase I . . . .	319
B.2	Transaktionskostenbestandteile in der Implementierungsphase II . . . .	320
B.3	Transaktionskostenbestandteile in der Implementierungsphase III . . . .	321

B.4 National capacity scoring system for FAO FRA 2005 reports and questionnaires sent to FAO FRA 2010 National Correspondents . . .	322
B.5 Berechnung der Monitoringkosten nach der Implementierungsphase in US\$ . . . . .	323
B.6 Berechnung der Monitoringkosten nach der Implementierungsphase in US\$ . . . . .	324
B.7 Lineare Regression Karbonspeicher . . . . .	325



# Symbolverzeichnis

$a_t$	Bestand an Boden zum Zeitpunkt $t$
$a_t^w$	Bestand an ökonomisch genutzten Boden zum Zeitpunkt $t$
$a_t^{nat}$	Bestand an natürlichen Boden zum Zeitpunkt $t$
$b_t$	Bestand an Biodiversität zum Zeitpunkt $t$
$c$	Konstante
$co_{2t}$	gespeichertes Kohlenstoffdioxid zum Zeitpunkt $t$
$co_{2t}b_t$	Interaktionsvariable zum Zeitpunkt $t$
$d$	Durbin-Watson Wert
$e_i$	politische Stärke der gesellschaftlichen Gruppe $i$
$k_t$	Kapitalbestand zum Zeitpunkt $t$
$n$	Anzahl der Länder
$p_{a^w}$	Preis für ökonomisch genutzten Boden
$p_b$	Preis für Biodiversität
$p_{co_2}$	Preis für gespeichertes Kohlenstoffdioxid
$p_k$	Preis für Kapital
$p_y$	Preis für marktfähiges Gut
$pf$	Primärwaldbestand
$plf$	Plantagenbestand
$pGK$	private Grenzkosten
$q$	Anzahl der Schutzprogramme
$sGK$	soziale Grenzkosten
$sf$	Sekundärwaldbestand
$u$	Störterm für Schätzung der Änderung des Karbonspeicherbestands
$v$	Anteil an Transaktionskosten bei gebündelten Payments for Environmental Services für Biodiversität

$1 - v$	Anteil an Transaktionskosten bei gebündelten Payments for Environmental Services für die Speicherung von CO <sub>2</sub>
$y_t$	marktfähige Güter zum Zeitpunkt t
$A$	Angebotsfunktion der Leistungserbringer
$B_g$	Gesamtbudget bei gebündelten Payments for Environmental Services
$C$	Kosten
$C(y_t)$	Produktionskosten für das marktfähige Gut
$C(b_t, co_{2t})$	Produktionskosten für die beiden Ökosystemleistungen
$D_{it}$	Dummyvariable
$DA$	Durchschnittsausgabenfunktion der Nutznießer
$E_t$	Erlöse der Leistungserbringer in t
$GA$	Grenzausgabenfunktion der Nutznießer
$GK$	Grenzkostenfunktion
$K$	Betrachtungszeitraum
$N$	Nachfragefunktion der Nutznießer
$N_b$	Nachfragefunktion der Nutznießer für Biodiversität
$N_y$	Nachfragefunktion der Nutznießer für die marktfähigen Güter
$NU_t$	gesellschaftlicher Nettonutzen zum Zeitpunkt t
$S_{\hat{u}\hat{u}}$	Summe der quadrierten Residuen
$T$	gesamte Transaktionskosten für das gebündelte PES-Programm
$T_b$	gesamte Transaktionskosten für den Schutz von Biodiversität
$T_{co_2}$	gesamte Transaktionskosten für die Speicherung von CO <sub>2</sub>
$U_t$	gesellschaftlicher Nutzen/Wohlfahrt zum Zeitpunkt t
$U_{it}$	individueller Nutzen zum Zeitpunkt t
$\alpha$	Anteil an den Transaktionskosten der Nutznießer
$\beta$	Anteil an den Transaktionskosten der Leistungserbringer
$\gamma_b$	Anteil der Kosten zum Schutz von Biodiversität
$\gamma_{co_2}$	Anteil der Kosten zur Reduktion von Kohlenstoffdioxid
$\delta$	Abweichung der Regressionskoeffizienten der Implementierungsphase
$\eta$	Signifikanzniveau
$\epsilon$	spezifischer Störterm
$\kappa$	maximale Aufnahmefähigkeit eines Ökosystems
$\lambda$	Regressionskoeffizient für Änderung der Karbonspeicher
$\mu$	Regressionskoeffizient für Transaktionskosten

$\xi$	Störterm der Residuenschätzung
$\pi_t$	Gewinn der Leistungserbringer zum Zeitpunkt t
$\rho$	Koeffizient der Residuenschätzung
$\tau(b_t, co_{2t})$	gesamte Stücktransaktionskosten bei gebündelten Payments for Environmental Services
$\tau_b(b_t)$	Stücktransaktionskosten des Schutzprogramms für Biodiversität
$\tau_{co_2}(co_{2t})$	Stücktransaktionskosten des Programms zur Reduzierung von Kohlenstoffdioxid
$\psi$	Anzahl der erklärenden Variablen
$\mathbf{c}$	Konstantenvektor
$\mathbf{x}$	Matrix der erklärenden Variablen
$\tilde{x}$	zeiterniedrigte Variablen
$x^*$	transformierte Variablen gemäß Cochran-Orcutt-Methode
$\hat{x}$	geschätzte Variablen
$\mathbf{z}$	Matrix der länderspezifischen Variablen



# 1 Einleitung

Seit über 20 Jahren steht der Schutz der biologischen Vielfalt, durch die Verabschiedung des *Übereinkommens über die biologische Vielfalt*, auf internationaler Ebene auf der politischen Agenda, jedoch ist weltweit immer noch ein drastischer Rückgang der biologischen Vielfalt zu verzeichnen. Ursachen hierfür sind die Zerstörung und Verschmutzung von Lebensräumen, wie Wäldern, Flüssen und Seen. Aber auch der Anstieg der bedrohten Arten oder gar deren Ausrottung ist ein Indiz für den Verlust von Biodiversität.

Ein mögliches Instrument zum Schutz und der Erhaltung der biologischen Vielfalt wird in der Umsetzung von Payments for Environmental Services (PES) gesehen. Bei diesen erhält der physikalische Zerstörer von Biodiversität einen finanziellen Ausgleich dafür, dass er diese Zerstörung unterlässt bzw., dass er biologische Vielfalt bereitstellt. Payments for Environmental Services entsprechen somit dem von Coase (1960) beschriebenen Laissez-faire-Prinzip. Die größte biologische Vielfalt kommt in Entwicklungsländern vor, die jedoch durch hohe institutionelle Unsicherheiten gekennzeichnet sind. Für die Umsetzung von PES-Programmen ist aber eine stabile institutionelle Struktur, bspw. eine klare Definition und die Durchsetzung von Eigentums- bzw. Nutzungsrechten, notwendig. Liegen diese nicht vor, so ist es vor der Umsetzung von PES notwendig, diese zu etablieren. Der Aufbau institutioneller Strukturen ist aber mit Transaktionskosten verbunden. Sind diese zu hoch, kann das zur Ineffizienz führen oder eine Umsetzung von PES verhindern. Die Konsequenz wäre ein weiterer Verlust der biologischen Vielfalt, sollten nicht andere Instrumente zu deren Schutz bereitstehen.

Eine Möglichkeit der Reduzierung der Transaktionskosten von PES-Programmen wird in der Bündelung zweier oder mehrerer Ökosystemleistungen (z. B. Biodiversität und Speicherung von Kohlenstoffdioxid) innerhalb eines Programms gesehen. An

diesem Punkt setzt die vorliegende Arbeit an. Drei zentralen Fragen soll in dieser Arbeit nachgegangen werden:

1. Welche Wirkungen hat eine Bündelung von Biodiversität mit einer weiteren Ökosystemleistung auf
  - das Schutzniveau der biologischen Vielfalt und
  - die Produktionsweise der Leistungserbringer?
2. Welche Voraussetzung muss gegeben sein, damit durch die Bündelung von PES-Programmen ein effizienterer Schutz der biologischer Vielfalt erfolgen kann?
3. Ist es möglich, durch die Einbeziehung des Schutzes biologischer Vielfalt innerhalb des Ansatzes *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus* (REDDplus) economies of scope bei den Transaktionskosten zu realisieren?

Die Arbeit gliedert sich in sieben Kapitel, einschließlich der Einleitung und Schlussbetrachtung.

Im zweiten Kapitel wird der Begriff *Biodiversität* bzw. *biologische Vielfalt* definiert und deren Bedeutung für die gesellschaftliche Wohlfahrt aufgezeigt, sowie eine Einordnung von Biodiversität in die ökonomische Theorie vorgenommen.

Die Definition von Biodiversität ist notwendig, um deren Bedeutung für die gesellschaftliche Wohlfahrt möglichst vollständig zu erfassen. In zwei Stufen wird aufgezeigt, wie Biodiversität die Wohlfahrt einer Gesellschaft beeinflusst: zuerst der Zusammenhang von Ökosystemgütern bzw. -leistungen und der gesellschaftlichen Wohlfahrt, und anschließend die Verbindung von Biodiversität und der Stabilität sowie Produktivität von Ökosystemen. Aber auch verschiedene direkte Zusammenhänge von Biodiversität und Wohlfahrt werden aufgezeigt.

Anschließend erfolgt die Einordnung der biologischen Vielfalt in die ökonomische Theorie. Von zentralem Interesse ist hier vor allem die Güterklassifizierung. Es soll eine Einordnung innerhalb des ökonomischen Güterraumes anhand verschiedener Kriterien vorgenommen werden. Des Weiteren wird der ökonomische Gesamtwert von Ökosystemleistungen mit seinen Unterkategorien dargestellt und auf den Begriff der Biodiversität übertragen.

Außerdem wird aufgezeigt, welche Ursachen zu dem Verlust der biologischen Vielfalt aus ökonomischer Sicht führen. Von zentralem Interesse sind vor allem die Problematik des Gutscharakters und der externen Effekte, der unzureichend definierten Eigentumsrechte sowie staatliche Handlungen und das weltweite Bevölkerungswachstum. Am Ende des zweiten Kapitels werden drei Gründe für den Schutz der biologischen Vielfalt diskutiert. Im Blickfeld stehen die eingeschränkte Substituierbarkeit, die Irreversibilität der Zerstörung und die intergenerativen Externalitäten.

Nachdem im zweiten Kapitel der Begriff der biologischen Vielfalt und deren Einordnung in die ökonomische Theorie dargestellt wurde, wird im Kapitel drei das Instrument der *Payments for Environmental Services* ausführlich erläutert. Der erste Abschnitt beschreibt die Grundidee des Konzeptes vor dem Hintergrund des Laissez-faire-Prinzips des Coase-Theorems. Anschließend werden dann die Definitionen der Umweltökonomik und die der Ökologischen Ökonomik ausführlich dargestellt und miteinander verglichen. Die Diskrepanz der beiden Definitionen besteht insbesondere hinsichtlich der institutionellen Ausgestaltung von PES-Programmen. Daher wird im zweiten Abschnitt dieses Kapitels die allgemeine institutionelle Struktur und die Möglichkeiten deren Ausgestaltung beschrieben.

Im anschließenden dritten Abschnitt werden die verschiedenen Kosten, welche mit der Umsetzung von *Payments for Environmental Services* verbunden sind, dargestellt. Es werden mögliche Ursachen für die Ineffektivität und Ineffizienz von PES-Programmen aufgezeigt und diskutiert. Dies erfolgt vor allem vor dem Hintergrund der zuvor beschriebenen institutionellen Struktur und deren Ausgestaltung sowie den mit PES-Programmen verbundenen Kosten.

Das vierte Kapitel umfasst zum einen eine ausführliche Darstellung des Begriffs der Transaktionskosten und zum anderen werden Ansätze zur Bündelung von PES-Programmen beschrieben. Bei der Definition des Begriffs der Transaktionskosten wird auch auf die möglichen Komponenten der Transaktionskosten und die Ursachen für deren Auftreten eingegangen. Des Weiteren werden verschiedene Ursachen für die Höhe dieser Kostenkomponenten aufgezeigt.

Darauf aufbauend wird die theoretische Analyse der Wirkungen von Transaktionskosten und der Bündelung von PES-Programmen vorgenommen. Hierfür wird ein Referenzmodell mit separaten *Payments for Environmental Services* dargestellt, in welchem die Transaktionskosten nicht beachtet werden. Anschließend wird in einem

ersten Alternativmodell die Annahme transaktionskostenfreier PES-Programme fallen gelassen. Die Ergebnisse des Alternativmodells werden dann mit denen des Referenzmodells verglichen. Zum Schluss wird ein weiteres Alternativmodell aufgezeigt, bei welchem Biodiversität und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid in einem PES-Programm gebündelt werden. Die Ergebnisse werden mit denen des Referenzmodells und des ersten Alternativmodells verglichen. Mithilfe des Vergleichs der beiden Alternativmodelle ist es dann möglich, die Voraussetzungen für einen effizienteren Schutz von Biodiversität bei der Bündelung von PES-Programmen zu identifizieren. Eine empirische Überprüfung, inwiefern die notwendigen Voraussetzungen für einen effizienteren Schutz biologischer Vielfalt durch die Bündelung vorliegen, erfolgt in den Kapiteln fünf und sechs anhand des Ansatzes Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus. Im ersten Abschnitt des fünften Kapitels erfolgt eine Darstellung des Entwicklungsprozesses des REDD-Ansatzes und dessen institutioneller Aufbau. Hierzu wird vor allem auf die verschiedenen Möglichkeiten der Ausgestaltung der einzelnen institutionellen Komponenten eingegangen. Anschließend wird die Begründung für die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt als Nebenziel aufgezeigt und welche Anpassungen des institutionellen Rahmens dadurch notwendig sind.

Im sechsten Kapitel erfolgt die eigentliche empirische Analyse zur Überprüfung der Voraussetzung für einen effizienten Schutz von Biodiversität durch die Einbeziehung in den REDDplus-Ansatz, d. h. die Bündelung der Speicherung von Kohlenstoffdioxid mit dem Schutz von Biodiversität. Betrachtet werden drei südostasiatische (Indonesien, Kambodscha und Vietnam) und drei mittel- bzw. südamerikanische (Costa Rica, Mexiko und Peru) Länder. Zunächst wird die Entwicklung der biologischen Vielfalt durch verschiedene Indikatoren und die Ursachen für deren Verlust in den sechs Ländern beschrieben. Die verschiedenen Maßnahmen, welche in den einzelnen Ländern zum Schutz der biologischen Vielfalt und der Speicherung von CO<sub>2</sub> durchgeführt werden sollen, werden im Anschluss aufgezeigt. Abschließend erfolgt die eigentliche Paneldatenanalyse und die Diskussion der Ergebnisse.

Im letzten Kapitel, der Schlussbetrachtung, werden die Ergebnisse der Arbeit noch einmal zusammengefasst. Die eingangs aufgeworfenen Fragestellungen werden vor dem Hintergrund der theoretischen und empirischen Analysen beantwortet und es wird eine abschließende Bewertung vorgenommen.



## 2 Die Bedeutung der Biodiversität

Der Begriff der *biologischen Vielfalt* bzw. *Biodiversität*<sup>1</sup> lässt auf den ersten Blick sicher nicht darauf schließen, dass dies ein Forschungsgebiet der Ökonomik, sondern eher der Biologie und Ökologie ist. Dass dem nicht so ist, soll in diesem Kapitel der Arbeit dargelegt werden. Die Bedeutung und der Einfluss von Biodiversität auf das Wohlergehen bzw. die Wohlfahrt von Menschen und Volkswirtschaften, die Art und Weise des Schutzes der biologischen Vielfalt und deren ökonomisch nachhaltige Nutzung, sind auch bei Ökonomen immer wieder von Interesse.

Zu Beginn dieses Kapitels wird eine Begriffsklärung von Biodiversität vorgenommen, um eine klare Abgrenzung für die spätere Analyse zu erhalten. Anschließend wird auf die Bedeutung der biologischen Vielfalt für Volkswirtschaften eingegangen. Dazu wird in einem ersten Schritt der Zusammenhang von Ökosystemleistungen und gesellschaftlicher Wohlfahrt aufgezeigt und in einem zweiten erfolgt dann die Darstellung des Zusammenhangs zwischen der biologischen Vielfalt und Ökosystemleistungen. Im darauf folgenden Abschnitt wird aufgezeigt, wie Biodiversität in die ökonomische Theorie eingebunden werden kann. In diesem Zusammenhang wird vor allem auf die Klassifizierung von Biodiversität als Gut und deren ökonomischem Wert eingegangen. Folgend werden verschiedene Ursachen für den Verlust biologischer Vielfalt aus ökonomischer Sicht aufgezeigt. Eine Begründung, warum der Schutz der biologischen Vielfalt von besonderer Bedeutung ist, soll dieses Kapitel abschließen.

---

<sup>1</sup>Beide Begriffe werden im Folgenden synonym genutzt.

## 2.1 Biodiversität – Eine Begriffsklärung

Seit Alexander von Humboldt, der in seinem Buch *Ansichten der Natur* die Artenvielfalt des nordwestlichen Südamerikas und Mexikos dokumentierte und beschrieb (vgl. Hawkins (2001), S. 133), beschäftigt sich der Mensch immer wieder mit der Unterschiedlichkeit von Lebewesen. Der Begriff *Biodiversität* ist aber erst in den 1980er Jahren geprägt worden. Zuvor wurde ausschließlich von *Diversität* gesprochen, womit die Vielfalt der Arten gemeint war. Eine Erweiterung dieses Konzeptes erfolgte 1980 durch Lovejoy, der in *The Global 2000 Report to the President of the U.S.* die Gesamtheit der biologischen Vielfalt betrachtete (vgl. Beierkuhnlein (1998), S. 82). Die Begriffskreation *Biodiversität* wurde 1986 durch Walter G. Rosen auf dem *National Forum on BioDiversity* in die Diskussionen eingeführt (vgl. Sarkar und Margules (2002), S. 300).

Ins Blickfeld der Politik ist der Schutz der biologischen Vielfalt 1992 auf der *United Nations Conference on Environment and Development* gerückt. Auf dieser beschlossen die Teilnehmerstaaten das *Übereinkommen über die biologische Vielfalt*. Der Begriff der Biodiversität wird in diesem wie folgt definiert: „*biologische Vielfalt bedeutet die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten, zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme.*“ (Parties of the Convention on Biological Diversity (1992), S. 3). Anhand dieser Definition ist ersichtlich, dass neben der Artenvielfalt auch weitere Aspekte der Natur für eine umfangreiche Begriffsbestimmung der biologischen Vielfalt berücksichtigt werden sollten. So sind weitere Bestandteile die Unterschiede innerhalb einer Art und die verschiedenen Ökosysteme, in denen die einzelnen Arten leben. DeLong Jr. (1996) erweitert die von den Vereinten Nationen angeführte Definition und bezieht die Prozesse, welche innerhalb der Ökosysteme erfolgen in seine Definition mit ein. Er definiert Biodiversität wie folgt: „*Biodiversity is an attribute of an area and specifically refers to the variety within and among living organisms, assemblages of living organisms, biotic communities, and biotic processes, whether naturally occurring or modified by humans. Biodiversity can be measured in terms of genetic diversity and the identity and number of different types of species, assemblages of species, biotic communities*

and biotic processes (e. g. abundance, biomass, cover, rate) and structure of each. It can be observed and measured at any spatial scale ranging from microsites and habit patches to entire biosphere.“ (ebd., S. 745). Gaston und Spicer (2005) nutzen zur Bestimmung des Begriffs Biodiversität eine recht kurze Definition, bei der aber auch die Variabilität innerhalb der Arten und der Ökosysteme berücksichtigt wird. Demnach ist Biodiversität „*the variety of life*“, and refers collectively to variation are all levels of biological organization.“ (ebd., S. 3). Offen bleibt bei dieser Definition, ob durch den Begriff *levels of biological organization* die von DeLong Jr. (1996) angeführten Ökosystemprozesse mit berücksichtigt werden. Da sich Gaston und Spicer (2005) bei der Darstellung der biologischen Vielfalt sehr auf die Definition der Vereinten Nationen beziehen, ist zu vermuten, dass sie mit diesem Begriff die Vielfalt der Arten, innerhalb der Arten und Ökosysteme meinen (vgl. ebd., S. 3f.). Die hier angeführten Definitionen sind nur ein Teil einer Vielzahl an Definitionen. Deutlich wird jedoch, dass Biodiversität kein einheitlicher Begriff ist, sondern sich aus mehreren Bestandteilen zusammensetzt. Allen Definitionen ist gleich, dass sie zur Begriffsbestimmung der biologischen Vielfalt auf die genetische, die ökologische und die organische Diversität zurückgreifen (s. Tab. 2.1).

Tabelle 2.1: Bestandteile der Biodiversität

<b>Ökologische Diversität</b>		<b>Organische Diversität</b>
Organismuskollektive		Königreiche
Biotoptypen		Stämme
Landschaften		Familien
Ökosysteme		Gattungen
Lebensräume		Arten
Nischen	<b>Genetische Diversität</b>	Unterarten
<i>Populationen</i>	<i>Populationen</i>	<i>Populationen</i>
	<i>Individuen</i>	<i>Individuen</i>
	Chromosomen	
	Gene	
	Nukleotiden	

Quelle: Gaston und Spicer (2005), S. 5.

Im Folgenden soll eine kurze Darstellung dieser drei zentralen Bestandteile der Biodiversität erfolgen.

- Die **genetische Diversität** umfasst die gesamten genetischen Informationen der Individuen einer Population und die zwischen den Populationen (vgl. Gaston und Spicer (2005), S. 5 und Pearce und Moran (1995), S. 2). Sie kann somit als der Grundbaustein der biologischen Vielfalt angesehen werden, da auf ihrer Grundlage alle weiteren Bestandteile der Biodiversität basieren. Wie aus Tabelle 2.1 ersichtlich wird, ist auch die genetische Vielfalt kein einheitlicher Begriff und setzt sich aus den Nukleotiden<sup>2</sup>, Genen, Chromosomen, Individuen und der Population zusammen (vgl. Gaston und Spicer (2005), S. 5). Zurückzuführen ist die Vielfalt der genetischen Informationen auf die Rekombination bei der Fortpflanzung von Individuen und der Mutation von Genen und Chromosomen (vgl. Pearce und Moran (1995), S. 3). Diese kann sowohl durch eine evolutionäre Änderung als auch durch künstliche Kreuzung erfolgen (vgl. Thomas (1992), S. 1).
- Die **organische Diversität** beschreibt die unterschiedlichen Hierarchien von Arten und Gruppen (vgl. Gaston und Spicer (2005), S. 5). Zu einer Art werden alle Individuen zusammengefasst, die sich untereinander fortpflanzen können (vgl. Pearce und Moran (1995), S. 3). Bestandteile der organischen Diversität sind die Individuen, die zu Populationen zusammengefasst werden und sich so bis zu Königreichen in verschiedene Formen des Zusammenlebens entwickeln (vgl. Pearce und Moran (1995), S. 4 und Gaston und Spicer (2005), S. 5).
- Die **ökologische Diversität** ist der dritte Bestandteil der biologischen Vielfalt. Mit ihr werden die Vielfalt und das Ausmaß der verschiedenen Ökosysteme beschrieben, z. B. Nischen, Lebensräume und Biotope (vgl. Gaston und Spicer (2005), S. 5). Ökosysteme sind demnach eine geografische Region, welche interagierende Arten beherbergt. Sie stehen in keinem bzw. einem sehr geringen biologischen Austauschprozess mit anderen Ökosystemen (vgl. Weikard (2002), S. 24). Eine Darstellung der ökologischen Diversität kann auf

---

<sup>2</sup> Nukleotide sind die Bausteine der Nukleinsäuren, welche ein Bestandteil der Zellen von Lebewesen sind (vgl. Bauer et al. (2008), S. 667).

verschiedene Weise erfolgen. Zum einen können Ökosysteme mit Hilfe funktionaler Unterschiede der in ihnen lebenden Organismen beschrieben werden. Und zum anderen ist eine Beschreibung durch die Anzahl, Größe und Verteilung der in ihnen lebenden Gemeinschaften möglich. Des Weiteren kann eine Beschreibung der Unterschiedlichkeit von Ökosystemen durch verschiedene Landschaften und deren Eigenschaften erfolgen (vgl. Pearce und Moran (1995), S. 5 und Weikard (2002), S. 24).

Auch wenn sich alle drei Bestandteile der biologischen Vielfalt getrennt von einander darstellen lassen, so sind sie miteinander verbunden. Aufbauend auf der genetischen Vielfalt entwickeln sich die unterschiedlichen Arten und Lebensformen, welche wiederum ein Teil der ökologischen Diversität sind. Die genetische und organische Diversität sind durch die Individuen und die Population miteinander verbunden. Diese sind dann der Grundstein für die verschiedenen Ökosysteme (vgl. Gaston und Spicer (2005), S. 5). Aufgrund der Verbindung zwischen den einzelnen Bestandteilen kann es auch zwischen diesen zu einer gegenseitigen Beeinflussung kommen. So können sich Änderungen in der DNA auf ein Individuum (organische Diversität) und schließlich auch auf ein gesamtes Ökosystem auswirken.

Der Begriff der Biodiversität setzt sich somit aus verschiedenen Bestandteilen zusammen, welche miteinander verbunden sind. Wird nun die biologische Vielfalt nur auf einen Teil bspw. der Artenvielfalt begrenzt, so wird ihre Bedeutung für eine Volkswirtschaft unzureichend erfasst. Auch wird dann der Bestand oder Verlust von Biodiversität zu gering angesetzt. Daher ist es notwendig, auf die einzelnen Bestandteile von Biodiversität und deren Bedeutung hinzuweisen.

## **2.2 Auswirkungen von Biodiversität auf die gesellschaftliche Wohlfahrt**

Berechtigterweise stellt sich die Frage, warum sich die Ökonomik mit dem Problem des Verlustes der Biodiversität befassen soll, da dies auf den ersten Blick doch eher ein Problem der Ökologie ist. Dass diese Überlegung eine eher kurze Sichtweise ist, kann damit begründet werden, dass die Vielfalt der Natur und Umwelt als Grundlage

für das menschliche Wohlergehen und die Produktion in einer Volkswirtschaft dient. In diesem Abschnitt soll aufgezeigt werden, wie Biodiversität und Ökonomik miteinander verbunden sind. Zu Beginn des Abschnittes wird auf die Bedeutung von Ökosystemleistungen für die Wohlfahrt eingegangen. Anschließend wird dann der Zusammenhang von Biodiversität und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen aufgezeigt.

### 2.2.1 Bedeutung von Ökosystemgütern und Ökosystemleistungen für die Wohlfahrt

Bevor eine Darstellung des Zusammenhangs von Ökosystemgütern und -leistungen und gesellschaftlicher Wohlfahrt beschrieben wird, sollen die beiden Begriffe *gesellschaftliche Wohlfahrt* und *Ökosystemgüter und -leistungen* definiert werden.

In der ökonomischen Theorie wird die gesellschaftliche Wohlfahrt als ein Prozess beschrieben, bei dem individuelle Ranglisten von alternativen Güterbündeln in eine gesellschaftliche Rangliste von alternativen Güterbündeln überführt werden (vgl. Arrow (1950), S. 335). Darüber wie dieser Prozess der Zuordnung erfolgt, besteht jedoch keine Einigkeit.<sup>3</sup> Auch wird in der ökonomischen Theorie nicht eindeutig geklärt, welche Bestandteile (Güterbündel) für die gesellschaftliche Wohlfahrt von Bedeutung sind. Folgt man der Definition des Millenium Ecosystem Assessment Board (2005) so besteht die gesellschaftliche Wohlfahrt aus den Bestandteilen *Basis für ein gutes Leben, Wahl- und Handlungsfreiheit, Gesundheit, gute soziale Beziehungen* und *Sicherheit* (vgl. ebd., S. 28 und 125f. und Weikard (1998), S. 268). Die verschiedenen Bestandteile der gesellschaftlichen Wohlfahrt können durch verschiedene Indikatoren beschrieben werden. So umfasst die Sicherheit zum einen die persönliche Sicherheit und zum anderen den Wunsch nach einem gesicherten Zugang zu Ressourcen. Die Basis für ein gutes Leben kann unter anderem durch die Versorgung mit Lebensmitteln beschrieben werden und gute soziale Beziehungen durch den gegenseitigen Respekt der Individuen (s. Abb. 2.1).

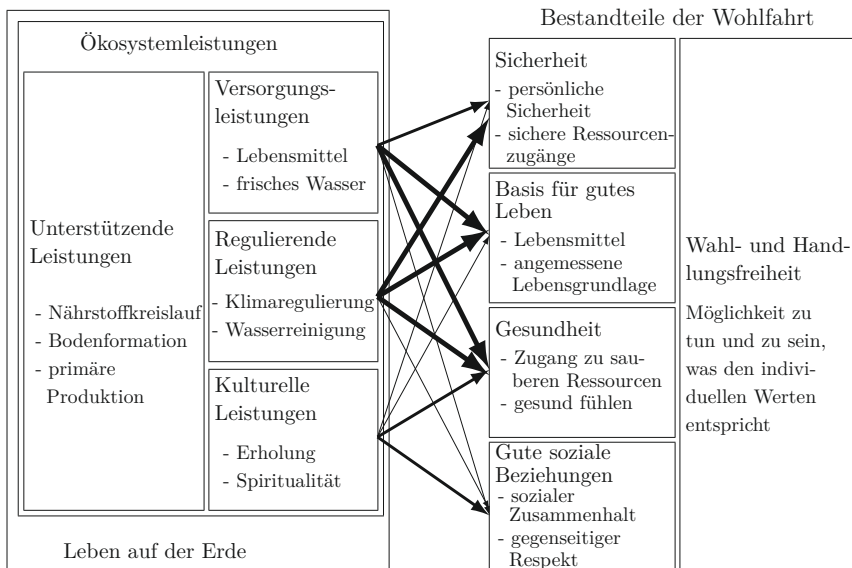
Ökosystemgüter und -leistungen werden als Nutzen, welchen Individuen direkt oder indirekt aus Ökosystemfunktionen ziehen, definiert (vgl. Costanza et al. (1997),

---

<sup>3</sup> Siehe hierzu die verschiedenen Gerechtigkeitstheorien von Bentham, Rawls usw.

S. 253, de Groot et al. (2002), S. 394 und Millenium Ecosystem Assessment Board (2005), S. 27). Von zentraler Bedeutung für die Bereitstellung der Güter und Leistungen eines Ökosystems sind somit die Ökosystemfunktionen (vgl. de Groot et al. (2002), S. 394 und Myers (1996), S. 2764). Nun sind die Funktionen eines Öko-

Abbildung 2.1: Ökosystemleistungen und Wohlfahrt



**Pfeilstärke**  
**Intensität der Verbindung**

— schwach  
 — mittel  
 — stark

Quelle: Millenium Ecosystem Assessment Board (2005), S. 28.

systems ebenso vielfältig wie die einzelnen Bestandteile, aus denen sich dieses zusammensetzt. Daher stellt sich die Frage, was sind Ökosystemfunktionen und wie können diese klassifiziert werden. Eine allgemein akzeptierte Definition von Ökosystemfunktionen wird von de Groot et al. (2000), de Groot et al. (2002) und Cairns und Pratt (1995) angeführt. Sie definieren Ökosystemfunktionen als die Eigenschaf-

ten eines Ökosystems bzw. dessen natürlichen Prozesse, die einen Nutzen durch die Bereitstellung von natürlichen Gütern und Leistungen stiften (vgl. de Groot et al. (2000), S. 195, de Groot et al. (2002), S. 394 und Cairns und Pratt (1995), S. 63). Eine Systematisierung der Ökosystemfunktionen wurde von de Groot et al. (2000) und de Groot et al. (2002) vorgenommen. Sie teilen die Ökosystemfunktionen in vier Gruppen ein: regulierende Funktionen, Lebensraumfunktion, Produktionsfunktion und Informationsfunktion. Durch diese werden unterschiedliche Güter und Leistungen der Ökosysteme bereitgestellt, welche die gesellschaftliche Wohlfahrt beeinflussen.

Die *regulierenden Funktionen* umfassen Prozesse von Ökosystemen zur Regulierung und Unterstützung biologisch-chemischer Kreisläufe (vgl. de Groot et al. (2000), S. 196 und de Groot et al. (2002), S. 395). Aus den regulierenden Funktionen ziehen die Individuen einen Nutzen, in dem z. B. Gewässer reguliert oder Wasser gereinigt wird (vgl. Myers (1996), S. 2765 und Sukhdev et al. (2008), S. 17). Der Nutzen, den die Individuen aus den regulierenden Funktionen ziehen, beschränkt sich nicht nur auf regulierende Leistungen, sondern wirkt sich auch auf unterstützende Ökosystemleistungen aus. So tragen regulierende Ökosystemfunktionen zum Schutz vor Bodenerosionen durch Flüsse oder einer Überdüngung bei. Über die unterstützenden Leistungen kommt es dann zu positiven Auswirkungen auf die Bereitstellung von Versorgungsleistungen bspw. aus der Landwirtschaft (vgl. Myers (1996), S. 2766).

Durch die *Lebensraumfunktion* von Ökosystemleistungen wird Pflanzen und Tieren die Möglichkeit geschaffen sich fortzupflanzen (vgl. de Groot et al. (2000), S. 196 und de Groot et al. (2002), S. 395). Die Schaffung und der Erhalt von Lebensräumen führen somit zu einer Sicherung natürlicher Ressourcen und der Versorgungsleistungen, z. B. von Lebensmitteln und medizinischen Wirkstoffen in Pflanzen (vgl. Sukhdev et al. (2008), S. 18). Die Wohlfahrt einer Gesellschaft wird somit über die Erhaltung der Gesundheit, die Sicherung von Zugängen zu Ressourcen und die Versorgung mit Lebensmitteln beeinflusst (s. Abb. 2.1).

Eine weitere Funktion von Ökosystemen ist die *Produktionsfunktion*<sup>4</sup>. Diese wird in zwei Prozesse aufgeteilt, die Primärproduktion und Sekundärproduktion. Bei der Primärproduktion werden durch die Photosynthese Kohlenhydrate erzeugt, welche für die Sekundärproduktion benötigt werden. Bei ihr werden diese zu lebender Bio-

---

<sup>4</sup> Der Begriff Produktion ist hier nicht gleichzusetzen mit der Produktion im ökonomischen Sinn.



masse umgeformt, aus der dann Ökosystemgüter, wie Lebensmittel und Rohstoffe, gewonnen werden (vgl. de Groot et al. (2000), S. 196, de Groot et al. (2002), S. 400 f. und Smith und Smith (2009), S. 146). Aufgrund der Speicherung von Kohlenstoffdioxid bei der Photosynthese kommt es außerdem zu einer Beeinflussung des Kohlenstoffdioxidkreislaufs und damit zur Regulierung des Klimas (vgl. Myers (1996), S. 2765). Somit ist die Primärproduktion (Photosynthese) die Grundlage für die Bereitstellung von Versorgungs- und Regulierungsleistungen. Aus der Sekundärproduktion werden Versorgungsleistungen gewonnen, welche die gesellschaftliche Wohlfahrt hinsichtlich der Bestandteile Gesundheit, durch die Bereitstellung medizinischer Wirkstoffe, und Basis für ein gutes Leben, durch die Bereitstellung von Lebensmitteln, beeinflussen (vgl. Baumgärtner und Becker (2008), S. 3 f., Klauer (2001), S. 6 und Sukhdev et al. (2008), S. 18).

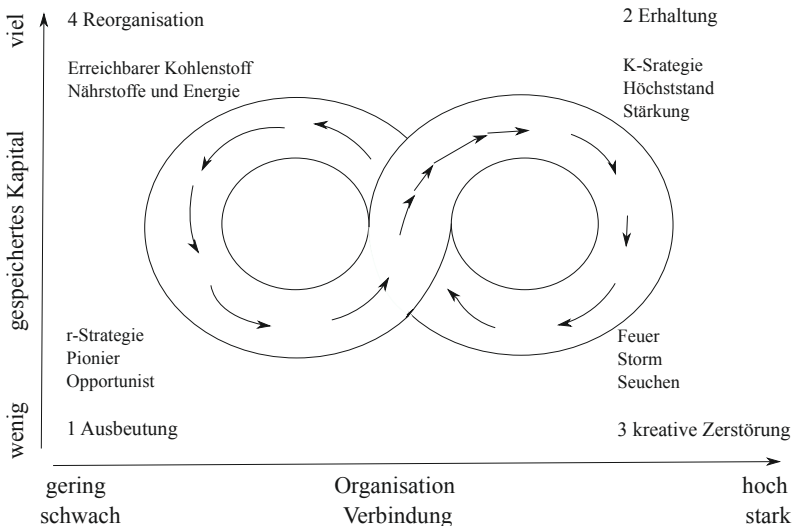
Die Erfüllung der *Informationsfunktion* durch Ökosysteme umfasst die Möglichkeiten zur Besinnung, Spiritualität und kognitiven Entwicklung (vgl. de Groot et al. (2000), S. 196 und de Groot et al. (2002), S. 395). Zwar hat, wie aus Abbildung 2.1 ersichtlich ist, diese Ökosystemfunktion eine eher geringe Auswirkung auf die gesellschaftliche Wohlfahrt, jedoch dürfte dies nicht im gleichen Umfang auf alle gesellschaftlichen Gruppen zutreffen. Vor allem bei Gruppen, deren Kultur sehr eng mit der Natur verbunden ist, ist diese Ökosystemfunktion sicher von hoher Bedeutung, z. B. indigene Völker (vgl. Millenium Ecosystem Assessment Board (2005), S. 139). Eine weitere Möglichkeit, einen Nutzen aus dieser Funktion zu ziehen, ist das Betreiben von Ökotourismus (vgl. de Groot et al. (2002), S. 402 und Myers (1996), S. 2766).

Auf den Zusammenhang der Ökosystemleistungen und der fünften Komponente der gesellschaftlichen Wohlfahrt, der Wahl- und Handlungsfreiheit, wurde bisher noch gar nicht eingegangen. Zwischen den Ökosystemleistungen und diesem Bestandteil besteht kein direkter Zusammenhang. Jedoch kommt es durch eine Verringerung oder gar Zerstörung der Ökosystemleistungen und damit auch von natürlichen Ressourcen zu einer Beeinträchtigung der Handlungsfreiheit einer Gesellschaft, was sich auf deren Wohlfahrt auswirkt (vgl. Millenium Ecosystem Assessment Board (2005), S. 126 und Weikard (1998), S. 268).

## 2.2.2 Bedeutung der Biodiversität für Ökosystemleistungen, Ökosystemgüter und Ökosystemfunktionen

Im vorherigen Abschnitt wurde zwar der Zusammenhang zwischen verschiedenen Ökosystemgütern und -leistungen und der gesellschaftlichen Wohlfahrt dargestellt, die Bedeutung der biologischen Vielfalt für die Wohlfahrt einer Gesellschaft wurde jedoch nicht betrachtet. Auch ist bei noch keiner der Ökosystemfunktionen oder bei den verschiedenen Ökosystemgütern und -leistungen Biodiversität als Bestandteil enthalten. Welche Bedeutung hat Biodiversität also für das menschliche Wohlergehen? Der Einfluss der biologischen Vielfalt auf die gesellschaftliche Wohlfahrt ist nicht als ein direkter Zusammenhang von einzelnen oder mehreren Ökosystemgütern und -leistungen zu beschreiben. Biodiversität beeinflusst die Wohlfahrt indirekt über die Sicherung der Funktionen und damit der Bereitstellung von Gütern und Leistungen eines Ökosystems (vgl. Diaz et al. (2006), S. 1300 und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 4).

Abbildung 2.2: Selbstregulierung von Ökosystemen



Quelle: Holling (1987), S. 145.

Sie trägt zur Sicherung von Ökosystemfunktionen sowie -gütern und -leistungen bei, indem sie das jeweilige Ökosystem stabilisiert (vgl. Peterson et al. (1998), S. 7). Die Stabilität eines Ökosystems wird zum einen durch die Resistenz dieses gegen Gefahren und zum anderen durch die Belastbarkeit bei Störungen beschrieben (vgl. Bengtsson et al. (2000), S. 45, Naeem (1998), S. 42, Peterson et al. (1998), S. 10 und McCann (2000), S. 229). Die Resistenz eines Ökosystems beschreibt den Grad der Veränderung eines Bestandteils von Ökosystemen nach einer Störung. Hingegen gibt die Belastbarkeit eines Ökosystems darüber Auskunft, inwiefern es nach einer Störung fähig ist in den vorherigen Zustand zurück zu gelangen (vgl. McCann (2000), S. 230). Als erster beschrieb Holling (1987) die Stabilität eines Ökosystems aufgrund dessen Selbstregulierung. Er stellt diese mit Hilfe von vier Zuständen eines Ökosystems, dem in ihm gespeicherten Kapital und der Verbindung und Organisation seiner Bestandteile, dar (s. Abb. 2.2).

Der Zustand der *Ausbeutung* ist gekennzeichnet durch eine rasche Ansiedlung von Lebewesen und Organismen in einem bestimmten Gebiet. Mit dem Übergang zum Ökosystemzustand der *Erhaltung*, wird innerhalb eines Ökosystems mehr Kapital, in Form von Nährstoffen und Biomasse gespeichert und die Vernetzung und Organisation der einzelnen Bestandteile erhöht sich. Währenddessen kann es zu einer Übernetzung der Bestandteile des Ökosystems kommen (s. Abb. 2.2).

Durch einen äußeren Schock, z. B. durch Feuer, kommt es dann zu einer Reduzierung des gespeicherten Kapitals. Dieser Zustand wird als *kreative Zerstörung* beschrieben, da gleichzeitig die Möglichkeiten für eine Neuordnung des Ökosystems freigesetzt werden. Diese sind jedoch nicht sofort verfügbar. Der eigentliche Freisetzungsprozess erfolgt erst im Zustand der *Reorganisation*. In diesem erhält der Boden neue Nährstoffe durch die Zersetzung des noch vorhandenen Ökosystemkapitals. Auf diesen neu mineralisierten Boden ist dann eine Ansiedlung und erneute Ausbeutung des Ökosystems möglich. Durch die Abstände der Pfeile in Abbildung 2.2 wird die Geschwindigkeit der einzelnen Prozesse beschrieben. Enge Pfeilabstände weisen auf einen langsamen und weite Abstände auf einen schnellen Verlauf (vgl. Holling (1987), S. 145 f.).

Um den Einfluss der biologischen Vielfalt auf die gesellschaftliche Wohlfahrt zu klären, müssen zwei Fragen beantwortet werden. Zum einen, welche Auswirkungen hat Biodiversität auf die Stabilität eines Ökosystems und zum anderen, wie

wirkt sich eine höhere biologische Vielfalt auf die Produktivität des Ökosystems aus (vgl. Bengtsson et al. (2000), S. 45).

Die Frage hinsichtlich des Zusammenhangs von Biodiversität und der Ökosystemstabilität muss aufgeworfen werden, da das Ökosystem als ‚Produktionsstätte‘, nicht im ökonomischen Sinne, von Ökosystemgütern und -leistungen angesehen werden kann. Vier Hypothesen bzgl. des Einflusses der biologischen Vielfalt auf die Stabilität eines Ökosystems sind in der Ökologie von zentraler Bedeutung. In Anlehnung an Johnson et al. (1996) und Peterson et al. (1998) sollen diese kurz dargestellt werden. Bei der *Diversität-Stabilität-Hypothese* von MacArthur (1955) wird ein positiver Zusammenhang zwischen der Anzahl der Arten in einem Ökosystem, dessen Stabilität und Funktionsweise beschrieben. Bei der von Ehrlich und Ehrlich (1981) aufgeworfenen *Nieten-Hypothese* wird davon ausgegangen, dass eine begrenzte Anzahl an Arten aus einem Ökosystem entnommen werden kann und dies nur zu einer geringen Beeinträchtigung der Stabilität führt. Wird jedoch eine kritische Grenze überschritten, so wirkt sich das negativ auf die Stabilität des Ökosystems aus. Dieser Ansatz wird von Walker (1992) mit seiner *Redundanz-Hypothese* konkretisiert. Er teilt die Arten in Gruppen ein, welche eine wichtige und eine weniger wichtige ökologische Funktion besitzen. Gehen Arten aus den Gruppen mit einer wichtigen ökologischen Funktion verloren, so hat dies eine hohe Beeinträchtigung der Stabilität zur Folge. Ein Verlust von Arten mit geringen ökologischen Funktionen hingegen hat kaum Auswirkungen auf die Ökosystemstabilität. Die *Idiosynkrasie-Hypothese* von Lawton (1994) geht schließlich davon aus, dass es keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der biologischen Vielfalt und der Ökosystemstabilität gibt (vgl. Johnson et al. (1996), S. 372 f. und Peterson et al. (1998), S. 7 f.).

Uneinigkeit besteht vor allem darüber, inwiefern für die Stabilität eines Ökosystems jede Art von Bedeutung ist (*Diversität-Stabilität-Hypothese*) oder nur bestimmte funktionale Gruppen (*Redundanz-Hypothese*). So konnten sowohl empirische Belege dafür gefunden werden, dass es durch einen Anstieg der Anzahl von Arten zu einer höheren Stabilität von Ökosystemen kommt (vgl. Frank und McNaughton (1991), S. 361 f., Tilman und Downing (1994), S. 364 f. und Tilman et al. (2006), S. 530 f.), als auch dafür, dass für die Ökosystemstabilität nur bestimmte funktionale Gruppen innerhalb eines Ökosystems von Bedeutung sind (vgl. MacGillivray et al. (1995), S. 640, Grime (1997), S. 1261 und Peterson et al. (1998), S. 13).

Nachdem nun dargestellt wurde inwiefern die biologische Vielfalt die Stabilität eines Ökosystems beeinflusst, soll jetzt der Frage nachgegangen werden, welche Auswirkungen ein Verlust der Biodiversität auf die Bereitstellung von Gütern und Leistungen eines Ökosystems und damit auch auf die gesellschaftliche Wohlfahrt hat. Die *Diversität-Produktivität-Hypothese* besagt, dass eine höhere Biodiversität innerhalb eines Ökosystems zu einem Anstieg der Produktivität führt. Der Grund ist die unterschiedliche Nutzung der limitierten Ressourcen durch die verschiedenen Arten (vgl. Tilman et al. (1996), S. 718).

Tabelle 2.2: Nettoprimärproduktivität wichtiger Ökosysteme

Typ des Ökosystems	Nettoprimärproduktion (g C/m <sup>2</sup> /Jahr)	Artendiversität
Tropischer Regenwald	900	höchste
Gemäßigte Wälder	540	durchschnittliche
Grasland	315	durchschnittliche
Wüste	32	geringe
Extreme Wüste	1,5	geringste

Quelle: Virginia und Wall (2001), S. 347.

Bei Betrachtung der Nettoprimärproduktion von Ökosystemen, welche durch eine unterschiedliche biologische Vielfalt gekennzeichnet sind, ist ein positiver Zusammenhang von Biodiversität und der ‚Produktion‘ des Ökosystems erkennbar (s. Tab. 2.2). Die Arbeiten von Naeem et al. (1994) und Tilman et al. (1996) unterstützen diese Vermutung eines positiven Zusammenhangs von biologischer Vielfalt und Produktivität eines Ökosystems (vgl. Naeem et al. (1994), S. 735 und Tilman et al. (1996), S. 719). Die verschiedenen Arten innerhalb eines Ökosystems beeinflussen dessen Produktivität und die Bereitstellung von Ökosystemgütern und -leistungen jedoch auf unterschiedliche Weise (vgl. Naeem et al. (1994), S. 735 und Isbell et al. (2011), S. 200 f.).

Wie bei der Darstellung des Zusammenhangs von Biodiversität und der Stabilität eines Ökosystems wird auch bei der Frage nach dem Zusammenhang von biologischer Vielfalt und der Produktivität eines Ökosystems die These vertreten, dass nicht alle Arten für die Sicherung der Produktivität die gleiche Bedeutung haben, sondern es funktionale Gruppen gibt. Innerhalb dieser werden wieder alle Arten zu-

sammengefasst, die die gleiche Bedeutung für einen Ökosystemprozess haben (vgl. F. Stuart Chapin III et al. (1998), S. 47). Loreau (1998) unterscheidet zwischen redundanten und komplementären Arten. Redundante Arten zeichnen sich dadurch aus, dass sie die gleichen Lebensräume und Ressourcen nutzen. Im Gegensatz dazu benötigen komplementäre Arten unterschiedliche Lebensräume und nehmen eine ergänzende Funktion innerhalb eines Ökosystems ein. Beim Verlust der biologischen Vielfalt können nun zwei Effekte eintreten. Zum einen steigt die Produktivität des Ökosystems mit einem Anstieg der komplementären Arten, da eine effizientere Nutzung der vorhandenen Nährstoffe im Boden möglich ist (vgl. Loreau (1998), S. 5633). Ein Verlust von redundanten Arten hat hingegen keinen eindeutigen Effekt auf die Produktivität des Ökosystems. Wird der frei gewordene Raum von weniger produktiven Pflanzen eingenommen, so sinkt die Produktivität. Bei der Ausbreitung von produktiveren Pflanzen nach dem Verlust einer redundanten Art steigt die Produktivität (vgl. Loreau (1998), S. 5634). Ein Anstieg der Produktivität ist bei der Annahme von funktionalen Gruppen somit an zwei Bedingungen geknüpft; erstens müssen die Aufgaben einer verlorenen Art durch andere Arten übernommen werden (vgl. F. Stuart Chapin III et al. (1998), S. 47 und Loreau (1998), S. 5635) und zweitens muss die Intensität der Ressourcennutzung mit der biologischen Vielfalt positiv korrelieren. Mit einem Anstieg der Artenzahl müssen die vorhandenen Ressourcen also besser genutzt werden, d. h. die Arten müssen sich hinsichtlich ihres Bedarfs an Ressourcen unterscheiden, um so alle Ressourcen (z. B. Nährstoffe) optimal zu nutzen (vgl. Loreau (1998), S. 5635).

### **2.2.3 Zwischenfazit**

Zu Beginn dieses Abschnittes wurde die Frage aufgeworfen, warum sich Ökonomik mit dem Schutz der biologischen Vielfalt befassen sollte. Dies wurde mit dem Zusammenhang der biologischen Vielfalt und der gesellschaftlichen Wohlfahrt begründet (vgl. Nunes und van den Bergh (2001), S. 203). Es besteht zwar kein direkter Zusammenhang, da Biodiversität selber kein Ökosystemgut oder eine Ökosystemleistung ist, jedoch kann ein indirekter Zusammenhang festgestellt werden. So beeinflusst die biologische Vielfalt die Stabilität und die Produktivität eines Ökosystems. Dadurch kommt es zur Sicherung der Bereitstellung der Güter und Leistungen eines Ökosystems, wodurch dann die Wohlfahrt einer Gesellschaft beeinflusst wird.

Wird dieser Argumentation für den Schutz der biologischen Vielfalt gefolgt, so ist auf zwei Schwierigkeiten hinzuweisen. Zum einen muss geklärt werden, wie Biodiversität die entsprechende Ökosystemleistung beeinflusst und wie deren Auswirkungen auf die gesellschaftliche Wohlfahrt ist. Zum anderen muss, wird der Ansatz der funktionalen Gruppen verfolgt, bekannt sein, welche Arten die gleichen Funktionen in einem Ökosystem übernehmen. Diese können dann zu einer funktionalen Gruppe zusammengefasst werden (vgl. Schwartz et al. (2000), S. 303 f.).

## 2.3 Biodiversität in der ökonomischen Theorie

Im vorherigen Abschnitt wurde die Bedeutung der biologischen Vielfalt für die gesellschaftliche Wohlfahrt skizziert. Dabei wurde jedoch deutlich, dass Biodiversität kein einheitliches Gut oder eine einheitliche Leistung ist, sondern eher ein Charakteristikum auf verschiedenen ökologischen Ebenen (s. Abschnitt 2.1). Dieses hat jedoch eine unterstützende Funktion bei der Versorgung und Bereitstellung von Ökosystemgütern und -leistungen (s. Abschnitt 2.2.2).

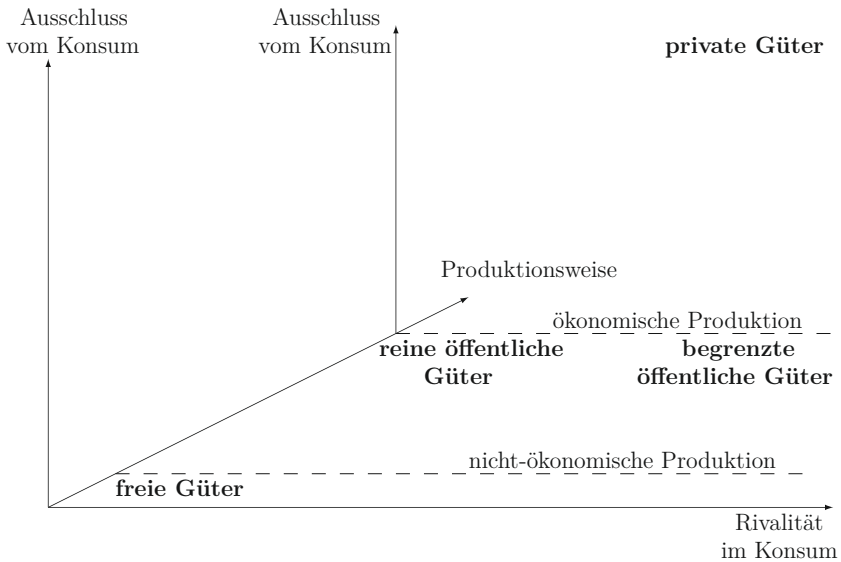
Im folgenden Abschnitt wird dargestellt, wie Biodiversität in die ökonomische Theorie einbezogen werden kann. Dazu wird zu Beginn die Einordnung in das Spektrum der Güterkategorien erfolgen und der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt beschrieben. Bei der Darstellung des ökonomischen Wertes wird ausschließlich auf den theoretischen Wert und dessen Zusammensetzung eingegangen. Eine Vorstellung verschiedener Bewertungskonzepte und deren Ergebnisse erfolgt jedoch nicht. Am Ende des Abschnittes werden dann Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt aus ökonomischer Sicht und Gründe für deren besondere Schutzbedürftigkeit aufgezeigt.

### 2.3.1 Einordnung in die Güterkategorien

Aus der Definition von DeLong Jr. (1996) wird deutlich, dass die biologische Vielfalt ein Charakteristikum der natürlichen Umwelt ist, welches die Prozesse von Ökosystemen unterstützt und so die Bereitstellung von Ökosystemgütern und -leistungen mit beeinflusst (s. Abschnitt 2.2). Daher wird Biodiversität in der ökonomischen

Theorie als ein Teil des Naturkapitals angesehen (vgl. Fromm (2000), S. 305). Nach der Definition des ökonomischen Kapitalbegriffs ist Kapital ein Bestand, mit dessen Hilfe bewertbare Güter und Leistungen erzeugt werden (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 38). Biodiversität kann somit, laut Definition, als der natürliche Bestand an unterschiedlichen genetischen Informationen, Arten und Ökosystemen betrachtet werden, welcher zur Bereitstellung von Ökosystemgütern und -leistungen beiträgt.

Abbildung 2.3: Güterklassifikation



Quelle: Eigene Darstellung.

Im Unterschied zu *produziertem Kapital* sind die durch das Naturkapital erzeugten Güter und Leistungen aber ohne menschlichen Einfluss entstanden (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 105). Natürliches Kapital wird des Weiteren in erneuerbares und nichterneuerbares Naturkapital eingeteilt. Bei erneuerbarem Naturkapital erfolgt die Aufrechterhaltung des Kapitalbestandes von selbst, wobei die Zeit der Regeneration mehr als ein Jahr und weniger als 100 Jahre beträgt (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 38 und Wacker und Blank (1998), S. 1). Da Biodiversität lebende Biomasse ist,



stellt sie somit nicht das gesamte Naturkapital dar, sondern nur den erneuerbaren Teil.

Wird Biodiversität als erneuerbares Naturkapital betrachtet, so kann in dieses investiert werden, indem für die Erhaltung des Bestandes gesorgt wird oder es kann zu Desinvestitionen kommen, wenn der Bestand zerstört wird (vgl. Fromm (2000), S. 303). Die Anreize zur Investition bzw. Desinvestition in den Bestand von Biodiversität sind stark von dessen Gutscharakter abhängig. Es ist daher für die weitere Analyse zu klären, wie Biodiversität in den ökonomischen Güterraum eingeordnet werden kann (s. Abb. 2.3).

Zum einen ist eine Einteilung anhand der Produktionsweise vorzunehmen. Zu unterscheiden sind hier die ökonomische von der ökologischen bzw. nicht-ökonomischen Produktion. Darüber hinaus ist eine Einteilung von Gütern anhand des Ausschlusses vom und der Rivalität im Konsum notwendig (s. Abb. 2.3). Innerhalb dieses dreidimensionalen Güterraumes soll nun die Klassifizierung von Biodiversität vorgenommen werden.

Gemäß der Produktionsweise können Güter in freie und ökonomische Güter unterschieden werden (vgl. Woll (2006), S. 26). *Freie Güter* sind dadurch gekennzeichnet, dass sie nicht ökonomisch produziert werden müssen und sie keiner Knappheit unterliegen (s. Abb. 2.3). Hingegen zeichnen sich *ökonomische Güter* durch die notwendige ökonomische Produktion und dem Vorliegen von Knappheitsverhältnissen aus (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 132 und Woll (2006), S. 26).

Eine Unterscheidung der ökonomischen Güter in *private* und *öffentliche Güter* wird anhand der Kriterien Nicht-Ausschließbarkeit vom und Nicht-Rivalität im Konsum vorgenommen (vgl. Musgrave (1969), S. 195). Bei einem reinen öffentlichen Gut treffen beide Eigenschaften zu. Private Güter zeichnen sich hingegen durch eine Rivalität im und einen Ausschluss vom Konsum aus. Nicht-Rivalität im Konsum bedeutet, dass der gleiche physische Output von mehreren Individuen gleichzeitig konsumiert werden kann (vgl. Musgrave (1969), S. 195, Samuelson (1954), S. 387 und Samuelson (1955), S. 350). Dies hat zur Folge, dass jedes Individuum die gleiche Menge des bereitgestellten Gutes erhält, unabhängig von seiner geleisteten Zahlung (vgl. Musgrave (1969), S. 194). Aufgrund der Nicht-Ausschließbarkeit vom Konsum bestehen keine Anreize zur Offenlegung der individuellen Präferenzen für das bereitgestellte Gut (vgl. Musgrave (1969), S. 195 f.). Dies führt dazu, dass es keine Bereitschaft zur

Finanzierung der Bereitstellung dieses Gutes gibt, was die Nichtbereitstellung zur Folge haben kann (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 137). Tritt ab einem gewissen Zeitpunkt im Konsum des öffentlichen Gutes Rivalität auf, so wird von einem *begrenzten öffentlichen Gut* gesprochen. Das Auftreten von Rivalität und damit einer Übernutzung des Gutes würde zu einer Senkung des Nutzens der bisherigen Nutzer bei einer Zunahme der Nutzer führen (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 138).

Biodiversität kann nun in die Güterkategorie der freien Güter eingeordnet werden, da sie nicht vom Menschen produziert wird, sondern durch ökologische Prozesse (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 40). Jedoch trifft das Nichtvorhandensein von Knappheitsverhältnissen im Bereich der Biodiversität nicht mehr uneingeschränkt zu. Dadurch wird deutlich, dass die Klassifizierung von Gütern wie sie hier vorgenommen wird, stark von der zeitlichen und sachlichen Dimension abhängig ist (vgl. Woll (2006), S. 26). Unter Berücksichtigung der zeitlichen Dimension kommt es daher zu einer Veränderung der Eigenschaften der biologischen Vielfalt im Zeitverlauf. Mit dem Anstieg der Weltbevölkerung geht eine räumliche Ausbreitung der Menschen einher, welche zu einer Reduzierung und/oder Zerstörung von Ökosystemen und Lebensräumen führt. Diese Entwicklung hat einen Rückgang der in diesen Ökosystemen lebenden Arten zur Folge und somit eine Verknappung der biologischen Vielfalt (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 40 und Vitousek et al. (1997), S. 494 f.). Das Charakteristikum der nichtvorhandenen Knappheit eines freien Gutes (geht) ist somit bei Biodiversität im Zeitverlauf (verloren) verloren gegangen.

Auch die zweite Eigenschaft freier Güter, nämlich dass es für sie keiner ökonomischen Produktion bedarf, muss für die Einordnung der biologischen Vielfalt in die Güterkategorien beachtet werden. Zwar kann die biologische Produktion der Biodiversität nicht vollständig durch eine ökonomische Produktion ersetzt werden, jedoch ist eine Beeinflussung der Produktion von Biodiversität möglich. Durch die Ausweitung von urbanen und industriellen Räumen sowie der land- und forstwirtschaftlichen Aktivitäten kommt es zu einer Reduzierung oder Zerstörung der biologischen Produktion (vgl. Vitousek et al. (1997), S. 495). Im Unterschied zur Urbanisierung und Industrialisierung von Landflächen erfolgt bei der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung sowie der Gewässerbewirtschaftung aber eine Kombination von Naturkapital und produziertem Kapital. Daly (1994) spricht in diesem Zusammenhang vom *kultivierten Naturkapital* (vgl. Daly (1994) nach Prugh et al. (1999), S. 50). Die-

ses ist dadurch gekennzeichnet, dass natürliches Kapital und damit Teile des biologischen Produktionsprozesses in den ökonomischen Produktionsprozess integriert werden (vgl. Prugh et al. (1999), S. 50). Eine ausschließliche Einordnung von Biodiversität als ‚reines‘ freies Gut ist daher nicht möglich.

Wie sollte nun die biologische Vielfalt in das aufgezeigte Spektrum der Güterkategorien eingeordnet werden? Die Beantwortung dieser Frage soll anhand einiger Beispiele erfolgen. Als Grundlage für die folgenden Beispiele dient das Ökosystem Wald. Unterliegt dieser keinen menschlichen Eingriffen und ist durch eine hohe biologische Vielfalt gekennzeichnet, so führt dies zu einer höheren Stabilität und Produktivität des Ökosystems, was eine Sicherung der Ökosystemleistungen zur Folge hat (s. Abschnitt 2.2.2). Sowohl die biologische Vielfalt des Waldes, als auch die durch diesen angebotenen Ökosystemleistungen (z. B. Speicherung von Kohlenstoffdioxid) stellen ein freies Gut dar. Der Grund liegt in der rein biologischen Produktion und den nicht vorhandenen Knappheitsverhältnissen. Des Weiteren besteht keine Möglichkeit des Ausschlusses vom Konsum und es besteht auch keine Rivalität im Konsum der biologischen Vielfalt (vgl. Farley et al. (2010), S. 2077).

Geht der Wald in staatliches Eigentum über und wird als steuerfinanzierter Naturschutzpark genutzt, ändert sich jedoch die Güterklassifizierung. Durch die Nutzung als Naturschutzpark wird die Dienstleistung Erholung angeboten. Aufgrund der Steuerfinanzierung ist es aber nicht möglich, Nutzer vom Konsum auszuschließen. Ab einer bestimmten Nutzerzahl kann es jedoch zu Rivalität im Konsum des Parks kommen. Somit handelt es sich bei dieser Dienstleistung um ein begrenztes öffentliches Gut. Diese Nutzungsform ist aber mit einer Erhaltung der biologischen Vielfalt verbunden und so auch mit einer höheren Stabilität und Produktivität des Ökosystems sowie der Sicherung von Ökosystemleistungen. Diese sind zwar freie Güter, dieses Mal aber an die Nutzungsart des Menschen gebunden. Daher kann hier von einem freien Gut in Form eines positiven externen Effektes der gewählten Nutzungsform gesprochen werden.<sup>5</sup>

Besteht hingegen an dem bisher betrachteten Wald kein staatliches Eigentum, sondern privates Eigentum und wird der Wald gerodet und zur intensiven landwirtschaftlichen Produktion genutzt, ändert sich erneut die Güterklassifizierung. Werden die Landflächen zur landwirtschaftlichen Produktion genutzt, so sind die landwirt-

---

<sup>5</sup> Die Problematik der externen Effekte wird in Abschnitt 2.3.3 ausführlich dargestellt.

schaftlichen Erzeugnisse (z. B. Getreide oder Rinder) in die Kategorie der ökonomischen Güter einzuordnen. Diese sind ökonomische Güter, in die sowohl natürliches Kapital als auch produziertes Kapital einfließt. Um ein privates Gut handelt es sich, da Nutzer aufgrund des Marktpreises vom Konsum ausgeschlossen werden können und Rivalität im Konsum besteht. Durch die landwirtschaftliche Produktion und die damit verbundene Abholzung kommt es jedoch zu einer Zerstörung des Ökosystems Wald und damit zu einer Zerstörung der Biodiversität. Diese geht z. B. einher mit einer Reduzierung der Speicherung von Kohlenstoffdioxid, was einen negativen externen Effekt der Landnutzung darstellt. Eine weitere Möglichkeit der Nutzung ist die Errichtung eines privaten Naturschutzparks. Für diesen müssten Eintrittsgelder erhoben werden, wodurch der Ausschluss vom Konsum ermöglicht wird. Ab einer bestimmten Nutzerzahl würde auch wieder Rivalität im Konsum auftreten. Der Naturschutzpark wäre in diesem Fall ein privates Gut. Wie aber schon am Beispiel des staatlichen Naturschutzparks gezeigt wären damit positive externe Effekte verbunden, welche als freies Gut anzusehen sind (vgl. Kline et al. (2009), S. 205).

Anhand der aufgeführten Beispiele wird deutlich, dass Biodiversität und einige mit ihr verbundene Leistungen freie Güter sind, da die Produktion nicht durch den Menschen erfolgt. Die ökologische Produktion ist aber durch ökonomische Aktivitäten beeinflussbar. Durch menschliche Eingriffe in die ökologische Produktion verändern sich aber die Knappheitsverhältnisse für Biodiversität. Es geht somit die Eigenschaft der nicht vorhandenen Knappheit von Biodiversität verloren. Wie sich die Knappheitsverhältnisse ändern, ist jedoch von der jeweiligen Landnutzung abhängig. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es sich bei Biodiversität zum überwiegenden Teil um ein freies Gut handelt, welches jedoch nicht in der ‚reinen‘ Form vorliegt. Kennzeichnend sind aber die ökologische Produktion und das Auftreten als externer Effekt menschlicher Aktivitäten. Diese Problematik des freien Gutes und der Externalitäten sind in der weiteren Analyse und vor allem bei der Suche nach den Ursachen für den Verlust zu berücksichtigen.

### 2.3.2 Der ökonomische Wert

Im Abschnitt 2.2.1 wurde der Zusammenhang von biologischer Vielfalt und gesellschaftlicher Wohlfahrt aufgezeigt. Der Begriff der gesellschaftlichen Wohlfahrt und

vor allem auch deren Bestandteile sind sicher etwas vielfältiger als im Abschnitt 2.2.1 dargestellt. So müssen bei einer vollständigen Darstellung der gesellschaftlichen Wohlfahrt auch industrielle Güter und Leistungen berücksichtigt werden. Zwischen der industriellen Produktion und der Erhaltung der biologischen Vielfalt besteht jedoch bis zu einem gewissen Grad ein Zielkonflikt. So müssen für industrielle Produktionsstätten und die dafür benötigte Infrastruktur Ökosysteme verkleinert werden oder gar komplett weichen. Dieser Zielkonflikt besteht jedoch nicht nur bei der industriellen Produktion, auch in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft ist dieser zu erkennen. Beispielsweise kommt es zur Rodung von Wäldern und damit zur Zerstörung von Ökosystemen, auf deren Flächen dann landwirtschaftliche Monokulturen angebaut und/oder Pestizide eingesetzt werden (vgl. Tiezzi et al. (1991), S. 463 f.).

Die Bewertung der Biodiversität ist somit aus verschiedenen Gründen von zentraler Bedeutung. Zum einen soll der Nutzen für die Wohlfahrt einer Gesellschaft durch monetäre Werte verdeutlicht werden und zum anderen dient sie als Grundlage für Entscheidungen über ökonomische Aktivitäten (vgl. Costanza et al. (2001), S. 167 und Nunes und van den Bergh (2001), S. 203). Erfolgt eine Bewertung von Biodiversität, so wäre es möglich, diese auch als Einkommensquelle heranzuziehen und bei ökonomischen und gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen in monetärer Form zu berücksichtigen (vgl. Edwards und Abivardi (1998), S. 239 und Faucheux und Noël (2001), S. 315).

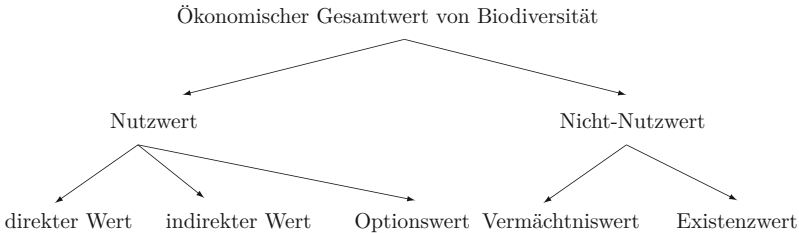
Die Bewertung der biologischen Vielfalt ist außerdem notwendig, um Fairness innerhalb einer Generation, aber auch zwischen den Generationen zu ermöglichen (s. Abschnitt 2.4.3). Durch die Bewertung von Biodiversität ist es somit möglich, diese nachhaltiger zu nutzen, da sie im volkswirtschaftlichen Preissystem berücksichtigt werden kann (vgl. Costanza (2000), S. 8 f.)

Es stellt sich daher die Frage: Gibt es *einen* bzw. *den* Wert der biologischen Vielfalt? Anhand der Definition von Biodiversität und der Darstellung des Zusammenhangs von biologischer Vielfalt und gesellschaftlicher Wohlfahrt wird deutlich, dass es sich nicht um ein konkretes Gut oder eine konkrete Leistung handelt. Vielmehr muss von einem Bündel an Gütern und Leistungen gesprochen werden. Den Wert von Biodiversität mit Hilfe *eines* Wertes darzustellen wäre daher sicher nicht ausreichend. In der ökonomischen Theorie wird zwar versucht, den gesamten ökonomischen Wert

der Biodiversität abzubilden, dieser setzt sich jedoch aus verschiedenen Teilwerten zusammen.

Eine grobe Aufteilung kann in *Nutzwert* und *Nicht-Nutzwert* erfolgen. Beide Wertkomponenten können aber noch weiter aufgespalten werden (s. Abb. 2.4).

Abbildung 2.4: Zusammensetzung des Gesamtwertes von Biodiversität



Quelle: In Anlehnung an Pearce und Moran (1995), S. 20.

Die Nutzwerte hängen von der Verwendung der biologischen Vielfalt ab (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 316 und Pearce und Moran (1995), S. 19) und sind vor allem auf den instrumentellen Nutzen der Biodiversität zurückzuführen (vgl. Nunes und van den Bergh (2001), S. 205 und Randall (1991), S. 65). Hingegen ist der Nicht-Nutzwert teilweise oder vollständig von der Nutzung biologischer Vielfalt losgelöst (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 316 und Pearce und Moran (1995), S. 19).

Zum Nutzwert zählt der direkte ökonomische Wert, der indirekte ökonomische Wert und der Optionswert von Biodiversität. Der *direkte Wert* spiegelt den aktuellen Nutzen, welchen die Individuen aus der derzeitigen Nutzung von Lebensmitteln, Rohstoffen usw. gewinnen, wieder (vgl. Ehrlich und Ehrlich (1992), S. 220, Nunes und van den Bergh (2001), S. 205 und Pearce und Moran (1995), S. 20). Dieser wird auf dem jeweiligen Markt für die entsprechende Leistung oder das entsprechende Gut bestimmt (vgl. Salzman (1997), S. 893). Im Gegensatz dazu drückt der *indirekte Wert* der biologischen Vielfalt den Vorteil für Individuen aus, die nicht direkt von ihr begünstigt sind und für deren Leistungen nicht zahlen (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 158). Darunter fallen z. B. die Nutzen, welche aus den globalen lebensunterstützenden Systemen und Prozessen (Photosynthese, Klimaregulierung usw.) gezogen werden (vgl. Ehrlich und Ehrlich (1992), S. 220, Nunes und van den

Bergh (2001), S. 205 und Pearce und Moran (1995), S. 20). Der direkte und indirekte Wert der biologischen Vielfalt können somit auf die gegenwärtige Nutzung der entsprechenden Güter und Leistungen zurückgeführt werden. Eine weitere Unterteilung in den Konsum- und Produktionswert ist hier noch möglich. Der Konsumwert beschreibt dabei den Nutzen der Ökosystemfunktionen, der den Individuen ohne eine weitere Verarbeitung zugutekommt (vgl. de Groot (1992), S. 136). Hingegen erfasst der Produktionswert die Nutzen der Ökosystemgüter und -leistungen, die in den ökonomischen Produktionsprozess fließen (vgl. Fromm (2000), S. 305 und de Groot (1992), S. 137).

Hinsichtlich der Nutzung genetischer Informationen, aber auch über die Funktionsweise der Ökosysteme besteht Ungewissheit bzgl. deren zukünftiger Nutzung.<sup>6</sup> Daher sollte eine intertemporale Betrachtung des Nutzens erfolgen, welche durch den *Optionswert* vorgenommen werden kann. Dieser stellt die zukünftige Nutzung einer Ressource dar. Weisbrod (1964) spricht in diesem Zusammenhang von einer optionalen Nachfrage (vgl. ebd., S. 473 und Faucheux und Noël (2001), S. 318). Wird die Bereitstellung der Option einer zukünftigen Nutzung als öffentliches Gut betrachtet, so besteht kein Anreiz der Individuen, ihre Präferenzen für dieses zu äußern und es kommt nicht zum Angebot dieser Option (vgl. Weisbrod (1964), S. 473). Es kann jedoch rational sein, die Präferenz für die Option der zukünftigen Nutzung biologischer Vielfalt bekannt zu geben, wenn über die Nutzungspotentiale eine hohe Ungewissheit besteht und das Individuum risikoavers ist (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 318). Krutilla (1967) weist in diesem Zusammenhang auch auf die Bedeutung der Nichtsubstituierbarkeit einer Ressource hin (vgl. ebd., S. 780). Ist die Zerstörung der biologischen Vielfalt irreversibel, so ist die Bekanntgabe der Präferenzen für eine zukünftige Nutzung sogar für ein risikoneutrales Individuum rational. Arrow und Fischer (1974) sprechen hierbei von einem Quasi-Optionswert der biologischen Vielfalt (vgl. ebd., S. 318). Eine vollständige Erfassung des Optionswertes ist jedoch nicht möglich, da kein vollkommenes Wissen bzgl. zukünftiger Bedürfnisse besteht. So kann z. B. dem Wirkstoff einer Art zur Heilung einer bisher

---

<sup>6</sup> Die Ungewissheit kann auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden. So können sich die Präferenzen der Individuen und Handlungsmöglichkeiten ändern. Des Weiteren sind Folgen von getroffenen Entscheidungen nicht vollkommen bekannt und bei denen die bekannt sind, besteht eine gewisse Unsicherheit hinsichtlich der Eintrittswahrscheinlichkeiten (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 317).

unbekanntes Krankheitsrisiko kein ökonomischer Wert zugeordnet werden, da es für diesen kein Bedarft gibt (vgl. Weikard (1998), S. 267).

Neben diesen Nutzwerten der biologischen Vielfalt sind auch die Nicht-Nutzwerte zu berücksichtigen. Zu diesen zählt zum einen der *Existenzwert* der biologischen Vielfalt, welcher den Wert aufgrund der reinen Existenz einer Art oder eines Ökosystems widerspiegelt, ohne dass daraus ein konkreter Nutzen gezogen werden kann (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 321f. und Pearce und Moran (1995), S. 20). Er ist somit im Gegensatz zu den übrigen Werten nicht instrumentell, sondern intrinsisch motiviert (vgl. Nunes und van den Bergh (2001), S. 205 und Randall (1991), S. 65). Zum anderen ist der *Vermächtniswert* zu berücksichtigen. Dieser erfasst die potentiellen Nutz- und Nicht-Nutzwerte für nachkommende Generationen (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 321 f. und Pearce und Moran (1995), S. 20).

Auch wenn der gesamte ökonomische Wert sicherlich sehr umfangreich ist, erfasst er den Wert der biologischen Vielfalt nicht vollständig (vgl. Pearce und Moran (1995), S. 21). Einbeziehen sind auch *ethische Werte*, welche über den Existenzwert hinausgehen. Diese basieren vor allem auf Religiosität und sind ebenfalls intrinsisch motiviert. Außerdem sind auch *ästhetische Werte* zu beachten, wie die Schönheit von Landschaften und Tieren (vgl. Ehrlich und Ehrlich (1992), S. 219f. und Weikard (2002), S. 21).

Die Darstellung der verschiedenen Nutzen- oder Wertkategorien der biologischen Vielfalt scheint sicher nachvollziehbar und auch verständlich zu sein. Die Ermittlung und Quantifizierung der verschiedenen Wertkomponenten ist aber auch mit Problemen verbunden. Die größten Probleme dürften bei der Bestimmung der Nicht-Nutzwerte und der ethischen Werte bestehen. Da diese vor allem intrinsisch motiviert sind, ist eine Monetarisierung dieser Nutzwerte nur sehr schwer oder gar nicht möglich (vgl. Nunes und van den Bergh (2001), S. 205). Ist der Nutzen nicht quantifizierbar, so wird von intangiblen Nutzen der Biodiversität gesprochen (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 159). Soll der Wert für die Nutzung und die Existenz von Biodiversität für zukünftige Generationen ermittelt werden, so muss das Problem der Unkenntnis der Präferenzen zukünftiger Generationen gelöst werden. Da dies recht aussichtslos sein dürfte, handelt es sich auch hier um einen intangiblen Nutzen (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 321). Auch die Problematik der Diskontierung zukünftiger Nutzen ist bei der Berücksichtigung des Options- und Vermächtniswer-



tes nicht zu unterschätzen (vgl. Faucheux und Noël (2001), S. 325 f. und Petersen und Müller (1999), S. 161 f.). Die Problematik der Monetarisierung des Nutzens von Biodiversität dürfte umso schwieriger werden, je mehr die Leistung oder das Gut, welches durch die biologische Vielfalt bereitgestellt wird, den Charakter eines freien Gutes hat und je ungewisser die Kenntnis über die zukünftigen Präferenzen der Individuen ist (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 159 und Weikard (1998), S. 265). Bei der Bewertung von Biodiversität ist auch zu beachten, dass der Nutzen nicht regional begrenzt anfallen. Sie können je nach Gut oder Leistung regional oder global vorkommen. Dies dürfte eine genaue Zuordnung des Nutzens zu den einzelnen Nutznießern erschweren (vgl. Costanza et al. (1997), S. 257 f. und Nunes und van den Bergh (2001), S. 206 f.).

Eine vollständige Monetarisierung der Nutzen von Biodiversität dürfte aufgrund der angesprochenen Probleme bei der Bewertung somit nicht möglich sein (vgl. Weikard (1998), S. 267). Auf eine Bewertung, auch wenn diese nicht im vollen Umfang erfolgen kann, sollte aber nicht verzichtet werden. Diese ist notwendig, damit die biologische Vielfalt mit in das Entscheidungskalkül von privaten Personen, Unternehmen und staatlichen Institutionen einfließt. Eine Bewertung der Nutzen der biologischen Vielfalt würde dieser einen Preis zuordnen und somit das gesamtwirtschaftliche Preissystem ändern, was wiederum Auswirkungen auf die Allokation auf den verschiedenen Märkten und somit auf die Konsum- und Produktionsgewohnheiten einer Gesellschaft hätte (vgl. Costanza et al. (1997), S. 258 und Petersen und Müller (1999), S. 153).

### 2.3.3 Ökonomische Begründung des Verlustes

Die Gründe für den Verlust der biologischen Vielfalt können in unmittelbare und in mittelbare Ursachen eingeteilt werden. *Unmittelbare Ursachen* sind die Handlungen, welche zu einer direkten Zerstörung oder Reduzierung der Biodiversität in den verschiedenen Ökosystemen führen. Hingegen sind *mittelbaren Ursachen* Faktoren, auf denen die unmittelbaren Ursachen basieren (vgl. Deke (2008), S. 20). Sie haben somit nur einen indirekten Einfluss auf die Zerstörung der biologischen Vielfalt.

Handlungen, welche einen direkten Einfluss auf den Bestand der biologischen Vielfalt und somit auf die Stabilität und Produktivität von Ökosystemen sowie deren

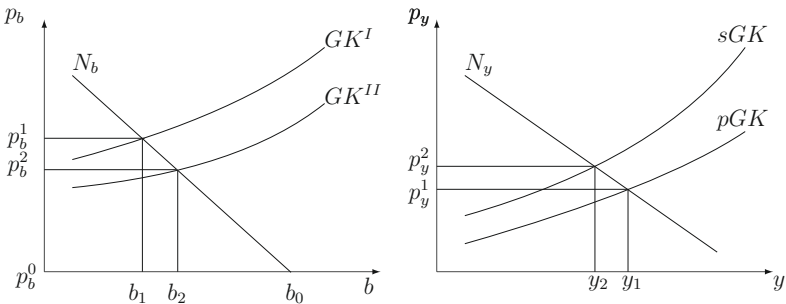
Güter und Leistungen haben, sind vor allem im Bereich der Landnutzung zu sehen. So führt eine Ausweitung und Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion zur Abholzung von Wäldern. Dies geht einher mit der Verkleinerung von Lebensräumen und dem Verlust von Arten und genetischen Informationen (vgl. Geist und Lambin (2002), S. 145 und Deke (2008), S. 20 und DeFries et al. (2010), S. 3). Aber auch die Ausweitung von Infrastrukturmaßnahmen, wie der Bau von Straßen und die Ausdehnung von Stadtgebieten führt zu einer Zerstörung von Ökosystemen, die mit dem Verlust von Biodiversität verbunden ist (vgl. Geist und Lambin (2002), S. 145). Neben diesen Änderungen der Landnutzung hat auch die Einfuhr von invasiven Arten einen Anstieg des Verlustes der biologischen Vielfalt zur Folge. Werden in ein Ökosystem Arten eingebracht, welche ursprünglich in diesem keine Funktion übernommen haben, so hat dies Auswirkungen auf die in einem Ökosystem lebenden Arten und auf die verschiedenen Ökosystemprozesse (vgl. Deke (2008), S. 20). Direkte Ursachen für den Verlust von Biodiversität sind somit Handlungsentscheidungen der Wirtschaftssubjekte. Diese Handlungsentscheidungen verschiedener Individuen können auf verschiedene indirekte Faktoren zurückgeführt werden. Vier zentrale indirekte Ursachen sollen im Folgenden näher beschrieben werden.

### **a) Gutscharakter und Externalitäten**

Dieser Aspekt wurde bereits im Abschnitt 2.3.1 angesprochen, und soll nun vor allem hinsichtlich der Externalitäten vertieft werden. Zwar erfolgt die Bereitstellung des freien Gutes Biodiversität nicht durch einen ökonomischen, sondern einen biologischen Produktionsprozess, dieser ist jedoch von der Art der Landnutzung abhängig und somit auch von ökonomischen Entscheidungen der Wirtschaftssubjekte. Kommt es zu einer Zerstörung, z. B. durch die Rodung von Wäldern, oder zu einer zu starken Ausbeutung von Ökosystemen, z. B. durch Überfischung, so hat dies Auswirkungen auf die Stabilität des jeweiligen Ökosystems und damit auch auf die von ihm bereitgestellten Güter und Leistungen (s. Abschnitt 2.2.2). Als Folge der Ausbeutung und Zerstörung aufgrund entsprechender Nutzungsformen kommt es dann zu einer Verknappung der biologischen Vielfalt (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 40). Baumgärtner et al. (2001) beschreiben die Landnutzung durch den Menschen als eine Kuppelproduktion bei der zum einen nur erwünschte, zum anderen aber sowohl erwünschte als auch unerwünschte Güter und Leistungen auftreten können

(vgl. ebd., S. 367). Die Bereitstellung oder Nichtbereitstellung von Biodiversität ist somit ein Nebenprodukt der unterschiedlichen Möglichkeiten der Landnutzung. Nebenprodukte einer gemeinsamen Produktion können in diesem Zusammenhang, unter bestimmten Voraussetzungen als externer Effekt der Landnutzung beschrieben werden (vgl. Buchanan (1966), S. 404 und Meyer und Turner II (1992), S. 48). Externalitäten treten auf, wenn der Nutzen oder Gewinn eines Individuums nicht nur von Handlungen abhängt, welche dieses selber kontrolliert, sondern auch von Handlungen welche von einem anderen Individuum teilweise oder vollständig kontrolliert werden (vgl. Buchanan und Stubblebine (1962) S. 372). Aufgrund von Externalitäten im Zusammenhang mit der Landnutzung weichen die privaten von den sozialen Grenznutzen/-kosten ab (vgl. Scitovsky (1954), S. 143). Somit ist das Pareto-Optimum nicht mehr erfüllt, d. h. die Grenzraten der Substitution der Individuen unterscheiden sich von einander (vgl. Buchanan und Stubblebine (1962), S. 376). Es besteht daher die Möglichkeit, dass die verschiedenen Individuen durch Verhandlungen oder staatliche Eingriffe bzgl. ihres Nutzens besser gestellt werden können, ohne dass andere Individuen schlechter gestellt werden (vgl. Schöler (1999), S. 132).

Abbildung 2.5: Externe Effekte der Landnutzung



Quelle: Eigene Darstellung.

Von positiven Externalitäten von Ökosystemen wird dann gesprochen, wenn durch eine bestimmte Landnutzung Arten oder Ökosystemprozesse erhalten werden, und diese die Nutzen- oder Kostenfunktion eines Individuums beeinflussen, ohne dass dafür eine Gegenleistung erfolgt (vgl. Crocker und Tschirhart (1992), S. 552). Beispiele sind z. B. die Bestäubung von Feldfrüchten durch Insekten aus einem angrenzenden

Wald, aber auch die Aufnahme von Kohlenstoffdioxid durch den Waldbestand. Es treten jedoch nicht nur positive Externalitäten auf, sondern auch negative externe Effekte, z. B. Wildläufe, welche die Ernte zerstören (vgl. Naidoo et al. (2006), S. 682).

Die Wirkung von Externalitäten soll nun am Beispiel der Bewirtschaftung eines Waldes verdeutlicht werden. Die Ausgangssituation ist durch einen biodiversitätsreichen Wald gekennzeichnet. Da die biologische Vielfalt ein freies Gut ist und noch keine Knappheitsverhältnisse vorliegen kann die gesamte Nachfrage  $b_0$  zu einem Preis von Null  $p_b^0$  bereitgestellt werden (s. Abb. 2.5).

Durch die Änderung der Landnutzung, z. B. durch eine höhere Nachfrage nach Lebensmitteln, kommt es zur Rodung des Waldes und damit zu einer Verknappung des freien Gutes Biodiversität (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 40). Jedoch werden bei der Produktion der landwirtschaftlichen Güter nicht die sozialen Grenzkosten  $sGK$ , z. B. für die Entwicklung und Umsetzung von Strategien zum Schutz biologischer Vielfalt berücksichtigt. Die privaten Grenzkosten  $pGK$  der landwirtschaftlichen Produktion sind daher geringer als die eigentlichen Kosten der Landnutzung  $sGK$  und es wird die Menge  $y_1$  zum Preis  $p_y^I$  angeboten. Bei der Bereitstellung von Biodiversität hingegen steigen die Grenzkosten auf  $GK^I$  aufgrund der veränderten Knappheitsverhältnisse (s. Abb. 2.5). Somit beeinflusst der Landwirt durch seine Entscheidung der vollständigen Rodung des Waldes die Nutzenfunktion andere Individuen, da diese vorher Biodiversität kostenfrei bereitgestellt bekamen und nach der Rodung für diese aber Kosten für den Schutz biologischer Vielfalt aufwenden müssen. Würde eine Internalisierung durch Verhandlungen oder staatliche Eingriffe erfolgen, so müsste der Landwirt zu den sozialen Grenzkosten  $sGK$  produzieren und seine landwirtschaftliche Produktion würde auf  $y_2$  sinken. Im Gegenzug kann der Bestand an Biodiversität von  $b_1$  auf  $b_2$  ausgeweitet werden, da die Grenzkosten des Schutzes von Biodiversität auf  $GK^{II}$  sinken (vgl. Fritsch (2011), S. 84 ff.).

Als eine Ursache für den Verlust der biologischen Vielfalt kann also der Gutscharakter gesehen werden. Biodiversität ist ein Teil des Naturkapitals und wird daher nicht im ökonomischen Sinne produziert. Diese kostenlose Bereitstellung führt zu einer Übernutzung der Ressource Biodiversität, da sie im Entscheidungskalkül der Wirtschaftssubjekte nicht berücksichtigt wird. Kommt es aufgrund der Nichtberücksichtigung im Entscheidungskalkül zu einer Reduzierung der biologischen Vielfalt

und damit auch der Stabilität von Ökosystemen sowie der Sicherung von Ökosystemleistungen, sind mit der Entscheidung für eine bestimmte Art der Landnutzung negative externe Effekte für die Gesellschaft verbunden. Dies drückt sich in den zu geringen privaten Grenzkosten der landwirtschaftlichen Produktion und den zu hohen gesellschaftlichen Grenzkosten des Schutzes der biologischen Vielfalt aus.

### **b) Fehlende oder unzureichend definierte Verfügungsrechte**

Bisher wurde der Verlust der biologischen Vielfalt mit dem freien Gutscharakter und dem Auftreten von Externalitäten bei verschiedenen Methoden der Landnutzung beschrieben. Die Argumentation war dabei, so dass aufgrund der biologischen Produktion die Grenzkosten der Bereitstellung von Biodiversität nicht wahrgenommen und nicht in das ökonomische Entscheidungskalkül einbezogen werden. Die Folge ist eine Übernutzung und Verknappung der Ressource, womit negative externe Effekte verbunden sind.

Das Auftreten von Externalitäten kann auf eine fehlende oder unzureichende Definition der Verfügungsrechte an einer bestimmten Ressource zurückgeführt werden. Der Begriff des *Verfügungsrechts* bzw. *Property Rights* umfasst das Recht der Nutzung, des Ertrags, der Veränderung und der Übertragung einer Ressource. Es handelt sich somit um ein Bündel von Rechten, welche durch staatliche Institutionen oder private Vereinbarungen beschränkt werden können (vgl. Martiensen (2000), S. 224 und Richter und Furubotn (2010), S. 90 f.). Sind an einem Kuppelprodukt, welches den Nutzen anderer Individuen beeinflusst, keine Verfügungsrechte definiert, so kann dieses nicht veräußert werden. Es erfolgt somit keine Internalisierung des positiven oder negativen externen Effektes.

Verfügungsrechte können in verschiedenen Ausprägungen auftreten. Unterschieden werden können *unbeschränkte* und *beschränkte* Verfügungsrechte (vgl. Martiensen (2000), S. 225). Unbeschränkte Verfügungsrechte umfassen das gesamte Bündel der aufgezeigten Verfügungsrechte und sind an ein Individuum gebunden. Hierbei wird auch von privaten Property Rights gesprochen (vgl. Heltbergh (2002), S. 194, Lerch (1998), S. 287 und Martiensen (2000), S. 225). Beschränkte Verfügungsrechte können einer weiteren Aufteilung unterzogen werden. So ist der Gegenpol der privaten Verfügungsrechte der *offene Zugang* zu einer Ressource. Hierbei bestehen für den Zugang und die Nutzung der Ressource keine Bestimmungen und sie ist für jeden

frei zugänglich und nutzbar. Zwischen diesen beiden Extremen der Verfügungsrechte können die *staatlichen* und die *kollektiven* Verfügungsrechte eingeordnet werden. Beide zählen wie der offene Zugang zu den beschränkten Verfügungsrechten (vgl. Martiensen (2000), S. 226). Liegen die Verfügungsrechte einer Ressource in staatlicher Hand, so hat dieser über den Zugang und die Bewirtschaftung dieser zu entscheiden. Die kollektiven Verfügungsrechte unterscheiden sich dahingehend, dass eine Gemeinschaft (z. B. eine Gruppe indigener Völker oder eine Dorfgemeinschaft) über die Verfügungsrechte der Ressource verfügt. Der Zugang zu ihr ist somit nur den Mitgliedern dieser Gemeinschaft vorbehalten. Innerhalb dieser sollten dann Regelungen hinsichtlich der Bewirtschaftung der Ressource festgelegt werden (vgl. Heltbergh (2002), S. 193 und Lerch (1998), S. 287).

Welche Arten der Verfügungsrechte treten nun bei der biologischen Vielfalt auf? Lerch (1994) und Lerch (1998) sieht als Ausgangssituation für den Verlust der Biodiversität die Problematik, dass an dieser keine Verfügungsrechte bestehen, es sich also um eine Ressource mit einem offenen Zugang handelt (vgl. Lerch (1994), S. 290 und Lerch (1998), S. 287). Diese fehlende Definition der Verfügungsrechte an der biologischen Vielfalt kann auf zwei Gründe zurückgeführt werden, zum einen das Fehlen von Knappheitsverhältnissen und zum anderen das Fehlen von Informationen über potentielle Verwendungsmöglichkeiten von Biodiversität und zukünftige Bedürfnisse innerhalb einer Gesellschaft (vgl. Hampicke (1991), S. 84 f. und Lerch (1994), S. 289).

Da somit für Biodiversität keine Beschränkungen hinsichtlich des Zugangs und keine Regelungen bzgl. ihrer Nutzung bestehen bzw. bestanden, kam und kommt es zu einer Übernutzung und teilweisen Zerstörung (vgl. Hardin (1968), S. 1244). Durch die mit der Übernutzung verbundene Änderung der Knappheitsverhältnisse und die Gewinnung neuer Informationen über die Nutzungsmöglichkeiten, vor allem in der Agrar- und Pharmaindustrie (vgl. Lerch (1994), S. 290 und Swanson und Göschl (2000), S. 77 f.), entstanden und entstehen aber Anreize zur Definition und/oder Konkretisierung von Verfügungsrechten. Voraussetzung ist, dass diese Veränderungen von den Individuen wahrgenommen werden und, dass der Nutzen die Kosten der Definition von Verfügungsrechten übersteigt (vgl. Demsetz (1967), S. 350). Kommt es zur Definition von Verfügungsrechten an der biologischen Vielfalt aufgrund eines veränderten Nutzen-Kosten-Verhältnisses, kann es trotzdem zu einer

Übernutzung der Biodiversität kommen. Die Ursache können staatliche und kollektive Verfügungsrechte sein. Bei diesen kann es zu keiner oder einer unvollständigen Regelung für die Nutzung und Bewirtschaftung der biologischen Vielfalt kommen. Dadurch treten die gleichen Probleme wie in einer Situation des offenen Zugangs auf (vgl. Heltbergh (2002), S. 193).

Trotz der Vergabe privater Verfügungsrechte besteht jedoch ebenfalls die Gefahr einer Übernutzung oder Zerstörung von Biodiversität vor allem, wenn diese einer gewissen Unsicherheit unterliegen. Als zwei zentrale Ursachen für die Unsicherheit von Property Rights ist die Gefahr der Enteignung durch den Staat und ein Anstieg der Bevölkerungsdichte durch Migration zu sehen (vgl. Amacher et al. (2009), S. 282 und de Oliveira (2008), S. 304).

Die Gefahr einer Enteignung eines privaten Landbesitzers führt bei diesem zu einer Reduzierung des Gegenwartswertes der jeweiligen Landnutzung (vgl. Amacher et al. (2009), S. 287). Es besteht somit kein Anreiz, eine Landnutzung umzusetzen, welche über einen längeren Zeitraum Investitionen benötigt und erst in ferner Zukunft einen Ertrag bringt. Denkbar ist aber auch, dass der Ertrag der Investition unsicher ist, da noch keine Informationen über Nutzungsmöglichkeiten bestehen, wie dies insbesondere bei der genetischen Vielfalt der Fall sein kann (vgl. Weikard (1998), S. 267). Die Folgen sind u. a. die Abholzung der Waldflächen und der Anbau landwirtschaftlicher Produkte, deren Ertragszeitpunkt näher am Investitionszeitpunkt liegt (vgl. Mendelsohn (1994), S. 755). Diese Unsicherheit bzgl. der Verfügungsrechte aufgrund eines Anstiegs der Bevölkerung ist verbunden mit dem Anstieg des illegalen Holzschlags. Um diesen und damit der Gefahr eines Ertragsverlustes zu umgehen, besteht bei dem Landbesitzer ein Anreiz, natürliche Waldflächen auf seinem Land abzuholzen (vgl. Amacher et al. (2009), S. 290 ff.). Brasilien kann hierfür als ein Beispiel herangezogen werden. In Brasilien ist es gesetzlich erlaubt, privates Land zu nutzen, welches nicht produktiv genutzt wird, z. B. natürlicher Waldbestand. Die Abholzung des Waldes kann als zweierlei Sicherungsstrategien des Landbesitzers angesehen werden. Zum einen stellt die Abholzung eine strategische Intervention dar. Im Gegensatz zum Waldbestand sind landwirtschaftliche Flächen leichter zu kontrollieren, da ein natürlicher Waldbestand als nicht bewirtschaftet und damit als eine Ressource mit einem offenen Zugang angesehen werden würde. Es wird also die Gefahr von illegalen Abholzungen verringert. Zum anderen kann die Abholzung

als Risikomanagementstrategie angesehen werden, d. h. es kommt zur Abholzung des natürlichen Waldes aus Angst vor einem Kapitalverlust. Der Kapitalstock einer landwirtschaftlichen Produktion (z. B. der Viehbestand) ist wesentlich mobiler als der einer forstwirtschaftlichen Produktion. Somit ist der Kapitalverlust bei einer Enteignung geringer, da das Kapital einfacher an einen anderen Ort transportiert werden kann (vgl. Araujo et al. (2009), S. 2464).

Bisher wurden nur die Verfügungsrechte bzgl. der Landflächen bzw. Ökosysteme betrachtet. Gemäß der Definition von Biodiversität umfasst diese jedoch nicht nur Ökosysteme und Arten, sondern auch die genetische Diversität. Hier setzt das Konzept der *Geistigen Verfügungsrechte* an, wodurch sich Anreize für den Schutz der gesamten biologischen Vielfalt erhofft wurden. Genetische Ressourcen sind ein wichtiger Produktionsfaktor bei der Entwicklung von neuen resistenterem Saatgut und neuen Medikamenten (vgl. Lerch (1998), S. 290 und Swanson und Göschl (2000), S. 77). Indem auf genetisch verändertes Saatgut und Medikamente aus genetischen Informationen ein Patent gegeben wird, sollte ein Schutz des Inputfaktors Biodiversität erfolgen. Die Ursachen, dass dieser erhoffte Effekt nicht vollständig eingetreten ist, sind darin zu sehen, dass erstens die Einführung von resistenterem Saatgut zu einer Anpassung der landwirtschaftlichen Produktion an dieses und damit zu einer weiteren Zerstörung der Biodiversität führte. Diese wurde aufgrund des neuen Saatgutes z. B. nicht mehr zum Schutz gegen Schädlinge in der landwirtschaftlichen Produktion benötigt. Und zweitens profitierte nur die Endstufe von dem Verfügungsrecht, vorgelagerte Stufen (z. B. Besitzer eines natürlichen Waldes) jedoch nicht. Für eine erfolgreiche Umsetzung geistiger Verfügungsrechte ist es aber notwendig, dass beide Produktionsstufen von deren Umsetzung profitieren (vgl. Trommter (2005), S. 577 f.). Der Anreiz für die Entwicklungs- und Forschungsindustrie in eine in-situ-Erhaltung der genetischen Vielfalt, d. h. die Erhaltung innerhalb der Natur, zu investieren, ist außerdem aufgrund der schwierigen Kontrolle sehr gering. Ein größeres Interesse besteht in der ex-situ-Erhaltung, d. h. Einlagerung in Genbanken (vgl. Swanson und Göschl (2000), S. 84 f.).

Die Definition der Verfügungsrechte an Biodiversität ist somit aus verschiedenen Gründen sehr komplex und schwer umzusetzen. Es stellt sich die Frage, ob es überhaupt möglich ist, eine umfassende und eindeutige Definition vorzunehmen. Diese Frage muss sicher verneint werden. Wird der ökonomische Gesamtwert der biolo-



gischen Vielfalt betrachtet, so ist dies gerade aufgrund der Nicht-Nutzwerte nicht möglich. Vor allem bei Akzeptanz der Existenz eines Vermächtniswertes muss auf einen Teil der Verfügungsrechte an Biodiversität verzichtet werden, da dieser zukünftigen Generationen zugesprochen werden müsste.

Die Ressource Biodiversität ist somit immer der Gefahr fehlender oder unzureichend definierter Verfügungsrechte ausgesetzt (vgl. Lerch (1998), S. 288). Aber auch die fehlenden Informationen über die potentielle Nutzung genetischer Informationen oder die Bedeutung bestimmter Arten für die biochemischen Kreisläufe verhindern eine vollständige Definition von Verfügungsrechten an Biodiversität (vgl. Hampicke (1991), S. 84 f.).

### **c) Staatliche Handlungen und Staatsversagen**

Auch staatliche Eingriffe oder staatliches Versagen können zum Verlust biologischer Vielfalt führen, dieses hat jedoch unterschiedliche Facetten. Dieses reicht vom Untlassen bestimmter politischer Maßnahmen, z. B. die Nichtdurchsetzung oder Nichtbestimmung von Verfügungsrechten bis zur Korruption innerhalb der Legislativen und Exekutiven eines Landes (vgl. Deke (2008), S. 23 und Smith et al. (2003), S. 68). Korruption kann sich in zweifacher Weise auf die Umsetzung beschlossener Schutzmaßnahmen auswirken. Zum einen kann es aufgrund korrupter Beamter dazu kommen, dass Verstöße gegen Schutzbestimmungen nicht geahndet werden (vgl. Smith et al. (2003), S. 69). Es werden somit Anreize geschaffen, sich nicht an vorgegebene Bestimmungen zu halten, um bestimmte Ziele beim Schutz der biologischen Vielfalt zu erreichen. Und zum anderen ist es möglich, dass Gemeinschaften oder Personen, welche zum Schutz der biologischen Vielfalt beitragen wollen, die Möglichkeiten dazu seitens staatlicher Stellen nicht erhalten (vgl. Smith et al. (2003), S. 69). Beispielsweise können von Beamten finanzielle Mittel zur Unterstützung von Schutzprojekten auf lokaler Ebene zurückgehalten werden. Dadurch besteht bei diesen die Gefahr, dass sie nicht mehr weiter durchgeführt oder erst gar nicht in Angriff genommen werden. Begünstigt wird Korruption im Bereich des Biodiversitätsschutzes durch die schwere Erfolgsmessung kurzfristig angelegter Schutzprojekte und die instabile politische Situation in den Ländern, welche eine hohe biologische Vielfalt aufweisen. Unter anderem ist das Gewicht der Umweltpolitik sehr gering und die Beamten werden schlecht bezahlt, wodurch diese anfälliger für Bestechungen sind

(vgl. Smith et al. (2003), S. 68).

Weitere Anreize, die nicht zum Schutz von Biodiversität beitragen, werden aber vor allem durch steuerpolitische Maßnahmen und der Subventionsvergabe gesetzt. Ziel ist dabei vor allem die Förderung des land- und forstwirtschaftlichen Sektors. Möglichkeiten in diesem Bereich sind das Erlassen von Exportsubventionen auf bestimmte Produkte, die Steuerbefreiung von land- und/oder forstwirtschaftlichen Einkommen aber auch die steuerliche Vergünstigung von Produktionsfaktoren (vgl. Deininger und Minten (1999), S. 321). Die Folge ist die Verzerrung von Marktpreisen und -einkommen und damit auch eine verzerrte Grundlage für die Entscheidungen von Investitionen (vgl. Barbier et al. (1991), S. 55).

Beispiele für eine derartige Förderungspolitik, die zu einer Zerstörung der biologischen Vielfalt führte, können vor allem in Brasilien aufgezeigt werden. In den 1980er Jahren wurde der landwirtschaftliche Sektor vor allem durch steuerliche Begünstigungen bei der Besteuerung der Einkommen und des Bodens bevorzugt behandelt (vgl. Binswanger (1991), S. 822 und 824). Aber auch die Subventionierung von landwirtschaftlichen Exportgütern (vgl. Barbier et al. (1991), S. 56) und die staatliche Förderung von großen Infrastrukturmaßnahmen führten zu einem Rückgang der Waldflächen und damit auch der Biodiversität (vgl. Moran (1993), S. 3 f.).

Der staatliche Ankauf von Mais führte in Mexiko zu einem Anstieg des Marktpreises, was eine Ausweitung der Landflächen zum Maisanbau zur Folge hatte. Auch die Subventionierung der Holzwirtschaft und die Beschränkung des Holzimports hatten negative Auswirkungen auf den Waldbestand Mexikos (vgl. Deininger und Minten (1999), S. 332).

Im südostasiatischen Raum kann vor allem Indonesien als Beispiel für eine verfehlte Schutzpolitik im Bereich der Biodiversität herangezogen werden. Seit den 1980er Jahren kommt es hier zur Abholzung von natürlichen Waldflächen vor allem für den Anbau von Palmöl, welcher durch die Subventionierung von Palmölplantagen begünstigt wurde (vgl. Barbier et al. (1991), S. 56). Durch die Vergabe der Eigentumsrechte von Waldflächen an die Bezirksregierungen wurde vor allem die illegale Waldrodung ausgeweitet. Der Grund lag in den nicht vorhandenen Kapazitäten und Fähigkeiten der Bezirksregierungen die Bewirtschaftungsstandards der nationalen Regierung um- und durchzusetzen (vgl. Jepson et al. (2001), S. 859 und 861).

Wie gezeigt wurde, hat der Staat über verschiedene Kanäle Einfluss auf die Zer-

störung der biologischen Vielfalt. Zum einen durch eine unzureichende Umsetzung von Schutzmaßnahmen vor Korruption innerhalb staatlicher Institutionen. Und zum anderen durch die Umsetzung politischer Maßnahmen, welche einen Anreiz für biodiversitätsunfreundliche ökonomische Aktivitäten setzen. Aber auch eine unzureichende Definition von Eigentums- bzw. Verfügungsrechten an Land und Biodiversität können als staatliches Versagen angesehen werden.

Als Folge kommt es wieder zu einer Reduzierung natürlicher Flächen für ökonomische Aktivitäten, was zu einer Verknappung der biologischen Vielfalt führt.

#### **d) Bevölkerungsdichte bzw. -wachstum**

Eine weitere Ursache für den Verlust der biologischen Vielfalt ist der enorme Anstieg der Weltbevölkerung. Von 1990 bis 2011 stieg die Gesamtbevölkerung von etwa 5,3 Mrd. auf etwa 7 Mrd. Menschen (vgl. United Nations (2011)). Dies entspricht einer jährlichen Wachstumsrate von ca. 1,3 %. Mit dem höchsten Wachstum weisen auch die Regionen auf, welche zu den sogenannten Hotspots für Biodiversität zählen (vgl. Myers et al. (2000), S. 854).

Im Abschnitt 2.3.1 wurde Biodiversität als freies Gut definiert, welches keinen Knappheitsverhältnissen unterliegt. Durch den Anstieg der Weltbevölkerung ist diese Eigenschaft jedoch verloren gegangen (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 40). Betrachtet Malthus (1993) die natürlichen Ressourcen als einen limitierenden Faktor für das Wachstum der Bevölkerung (vgl. ebd., S. 18), so ist heutzutage die Frage von Interesse, welche Auswirkungen das Bevölkerungswachstum auf die Qualität der natürlichen Ressourcen hat (vgl. Cropper und Griffiths (1994), S. 250).

Ein Anstieg der Bevölkerung ist mit einem Anstieg von Bedürfnissen und damit auch der Nachfrage nach Ressourcen verbunden (vgl. Angelsen und Kaimowitz (1999), S. 87 und Cropper und Griffiths (1994), S. 251). Aufgrund der Nachfrageerhöhung nach Naturkapital kommt es zu einer stärkeren Zerstörung von Ökosystemen, z. B. durch die Abholzung von Wäldern und die Kultivierung dieser Flächen (vgl. Angelsen und Kaimowitz (1999), S. 87, Laurance (1999), S. 112, Meyer und Turner II (1992), S. 52 und Vitousek et al. (1997), S. 494). Amacher et al. (2009) sehen den Verlust von Waldflächen und damit eine Zerstörung der biologischen Vielfalt durch den Anstieg der Bevölkerung in einer Region als eine der zentralen Ursachen für den Verlust von Biodiversität (vgl. ebd., S. 290 f.).

Einen Rückgang der bewaldeten Flächen aufgrund des Anstiegs der Bevölkerungsdichte wird unter anderem von Cropper und Griffiths (1994) und Palo (1994) empirisch nachgewiesen. Steigt demnach die Bevölkerungsdichte auf 100 Personen je 1.000 ha, führt dies zu einem Anstieg der Abholzung um 0,33 Prozentpunkte. Ein ähnliches Ergebnis erhielten sie für Südamerika. Für Asien hingegen konnte, bezogen auf den gesamten Waldbestand, kein Anstieg der Abholzungsraten festgestellt werden. Begründet werden kann dieser Effekt durch einen starken Ausbau der Waldplantagen in Asien. Für die natürlichen Waldflächen hingegen entspricht das Ergebnis in etwa dem für Afrika und Südamerika (vgl. Cropper und Griffiths (1994), S. 253).

Verbunden mit der Änderung der Landnutzung ist die Beeinflussung und Veränderung der biologischen Prozesse aufgrund des Verlustes von Ökosystemen, Lebensräumen sowie Arten (vgl. Cincotta et al. (2000), S. 991 und Vitousek et al. (1997), S. 494). McKee et al. (2003) weisen empirisch einen Anstieg der Gefährdung von Biodiversität in Ländern mit einer stark wachsenden Bevölkerung bzw. zunehmender Bevölkerungsdichte nach (vgl. McKee et al. (2003), S. 163). Als Ursache führen sie die mit dem Bevölkerungswachstum verbundene Ausbreitung des Menschen und einer Verdrängung anderer Arten an (vgl. Cincotta et al. (2000), S. 991 und McKee et al. (2003), S. 163). In diesem Zusammenhang weist Markl (1991) darauf hin, dass bei einer Zerstörung von natürlichen Lebensräumen auf 10 % ihrer ursprünglichen Größe, dies eine Reduzierung der Anzahl der in ihnen beheimateten Arten auf 50 % zur Folge haben kann (ebd., S. 340).

Die Folge der Zerstörung und/oder Degradierung von Ökosystemen ist die Verringerung deren Produktivität und die Beeinträchtigung ihrer Assimilationsfähigkeit. Das heißt die Fähigkeit fremde Stoffe aufzunehmen und so Umweltgüter und -leistungen (z. B. Luft oder Wasser) zu reinigen, lässt nach (vgl. Cropper und Griffiths (1994), S. 250 und Daily und Ehrlich (1992), S. 762 f.).

Diesem negativen Effekt des Bevölkerungswachstums wirkt die Möglichkeit der Einsparung natürlicher Ressourcen aufgrund des technischen Fortschritts entgegen (vgl. Angelsen und Kaimowitz (1999), S. 88, Daily und Ehrlich (1992), S. 763 und Meyer und Turner II (1992), S. 52). Vor allem im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion ist aber nicht jeder technische Fortschritt als ein Beitrag zur Einsparung natürlicher Ressourcen und damit zum Schutz der biologischen Vielfalt zu sehen.

Durch moderne Bewirtschaftungsmethoden und den Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden ist es möglich, den Ertrag einer kultivierten Fläche zu erhöhen. Dies könnte sicher auch zu einer Verringerung der Abholzung für die Gewinnung neuer landwirtschaftlicher Flächen führen (vgl. Angelsen und Kaimowitz (1999), S. 85). Eine solche Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion ist aber auch mit Nachteilen verbunden. Der Anbau von Monofrüchten auf landwirtschaftlichen Flächen hat, im Vergleich zum Anbau von mehreren Fruchtarten, eine Reduzierung der natürlichen Schädlingsbekämpfung zur Folge. Um diesem Effekt entgegenzuwirken, werden vor allem Pestizide eingesetzt, wodurch es aber zu einer Verschmutzung der Umwelt über die Luft und das Grundwasser kommt. Aber auch die Qualität des Bodens wird durch den Anbau von Monokulturen sehr beeinträchtigt (vgl. Matson et al. (1997), S. 505). Das Argument des technischen Fortschritts als Mittel zum Schutz der biologischen Vielfalt ist somit nur begrenzt anwendbar. Entscheidend ist, welche Auswirkungen dieser hat. Da der Einsatz des technischen Fortschritts auch nicht vollständig zum Verzicht auf neue Flächen für die ökonomische Nutzung herangezogen werden kann, kommt es zu einer Abholzung von Wäldern und damit einer Zerstörung der biologischen Vielfalt. Die Folge ist eine Verknappung dieser, wodurch die unter dem Aspekt des Gutscharakters und der Externalitäten angesprochenen Wirkungen eintreten.

### **2.3.4 Zwischenfazit**

In diesem Abschnitt wurde aufgezeigt wie Biodiversität in die ökonomische Theorie einbezogen werden kann. Dafür wurde zuerst geklärt wie die biologische Vielfalt in das Spektrum der Güterkategorien einzuordnen ist. Da die Güter und Leistungen, welche durch Biodiversität bereitgestellt werden, keinem ökonomischen Produktionsprozess unterliegen, scheint die Einordnung als freies Gut sinnvoll zu sein. Auch die Tatsache, dass die Vielfalt der Ökosysteme, Arten und Gene nicht immer durch Knappheitsbedingungen gekennzeichnet war, weist auf ein freies Gut hin (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 40). Durch menschliche Eingriffe ist vor allem das Charakteristikum der nicht vorhandenen Knappheit von Biodiversität im Laufe der Zeit verloren gegangen. Auch wird die ökologische Produktion von Biodiversität durch den Menschen stark beeinflusst. Daher ist eine Einordnung von Biodiversität als

„reines“ freies Gut nicht immer vorzunehmen.

Neben der Klärung, was für ein Gut Biodiversität ist, stellt die Bewertung dieses Gutes eine zentrale Herausforderung in der Ökonomik dar. Eine Bewertung biologischer Vielfalt ist erforderlich, da somit der Nutzen, welcher von ihr für die gesellschaftliche Wohlfahrt ausgeht, in monetären Werten dargestellt und diese dann mit in das ökonomische Entscheidungskalkül einbezogen werden können. Da Biodiversität nicht nur einen Nutzen liefert, sondern in verschiedene Nutzenkategorien unterschieden werden kann, besteht der ökonomische Gesamtwert ebenfalls aus verschiedenen Wertkategorien. Insbesondere die Ermittlung der Nicht-Nutzwerte ist nur unvollständig bzw. überhaupt nicht möglich, da für diese Informationen aus der Zukunft benötigt werden (z. B. Präferenzen zukünftiger Generationen). Aufgrund der beschriebenen Probleme bei der Bewertung einzelner Arten bzw. der Biodiversität insgesamt ist eine vollständige Verhinderung des Artenverlustes zu verneinen. Ziel sollte es daher sein, die Biodiversität an sich zu erhalten und nicht eine einzelne Art, da somit ein Erhalt von Optionen gewährleistet wird (vgl. Weikard (1998), S. 267 f.). Trotz der Bedeutung und des Wertes biologischer Vielfalt für eine Gesellschaft und eine Volkswirtschaft kommt es zu deren Zerstörung. Die Gründe für den Verlust von Biodiversität werden in unmittelbare und mittelbare Ursachen unterschieden. Am Schluss dieses Abschnittes wurden die mittelbaren Ursachen des Verlustes biologischer Vielfalt ausführlich dargestellt. Hervorgehoben wurden der Gutscharakter und die Externalitäten, welche mit der jeweiligen Landnutzungsform verbunden sind, das Fehlen oder Nichtdurchsetzen von Verfügungsrechten, die Bevölkerungsentwicklung sowie staatliches Handeln.

## 2.4 Gründe für den Schutz der Biodiversität

Im Abschnitt 2.2.2 wurde die Bedeutung der biologischen Vielfalt für die Wohlfahrt einer Gesellschaft dargestellt. Sicherlich ist dies allein schon ein Argument für den Schutz von Biodiversität. Nur kommt dann die Frage auf, warum nicht auch andere Güter oder Leistungen, welche die gesellschaftliche Wohlfahrt positiv beeinflussen, geschützt werden sollen.

Die Begründung des Schutzes von Biodiversität durch umweltpolitische Instrumente wird vor allem aus den Eigenschaften der biologischen Vielfalt im Zusammenhang mit dem *Konzept der Nachhaltigkeit* abgeleitet, wobei zwischen der schwachen und der starken Nachhaltigkeit unterschieden werden muss. Das Paradigma der *schwachen Nachhaltigkeit* folgt der neoklassischen Annahme einer vollständigen Substitution von natürlichem durch menschlich erzeugtes Kapital, welches sich aus Sach- und Humankapital zusammensetzt (vgl. Cleveland und Ruth (1997), S. 206 und Neumayer (2003), S. 22). Nachhaltigkeit beschreibt demnach eine Situation, bei der die Nettoinvestitionen in den gesamten Kapitalbestand einer Volkswirtschaft positiv sind. Eine Unterscheidung zwischen den verschiedenen Kapitalarten wird nicht vorgenommen (vgl. Neumayer (2003), S. 22).

Dem gegenüber steht das Paradigma der *starken Nachhaltigkeit*. Eine Situation wird innerhalb dieses Ansatzes als nachhaltig angesehen, wenn der gesamte Wert des menschlich erzeugten Kapitals und des natürlichen Kapitals, sowie der gesamte Wert des Naturkapitals selbst, mindestens konstant bleibt (vgl. Daly (1994), S. 76 und Neumayer (1999), S. 34).

Der zentrale Unterschied beider Definitionen besteht somit in der Frage hinsichtlich der Substituierbarkeit von Naturkapital durch Sach- und/oder Humankapital. Es soll daher zuerst geklärt werden, ob eine Substitution von Biodiversität durch menschlich erzeugtes Kapital möglich ist. Eng verbunden mit der Frage der Substituierbarkeit biologischer Vielfalt ist die Frage der Irreversibilität deren Zerstörung. Daher wird auf diesen Aspekt im zweiten Teilabschnitt eingegangen. Am Schluss des Abschnittes werden mögliche intergenerative Verteilungseffekte, welche durch die Zerstörung von Biodiversität auftreten können, als Begründung für deren Schutz aufgezeigt.

### 2.4.1 Eingeschränkte Substituierbarkeit

Trifft es zu, dass die biologische Vielfalt eingeschränkt substituierbar ist, so kann der Schutz von Biodiversität damit begründet werden, dass durch deren Zerstörung oder Reduzierung kein nachhaltiges wirtschaftliches Handeln mehr möglich ist. Die Frage der Substituierbarkeit von Biodiversität muss daher auf verschiedenen Ebenen betrachtet werden. Zum einen besteht die Möglichkeit der Substitution von Kapi-

talarten innerhalb des Produktionsprozesses. Unterschieden werden kann in diesem Zusammenhang zwischen der ökonomischen und ökologischen Produktion. Zum anderen muss die Möglichkeit der Substitution auf der Konsumentenseite berücksichtigt werden.

Bei der *ökonomischen Produktion* kann, wie oben schon angesprochen, zwischen zwei Standpunkten hinsichtlich der Substituierbarkeit von Naturkapital durch Sach- und/oder Humankapital unterschieden werden. Erstens, dem Ansatz der neoklassischen Wirtschaftstheorie, welche von einer vollständigen Substituierbarkeit der Kapitalformen ausgeht. Begründet wird diese mit dem Auftreten von technischem Fortschritt als eine Form von Kapital (Humankapital). Dieser hat zur Folge, dass zur Produktion eines Gutes oder einer Leistung weniger natürliche Ressourcen genutzt werden müssen. Die eingesparten Ressourcen stehen dann für eine umfangreichere Produktion in der Zukunft bereit (vgl. Stiglitz (1997), S. 269 und Neumayer (2003), S. 23). Diesem Argument wird entgegnet, dass es durch technischen Fortschritt zu einer Effizienzsteigerung innerhalb der Produktion kommt, dies aber keine Substitution des Naturkapitals im Produktionsprozess ist (vgl. Costanza et al. (2001), S. 122). Des Weiteren werden auch für die Investition in Forschung und Entwicklung, woraus sich technischer Fortschritt ergibt, Ressourcen benötigt (vgl. Tisdell (1997), S. 291). Ein weiteres Argument gegen eine uneingeschränkte Substitution ist, dass für die Erstellung menschlich erzeugten Kapitals Naturkapital als Grundlage benötigt wird (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 41, Cleveland und Ruth (1997), S. 207 und Costanza et al. (2001), S. 122). Dies ist am Beispiel der Genforschung im Abschnitt 2.3.3 ersichtlich, wo die Unterschiedlichkeit der genetischen Informationen die Basis für die Forschung darstellt. Natürliches Kapital, und somit auch Biodiversität, stellt somit einen Bestandteil des produzierten Kapitals dar (vgl. Tisdell (1997), S. 290). Auch der Produktionsprozess kann als Argumentation gegen eine vollständige Substituierbarkeit von Naturkapital angeführt werden. Produktion ist ein Transformationsprozess bei dem natürliches Kapital durch den Bestand an produziertem und Humankapital zu Gütern und Leistungen umgeformt wird. Es werden somit alle Formen von Kapital benötigt, um ein Gut oder eine Leistung zu erzeugen: zum einen natürliches Kapital als Rohstoff, welcher umgeformt wird und zum anderen produziertes und Humankapital, welches den Rohstoff Naturkapital umformt (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 41, Cleveland und Ruth (1997), S. 207, Daly (1997),



S. 262 und Costanza et al. (2001), S. 122). Für ein komplementäres Verhältnis spricht laut dem Ansatz der Ökologischen Ökonomik auch, dass es bei einer uneingeschränkten Substitution der Kapitalarten keinen Anreiz zur Akkumulation von menschlich erzeugtem Kapital gibt, da produziertes Kapital auch vollständig durch Naturkapital substituiert werden könnte (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 41, Daly (1994), S. 76, Cleveland und Ruth (1997), S. 207 und Costanza et al. (2001), S. 122).

Diesem Umkehrschluss wird jedoch von Neumayer (2003) widersprochen. Wenn Naturkapital durch Sach- und/oder Humankapital ersetzt werden kann, so bedeutet dies nicht, dass beide Formen von Kapital durch natürliches Kapital ersetzt werden können. Hat z. B. produziertes Kapital eine zusätzliche Eigenschaft, welche Naturkapital nicht aufweist, so würden diese bei einer Substitution von Sachkapital durch natürliches Kapital verloren gehen (vgl. Neumayer (2003), S. 61). Das Ausmaß und die Richtung der Substitution ist somit von dem Mehrwert der potentiellen Substitute abhängig.

Eine vollständige Substitution von Biodiversität, welche ein Teil des Naturkapitals darstellt, durch andere Kapitalarten innerhalb des ökonomischen Produktionsprozesses sollte daher kritisch gesehen werden. Ein vollständiges komplementäres Verhältnis zwischen den Kapitalformen liegt jedoch auch nicht vor. Zum einen bestehen Substitutionsmöglichkeiten zwischen Sach- und Humankapital und zum anderen können verschiedenen Arten des Naturkapitals miteinander ausgetauscht werden, z. B. Holzbalken durch Stahlträger im Baugewerbe (vgl. Costanza und Daly (1992), S. 41, Cleveland und Ruth (1997), S. 206 und Neumayer (2003), S. 25).

Wird hingegen der *ökologische Produktionsprozess* betrachtet, so müssen zwei Fragen geklärt werden. Ist eine Substitution der Komponenten innerhalb eines ökologischen Prozesses möglich und inwiefern ist eine Substitution des gesamten ökologischen Prozesses möglich, wenn das jeweilige Ökosystem zu stark oder komplett zerstört wird?

Wie im Abschnitt 2.2.2 schon dargestellt wurde, ist zwischen komplementären und redundanten Arten zu unterscheiden. Kommt es zur Ausrottung einer redundanten Art, so hat dies keine oder nur geringe Auswirkungen auf den ökologischen Produktionsprozess, da deren Aufgaben von anderen redundanten Arten übernommen werden können. Die Ausrottung einer komplementären Art hingegen hat negative Auswirkungen auf die Stabilität und Produktivität des Ökosystems, da keine opti-

male Ausnutzung der Nährstoffe innerhalb des Ökosystems erfolgt (vgl. F. Stuart Chapin III et al. (1998), S. 47 und Loreau (1998), S. 5635).

Eine Zerstörung von Ökosystemen und damit der ökologischen Produktionsstätte hat aber eine Beeinträchtigung der Ökosystemgüter und -leistungen zur Folge. Entscheidend sind vor allem die biochemischen Kreisläufe und die Photosynthese. Die Substitution von natürlichen Komponenten innerhalb eines Ökosystems oder eines gesamten Ökosystemprozesses ist daher nicht oder nur unter erheblichen Kosten möglich (vgl. Hampicke (1991), S. 89 f. und Cleveland und Ruth (1997), S. 206).

Neben der Substitutionsfähigkeit innerhalb der beiden Produktionsprozesse ist aber auch die Möglichkeit der Substitution von Ökosystemgütern und -leistungen auf der Konsumentenseite zu beachten. Hier sind vor allem die Präferenzen der einzelnen Konsumenten für die Substitutionsfähigkeit von Gütern und Leistungen mit zu berücksichtigen. Je stärker die Präferenz für ein spezielles Naturprodukt ist, desto schwieriger dürfte eine Substitution von natürlichen Produkten untereinander und/oder mit künstlichen Substituten sein. Hat ein Individuum bspw. starke Präferenzen für Rosen, so wird es einen Nutzenverlust erleiden, sollten diese ausgerottet werden. Zwar ist eine Substitution mit anderen Blumenarten möglich, diese stiften jedoch nicht den gleichen Nutzen. Des Weiteren ist die Spezifität einer natürlichen Ressource für die Substitution von Biodiversität von Bedeutung. Auch wenn es möglich ist, ein Gut aus verschiedenen Rohstoffen herzustellen (z. B. Kleidung aus Baumwolle, Schafswolle oder Nylon), unterscheiden sich die Eigenschaften der verschiedenen Rohstoffe, wodurch auch wiederum keine vollständige Substitution möglich ist (vgl. Hampicke (1991), S. 89).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine Substitution von Biodiversität auf allen drei Ebenen grundsätzlich möglich ist, ihr aber auch starke Grenzen gesetzt sind. So ist im ökonomischen Produktionsprozess eine Substitution verschiedener Formen von Biodiversität bzw. deren zur Verfügung gestellten Güter und Leistungen zwar möglich, eine vollständige Substitution durch Sach- und/oder Humankapital, wie dies in der neoklassischen Theorie angenommen wird, ist aber nicht vorstellbar. Das beruht auf der Tatsache, dass Naturkapital und damit auch Biodiversität eher als Rohstoff, welcher bearbeitet wird, anzusehen ist und weniger als Kapital, mit welchem der Rohstoff zu einem Gut umgeformt wird. Bei der ökologischen Produktion ist die Substitution von einzelnen Arten innerhalb eines Ökosystems möglich,

solange es sich um redundante Arten handelt. Eine Substitution ganzer Ökosystemprozesse, welche auch ein Bestandteil der Biodiversität sind, scheint jedoch eher unwahrscheinlich zu sein. Auf der Konsumentenebene ist die Substituierbarkeit stark von den Präferenzen der Konsumenten abhängig, wodurch eine Substitution zwar möglich erscheint, diese aber mit Nutzenverlusten verbunden sein kann.

Die Substitution der biologischen Vielfalt oder einzelner Bestandteile ist daher nur sehr eingeschränkt möglich, womit ihr Schutz aus diesem Grund sicher notwendig ist, um nachhaltiges Wirtschaften zu realisieren.

### 2.4.2 Irreversibilität

Die Irreversibilität der Zerstörung von Biodiversität kann in zwei Ausprägungen unterteilt werden, die ökologische und ökonomische Irreversibilität. Die *ökologische Irreversibilität* basiert auf dem in Abschnitt 2.3.2 beschriebenen Ansatz von Holling (1987). Demnach sind ökologische Systeme durch ihre Selbstregulierung gekennzeichnet, d. h. dass sie selbständig in die vier verschiedenen Ökosystemzustände (s. Abb. 2.2) gelangen können. Von Irreversibilität wird gesprochen, wenn die Wahrscheinlichkeit, dass ein ökologisches System von selbst in seinen Ausgangszustand zurückgelangt, gegen Null strebt (vgl. Perrings und Brock (2009), S. 222 und Albers und Goldbach (2000), S. 262).

Ist diese Selbstregulierung und damit die Bereitstellung von Ökosystemgütern und -leistungen nach einem externem Schock, z. B. die übermäßige Abholzung eines Waldes, nicht mehr möglich, kann der Versuch der Wiederherstellung oder Regeneration durch den Menschen unternommen werden. Ein wesentliches Problem ist dabei die Zeit und der Ressourceneinsatz für die Regeneration eines Ökosystems. Die heutige biologische Vielfalt hat sich in einem Selektionsprozess von über drei Milliarden Jahren entwickelt. Abgesehen von gewissen menschlichen Eingriffen, ist sie somit nicht auf eine menschliche Produktion zurückzuführen (vgl. Fisher und Kurtilla (1985), S. 173 und Martens et al. (2003), S. 77). Eine Regeneration eines zerstörten Ökosystems würde somit mehrere Generationen benötigen und des Weiteren ist diese mit einem erheblichen Einsatz von Ressourcen verbunden (vgl. Fisher und Kurtilla (1974), S. 100, Fisher und Kurtilla (1985), S. 173 und Perrings (1997), S. 304). Auch wenn eine Wiederherstellung zerstörter Biodiversität möglich sein sollte, sind mit

ihr Opportunitätskosten in zweifacher Hinsicht verbunden, welche zu Wohlfahrtsverlusten führen. Zum einen ist eine vollständige Nutzung der Landflächen und des sich reaktivierenden Ökosystems nicht möglich und zum anderen können die für die Regeneration benötigten Ressourcen nicht in andere Produktionen eingesetzt werden (vgl. Fisher und Krutilla (1974), S. 100). Der Grund für eine unzureichende Wiederherstellung von weiträumigen Ökosystemen ist aber auch in den zu geringen Kenntnissen über die biologischen und ökologischen Zusammenhänge zu sehen (vgl. Chazdon (2008), S. 1459).

Da eine vollständige Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes eines Ökosystems nicht möglich ist (vgl. Narain et al. (2007), S. 392 und Chazdon (2008), S. 1458) und keine oder eine nur sehr aufwendige Substitutionsmöglichkeit (vgl. Cicchetti und Wilde (1992), S. 1124), z. B. durch andere Kapitalformen, besteht, kommt es neben der ökologischen Irreversibilität auch zu einer *ökonomischen Irreversibilität*. Diese ist eng verbunden mit dem Verlust des Options- bzw. Quasi-Optionswertes (s. Abschnitt 2.3.2). Von einer irreversiblen Entscheidung kann demnach gesprochen werden, wenn sie in einer Situation mit Ungewissheit und der Möglichkeit der Gewinnung neuer Informationen dazu führt, dass der Kapitalbestand zu Beginn der nachfolgenden Periode kleiner ist als in der Periode der Entscheidung (vgl. Narain et al. (2007), S. 393). Die Verringerung des Bestandes an Biodiversität, welche ein Teil des Naturkapitals darstellt, ist daher mit dem Verlust der Möglichkeit einer Informationsgewinnung und damit möglicher zukünftiger Nutzen verbunden (vgl. Arrow und Fischer (1974), S. 315, Fisher und Kurtilla (1985), S. 166 und Perings und Brock (2009), S. 221). Die ökonomische Irreversibilität durch den Verlust von biologischer Vielfalt kann also eine Folge der ökologischen Irreversibilität sein. Beide Konzepte sollten daher zusammen und nicht getrennt voneinander betrachtet werden (vgl. Albers und Goldbach (2000), S. 268).

Um eine Entscheidung als irreversibel einzustufen, müssen die Folgen dieser Entscheidung und die Präferenzen der Gesellschaft ins Verhältnis gesetzt werden. Besteht keine gesellschaftliche Präferenz für Biodiversität und/oder ist es nicht möglich, neues Wissen aus der biologischen Vielfalt zu gewinnen, d. h. der Optionswert ist Null, besteht bei einem Verlust von Biodiversität keine Irreversibilität. Eine Entscheidung über die Zerstörung von Biodiversität ist hingegen irreversibel, wenn die Gesellschaft Präferenzen für diese hat und/oder die Möglichkeit besteht, neues Wis-

sen aus ihr zu erlangen (vgl. Miller (1981), S. 23 f.).

Da eher von der zweiten Situation ausgegangen werden kann, ist der Verlust biologischer Vielfalt als irreversibel einzustufen und hat damit auch Auswirkungen auf die Nachhaltigkeit einer Volkswirtschaft. Ist der Verlust nicht reversibel, entweder durch Regeneration oder Substitution mit anderen Kapitalformen, so verringert sich der Kapitalbestand aufgrund eines Rückgangs der Biodiversität. Somit würde sowohl nach der schwachen, als auch nach der starken Definition von Nachhaltigkeit eine Situation vorliegen, in welcher nicht nachhaltig gewirtschaftet wird.

### **2.4.3 Intergenerative Externalitäten**

Im Abschnitt 2.3.3 wurde darauf hingewiesen, dass die Nutzung der biologischen Vielfalt zu Konsum- und/oder Produktionszwecken mit negativen externen Effekten einhergehen kann. Diese treten jedoch nicht nur innerhalb einer Generation auf, sondern auch zwischen verschiedenen Generationen (vgl. John und Pecchenino (1994), S. 1393, John und Pecchenino (1997), S. 372, Barrett (1996), S. 12 und Swanson (1996), S. 45). Gründe können die mangelnde Substituierbarkeit in Verbindung mit der Irreversibilität der Zerstörung biologischer Vielfalt sein.

Aufgrund der externen Effekte über mehrere Generationen wird das intergenerative Pareto-Optimum nicht erreicht. Dieses ist erfüllt, wenn innerhalb einer Generation kein Individuum seinen Nutzen steigern kann ohne dabei den Nutzen eines Individuum einer zukünftigen Generation zu verringern (vgl. Sandler (2009), S. 357). Zur Internalisierung von Externalitäten werden in der ökonomischen Theorie vor allem zwei Ansätze herangezogen, die Erhebung einer Pigou-Steuer bzw. -Subvention oder die Verhandlungslösung von Coase (vgl. Fritsch (2011), S. 108 f. und 118 f.). Die Anwendung beider Internalisierungsstrategien ist im intergenerativen Kontext jedoch nicht möglich. Grund hierfür ist das zeitliche Auseinanderfallen der Verursachung und der Wahrnehmung des externen Effektes (vgl. John und Pecchenino (1994), S. 1405). Ist die Zeitspanne dabei so groß, dass Verursacher und Geschädigter sich nicht kennen, so ist es nicht möglich, dass der Geschädigte, d. h. eine ungeborene Generation, seine Interessen durchsetzen kann (vgl. Padilla (2002), S. 72). Somit sind weder Kompensationszahlungen in Form der Pigou-Lösung noch Verhandlungen in Form der Coase-Lösung möglich. Der Grund ist, dass intergenerative Externalitäten

nicht auf ein Versagen des Marktes zurückzuführen sind, sondern auf das Nichtvorhandensein eines Marktes (vgl. Swanson (1996), S. 46, Dasgupta (2001), S. 96 und Padilla (2002), S. 72).

Ein alternativer Ansatz zur Berücksichtigung der Interessen zukünftiger Generationen bei der Entscheidung über die Erhaltung oder Zerstörung der Biodiversität ist die intertemporale Kosten-Nutzen-Analyse. Mit ihrer Hilfe werden mögliche Kosten und Nutzen eines Vorhabens gegenübergestellt (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 156). Auf deren Basis wird dann eine Entscheidung über die Umsetzung von Vorhaben, welche die biologische Vielfalt beeinflussen, getroffen. Innerhalb des intergenerativen Kontextes ist dabei zu entscheiden, wie die Kosten und Nutzen zukünftiger Generationen einbezogen werden sollen. Von zentraler Bedeutung ist hier die Wahl des Diskontierungsfaktors (vgl. Swanson (1996), S. 46).

Bei der Wahl der Diskontrate ist die entscheidende Frage, wodurch diese determiniert wird. Zur Bestimmung bestehen verschiedene Ansätze zur Verfügung, der Marktzins (vgl. Padilla (2002), S. 71), die individuelle und die soziale Zeitpräferenzrate (vgl. Swanson (1996), S. 46 f. und Petersen und Müller (1999), S. 161). Jeder dieser Ansätze ist jedoch mit Problemen verbunden. So wird bei der Nutzung des Marktzinses das Interesse der Individuen zukünftiger Generationen nicht ausreichend abgebildet (vgl. Padilla (2002), S. 71). Der Grund kann in den unvollkommenen Finanzmärkten gesehen werden (vgl. Feldstein (1964), S. 362). Auch die individuelle Zeitpräferenzrate spiegelt nur unzureichend zukünftige Interessen wider. Aufgrund der zeitlichen Begrenztheit des Lebens eines Individuums sind für dieses Kosten und Nutzen zu einem frühen Zeitpunkt bei der Entscheidungsfindung wichtiger als die weit in der Zukunft liegenden. Durch die geringe Berücksichtigung zukünftiger Generationen in beiden Ansätzen sind die jeweiligen Diskontierungsraten sehr hoch (vgl. Swanson (1996), S. 46, Padilla (2002), S. 71 und Voinov und Farley (2007), S. 109). Dies hat zur Folge, dass sich tendenziell gegen die Erhaltung der biologischen Vielfalt entschieden wird, da deren Nutzen erst viel später erkannt wird oder anfällt und mit einem geringen Gewicht in die Kosten-Nutzen-Analyse eingeht (vgl. Swanson (1996), S. 46 und Petersen und Müller (1999), S. 161).

Aufgrund der Unvollkommenheiten in einer Ökonomik, z. B. wegen der Externalitäten, sollte für die Diskontierung der Kosten und Nutzen verschiedener Vorhaben auf die soziale Zeitpräferenzrate und die sozialen Opportunitätskosten des einge-

setzten Kapitals zurückgegriffen werden (vgl. Feldstein (1964), S. 361 und 379). Die soziale Zeitpräferenzrate wird von Feldstein (1964) als eine normative Funktion beschrieben, welche die Konsumvorliebe zu verschiedenen Zeitpunkten darstellt. In sie fließen sowohl die ethischen als auch politischen Grundsätze einer Gesellschaft ein (vgl. ebd., S. 361 f.). Die sozialen Opportunitätskosten des eingesetzten Kapitals hingegen sind nicht normativ geprägt, sondern bestimmen sich aus dem Wert der nächstbesten Alternative des Kapitaleinsatzes für eine Gesellschaft (vgl. Feldstein (1964), S. 361 und Swanson (1996), S. 47).

Im Gegensatz zu den Ansätzen des Marktzinses und der individuellen Zeitpräferenzrate ist die soziale Zeitpräferenzrate geringer (vgl. Sumaila und Walters (2005), S. 137f. und Voinov und Farley (2007), S. 109). Die Verringerung des Diskontierungsfaktors durch die Nutzung der sozialen Zeitpräferenzrate führt zu einer stärkeren Einbeziehung der Kosten und Nutzen zukünftiger Generationen (vgl. Swanson (1996), S. 46, Petersen und Müller (1999), S. 161 und Padilla (2002), S. 69). Es besteht jedoch das Problem, dass es keinen Konsens bzgl. ihrer Bestimmung gibt (vgl. Swanson (1996), S. 47).

Das zentrale Problem bei Entscheidungen bzgl. der Erhaltung oder Zerstörung biologischer Vielfalt unter Beachtung zukünftiger Generationen ist die Unsicherheit. Zwar ist wie im Abschnitt 2.3.2 beschrieben die Nutzung eines Optionswertes zur Abbildung zukünftiger Nutzen biologischer Vielfalt theoretisch möglich, jedoch bestehen gerade bei Biodiversität viele Unklarheiten und Unwissen, z. B. über die genaue Bedeutung verschiedener Arten innerhalb eines Ökosystems oder die Funktionsweise von ökologischen Prozessen. Zu der Unwissenheit über die biologische Vielfalt kommt noch die Unwissenheit über die Entwicklung des Spar- und Konsumverhaltens zukünftiger Generationen hinzu (vgl. Dasgupta (2001), S. 96). Somit können die Bedürfnisse ungeborener Generationen als auch die soziale Zeitpräferenzrate über mehrere Generationen nur unzureichend abgebildet werden.

Auch wenn diese direkte Einbeziehung zukünftiger Generationen aufgrund der Unsicherheiten nur sehr rudimentär erfolgen kann, so erfolgt eine indirekte Einbeziehung über den Vermächtniswert. Petersen und Müller (1999) sprechen vom familienbezogenen, verantwortungsethischen Ansatz (vgl. ebd., S. 161). Es wird davon ausgegangen, dass innerhalb der Gesellschaft ein Bewusstsein dafür besteht, dass das Wohl der nachfolgenden Generation von den heutigen Entscheidungen abhängt und das

Wohl der Enkelgeneration auf den Entscheidungen der heutigen und der Kindergeneration basiert usw. Wird dieses Bewusstsein unterstellt, so erfolgt eine indirekte Einbeziehung zukünftiger Generationen in das heutige Entscheidungskalkül (vgl. Dasgupta (2001), S. 97).

Trotz der aufgezeigten Probleme bei der Berücksichtigung zukünftiger Generationen bei heutigen Entscheidungen sollte aber auf diese nicht verzichtet werden. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund zu sehen, dass Biodiversität als kritisches Naturkapital angesehen werden kann. Der Begriff des *kritischen Naturkapitals* beschreibt den Teil des Naturkapitals welcher nicht substituierbar und durch eine Zerstörung irreversibel ist, sowie Prozesse, welche für das Leben von grundlegender Bedeutung sind (vgl. Chiesura und de Groot (2003), S. 222 f.). Würde keine Berücksichtigung erfolgen, so würde dies intergenerative Verteilungswirkungen zu Lasten der zukünftigen Generationen haben. Diese könnten so drastisch sein, dass deren Lebensgrundlage zerstört wird.

### 2.4.4 Zwischenfazit

Neben der im Abschnitt 2.2 aufgezeigten Bedeutung der biologischen Vielfalt für die Wohlfahrt einer Gesellschaft wurden in diesem Teilabschnitt drei weitere Gründe für den Schutz von Biodiversität aufgezeigt.

Dabei wurde deutlich, dass alle drei Ansätze für eine Begründung des Schutzes biologischer Vielfalt eng miteinander verbunden sind. So kann die Irreversibilität der Zerstörung eines Ökosystems oder der Ausrottung einer Art vor allem auf deren eingeschränkte Substituierbarkeit oder Nichtsubstituierbarkeit zurückgeführt werden. Eingeschränkte Substituierbarkeit und Irreversibilität führen wiederum zum Auftreten von Externalitäten, welche nicht nur zum Zeitpunkt der Entscheidung einer Ökosystemzerstörung auftreten, sondern über einen längeren Zeitraum. Die Folge sind Verteilungswirkungen zwischen verschiedenen Generationen.

Inwiefern Biodiversität, die als ein Teil des Naturkapitals anzusehen ist, durch andere, vor allem menschlich erzeugte Kapitalformen ersetzbar ist, hängt von der jeweiligen Komponente der biologischen Vielfalt und der Betrachtungsebene (ökonomische, ökologische Produktion oder Konsum) ab.



Bei der Frage der Irreversibilität muss zwischen der ökologischen und der ökonomischen Irreversibilität unterschieden werden. Die Irreversibilität auf der ökologischen Ebene ist dadurch gekennzeichnet, dass ein Ökosystem nach einem externen Schock nicht mehr in der Lage ist, in seinen Ausgangszustand zurückzukehren, wie dies von Holling (1987) angenommen wurde. Die ökonomische Irreversibilität aufgrund der Zerstörung oder Degradierung eines Ökosystems ist die Folge der ökologischen Irreversibilität. Durch diese ist es nicht mehr möglich, das eigentliche Ökosystem oder den Boden eines kultivierten Ökosystems ökonomisch zu nutzen. Ein Beispiel sind z. B. Bodenerosionen, in Form von Austrocknung oder der komplette Entzug von Nährstoffen.

Kommt es aufgrund der Ausrottung einer Art oder der Zerstörung eines Ökosystems zu intertemporalen negativen Externalitäten, so sind damit Wohlfahrtsverluste zukünftiger Generationen verbunden. Bei diesen versagen die üblichen Internalisierungsmethoden, die Pigou-Steuer und die Verhandlungslösung von Coase, da die Geschädigten nicht geboren sind und so ihre Interessen nicht durchsetzen können. Eine weitere Möglichkeit der Einbeziehung zukünftiger Interessen ist die Anwendung der Kosten-Nutzen-Analyse auf intergenerativer Ebene. Dabei werden auch die Kosten und Nutzen einer Entscheidung für zukünftige Generationen auf den Entscheidungszeitpunkt diskontiert. Die Problematik dieses Ansatzes besteht in der Unsicherheit bei der Ermittlung der Kosten- und Nutzenströme sowie der Quantifizierung der sozialen Zeitpräferenzrate, welche vor allem auf normative Entscheidungen zurückzuführen ist.

Zusammenfassend ist der Schutz der biologischen Vielfalt also damit zu begründen, dass es sich hierbei um einen Teil des Naturkapitals handelt, welcher von zentraler Bedeutung für das Leben ist. Diese ist aber durch eine eingeschränkte Substituierbarkeit und möglicherweise auch mit der Irreversibilität der Entscheidung für die Zerstörung des Naturkapitals verbunden. Beide Eigenschaften können zu intergenerativen Ungerechtigkeiten führen, welche aus familienbezogener, verantwortungsethischer Sichtweise (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 161) nicht wünschenswert ist.



# 3 Das Instrument der Payments for Environmental Services

Nachdem im vorherigen Kapitel eine Einordnung der biologischen Vielfalt in die ökonomische Theorie erfolgte und die Gründe für deren Schutzbedürftigkeit aufgezeigt wurden, werden im folgenden Kapitel Payments for Environmental Services (PES) als ein mögliches Instrument für deren Schutz näher beschrieben.

Zu Beginn des Kapitels wird die Grundidee der Payments for Environmental Services dargestellt, welche auf dem Coase-Theorem basiert. Für die effiziente und effektive Umsetzung ist die institutionelle Ausgestaltung von zentraler Bedeutung. Daher wird die allgemeine institutionelle Struktur im zweiten Abschnitt dieses Kapitels aufgezeigt. Neben dem institutionellen Rahmen sind aber auch die Teilnehmer für den Erfolg eines PES-Programms von hoher Bedeutung. Welche gesellschaftlichen Gruppen als potentieller Nachfrager und Anbieter herangezogen werden können, wird zu Beginn des zweiten Abschnittes geklärt. Da mit der Umsetzung von PES verschiedene Kosten verbunden sind, werden diese im dritten Abschnitt beschrieben. Zum Schluss des Kapitels erfolgt eine Analyse möglicher Ursachen für das Auftreten von Ineffektivität und Kosteneffizienz bei Payments for Environmental Services. In diesem Zusammenhang sind die Ausführungen der Abschnitte 3.2 und 3.3 von besonderer Bedeutung.

## **3.1 Payments for Environmental Services – Eine Begriffsklärung**

Hinsichtlich der Definition von Payments for Environmental Services sind zwei Ansätze zu unterscheiden, der Ansatz der Umweltökonomik und der Ökologischen Ökonomik (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2060). Beide Definitionen basieren jedoch auf dem gleichen Grundgedanken von Payments for Environmental Services. Daher wird zu Beginn des Abschnittes die Grundidee der Payments for Environmental Services dargestellt, bevor beide Definitionen dargestellt werden.

### **3.1.1 Grundidee von Payments for Environmental Services beim Schutz von Biodiversität**

Der grundlegende Gedanke, welcher dem Konzept der PES zugrunde liegt, setzt an dem Nutznießer-Prinzip des Coase-Theorems an. Laut diesem ist es dem physikalischen Verursacher gestattet, ein für ihn optimales Niveau der Bodennutzung herzustellen und damit die Biodiversität zu zerstören, wodurch negative externe Effekte auftreten können (s. Abschnitt 2.3.3). Besteht nun ein Interesse an der Reduzierung bzw. Verhinderung dieser Zerstörung bei den geschädigten Individuen, so können nach Coase (1960) dem Verursacher der Zerstörung Eigentums- bzw. Nutzungsrechte an Biodiversität abgekauft werden. Durch diese Übertragung der Eigentums- bzw. Nutzungsrechte auf die Geschädigten kommt es zu einer Reduzierung der negativen Externalität, z. B. Reduzierung des Zerstörungsniveaus von Biodiversität (vgl. Coase (1960), S. 2 f. und Fritsch (2011), S. 118 f.). Ein Anreiz über die Reduzierung der Zerstörung von Biodiversität zu verhandeln besteht seitens des Geschädigten, da so die negativen Externalitäten reduziert werden und bei dem Verursacher, da er Kompensationszahlungen für den Verzicht auf ökonomische Aktivitäten erhält (vgl. Endres (2000), S. 40 f.). Das optimale Zerstörungsniveau ist laut Coase (1960) erreicht, wenn die marginalen Vermeidungskosten des Verursachers den marginalen Schäden des Geschädigten entsprechen (vgl. Coase (1960), S. 3 und Fritsch (2011), S. 119).

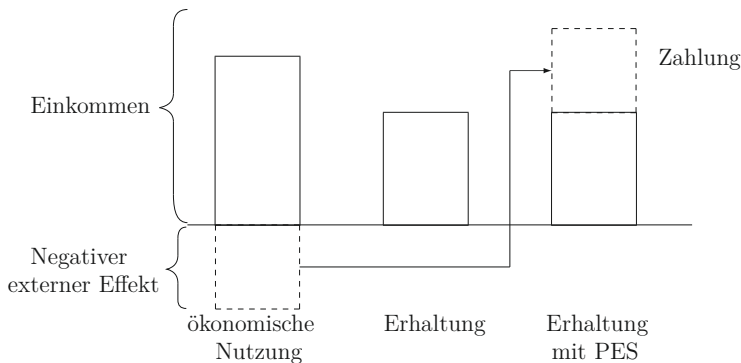
Zwei von Coase (1960) getroffene Annahmen sind von entscheidender Bedeutung, damit die von ihm beschriebene Verhandlungslösung eintritt: zum einen die Abwesenheit von Transaktionskosten bei der Durchführung der Verhandlungen und zum anderen eindeutig definierte Verfügungsrechte an der jeweiligen Externalität bzw. Ressource (vgl. Coase (1960), S. 15 ff. und 19 ff. und Endres (2000), S. 35 und 37). Die Struktur der Verfügungsrechte muss die vier folgenden Eigenschaften aufweisen. Es ist erforderlich, dass die Verfügungsrechte an einer Ressource eindeutig definiert sind (*Universalität*) und die Kosten und Nutzen, welche mit ihrer Nutzung verbunden sind, dem Eigentümer zurechenbar sein müssen (*Exklusivität*). Darüber hinaus muss durch die Struktur der Verfügungsrechte gewährleistet sein, dass die Ressourcen frei transferierbar sind (*Transferierbarkeit*) und der Schutz der Verfügungsrechte gegenüber Dritten erfolgt (*Anwendbarkeit*) (vgl. Dales (1968), zitiert nach Faucheux und Noël (2001), S. 279). Die Aufgabe der Definition und Durchsetzung der Verfügungsrechte liegt dabei in den Händen des Staates (vgl. Dales (1968), nach Faucheux und Noël (2001), S. 279 und Endres (2000), S. 37).

Zwar ist das Verhandlungsergebnis der beiden Varianten des Coase-Theorems (Verursacher- und Nutznießer-Prinzip) allokativ neutral (Invarianzhypothese), die Übertragung der Eigentums- bzw. Nutzungsrechte durch den Staat führt jedoch zu einer distributiven Nicht-Neutralität des Verhandlungsergebnisses (vgl. Endres (2000), S. 41). An diesen Punkt setzt auch die Kritik von Meißner (1985) an. Er sieht in der Übertragung der Eigentums- bzw. Nutzungsrechte auf den Verursacher eine Anlastung der Kosten der Externalität an den Geschädigten und eine Belohnung des Verursachers (vgl. Meißner (1985), S. 354). Wicke (1993) spricht sogar von einer Art Erpressung der Geschädigten durch den Verursacher (vgl. ebd., S. 161). Dem widerspricht Bonus (1986), er unterscheidet zwischen ökonomischem und physikalischem Verursacher der Zerstörung von Biodiversität (vgl. ebd., S. 452). Ist der Geschädigte nun ökonomischer Verursacher, z. B. durch seine Konsumgewohnheiten, welche den physikalischen Verursacher zu einer Entscheidung gegen den Schutz von Biodiversität bewegen, so ist die Kritik von Meißner (1985) und Wicke (1993) nichtig. Entscheidend ist dann nur noch die konkrete Übertragung der Eigentums- bzw. Nutzungsrechte, um eine der beiden Varianten des Coase-Theorems anzuwenden. Eine weitere Problematik des Nutznießer-Prinzip ist, dass Anreize für Handlungen, die einen Verlust von Biodiversität künstlich herbeiführen, bestehen. Durch diese

Strategie erhoffen sich die Wirtschaftssubjekte, dann in den Genuss der Kompensationszahlungen zu gelangen (vgl. Endres (2000), S. 46). Auf diese Problematik soll vor allem bei der Ausgestaltung des Zahlungssystems (s. Abschnitt 3.2.2) und der Analyse der Ursachen für die Ineffizienz von PES-Programmen (s. Abschnitt 3.4) näher eingegangen werden.

Neben dieser nicht zu vernachlässigenden Kritik an der Anwendung des Nutznießer-Prinzips, sprechen aber auch Argumente für dessen Anwendung. Zum einen ist es dem physikalischen Verursacher nicht immer möglich finanziell für seine verursachten Schäden aufzukommen. Und zum anderen, und dies ist sicher ein stärkeres Argument, ist das Verursacherprinzip aufgrund politischer Gegebenheiten nicht immer umsetzbar (vgl. Pirard (2012), S. 23 und 25). So wurden im Artikel 15 Absatz 1 der Biodiversitätskonvention die Verfügungsrechte an den natürlichen Ressourcen auf die jeweiligen Länder übertragen. Jeder Staat kann somit selber über seine Ressourcen entscheiden (vgl. Parties of the Convention on Biological Diversity (1992)). Will ein Land oder eine Gruppe von Ländern einen schonenderen Umgang mit diesen Ressourcen erreichen, ist die Anwendung des Verursacherprinzips nicht möglich, da die Verfügungsrechte bei dem pyhsikalischen Verursacher liegen.

Abbildung 3.1: Grundidee von Payments for Environmental Services



Quelle: In Anlehnung an Pagiola und Platays (2002), S. 3.

Wird dieser Darstellung des Coase-Theorems gefolgt, so kann es als Basis für Payments for Environmental Services betrachtet werden (vgl. Engel et al. (2008), S. 665,

Clements et al. (2010), S. 1283 und Pattanayak et al. (2010), S. 256). Sind einem Wirtschaftssubjekt die Verfügungsrechte über eine bestimmte Landfläche zugesprochen worden, so kann dieser zwischen verschiedenen ökonomischen Nutzungsformen, z. B. Land- und Forstwirtschaft, aber auch einer industriellen Nutzung, sowie dem Erhalt der biologischen Vielfalt wählen (vgl. Zilberman et al. (2008), S. 256). Mit der ökonomischen Nutzung der Landflächen sind jedoch höhere Einkommen verbunden als mit dem Erhalt biologischer Vielfalt. Gleichzeitig treten aber auch negative Externalitäten auf, deren Beseitigung mit Kosten verbunden ist (s. Abb. 3.1). Da die Verfügungsrechte bei dem Landbesitzer liegen und dieser somit das Recht zur Zerstörung von Biodiversität hat, müssen diese Kosten der Beseitigung von der Gesellschaft getragen werden. Durch die Anwendung von Payments for Environmental Services soll die Zerstörung der biologischen Vielfalt durch eine Zahlung an den Landbesitzer verringert oder vollständig verhindert werden. Durch die Zahlungen soll ein Ausgleich des Einkommens des Landbesitzers erfolgen, wenn dieser sich für den Schutz von Biodiversität entscheidet (vgl. Pagiola und Platais (2002), S. 3, Engel et al. (2008), S. 664 f. und Engel und Palmer (2008), S. 800). Es werden ihm somit die Opportunitätskosten für den Verzicht auf eine ökonomische Nutzung gezahlt (vgl. Sierra und Russman (2006), S. 133). Diese Zahlung kann durch zwei Argumentationen begründet werden, da je nach Landnutzung negative oder positive Externalitäten auftreten. Bei der ökonomischen Nutzung treten, wie eben beschrieben, negative externe Effekte durch die Zerstörung der Biodiversität auf. Jedoch ist mit dieser Form der Nutzung auch ein höheres Einkommen verbunden als bei der Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wird das Land jedoch zur Erhaltung von Biodiversität genutzt, so treten positive externe Effekte auf, wie eine Steigerung der Produktivität und Stabilität des Ökosystems (s. Abschnitt 2.2.2). Die Zahlungen können somit entweder auf die Vermeidung der negativen Externalitäten oder auf die Bereitstellung der positiven Externalitäten zurückgeführt werden (vgl. Pagiola et al. (2007), S. 375 und Baylis et al. (2008), S. 754). Zentrales Ziel von Payments for Environmental Services ist es somit, durch die Erhöhung des Einkommens einen teilweisen oder vollständigen Verzicht der ökonomischen Landnutzung zu bewirken, um so negative externe Effekte zu verhindern und/oder positive externe Effekte zu erzeugen (vgl. Pagiola und Platais (2002), S. 3, Engel et al. (2008), S. 664 f. und Engel und Palmer (2008), S. 800).

### 3.1.2 Definition von Payments for Environmental Services

Der Grundgedanke, welcher im vorherigen Abschnitt dargestellt wurde, ist zwar bei jedem PES-Programm gleich, jedoch gibt es verschiedene Ansätze der konkreten Definition von Payments for Environmental Services.

Innerhalb des *umweltökonomischen Ansatzes* wird der Begriff der Payments for Environmental Services definiert als „... a voluntary transaction where a well-defined environmental service (or a land-use likely to secure that service) is being ‚bought‘ by a (minimum one) environmental service buyer from a (minimum one) environmental service provider if and only if the environmental service provider secures environmental service provision (conditionality)“ (Wunder (2005), S. 3 und Engel et al. (2008), S. 665).

Zentrales Interesse dieses Ansatzes ist die Integration von Umweltleistungen als handelbare Güter in die wirtschaftstheoretischen Marktmodelle, um so einen möglichst effizienten Schutz dieser zu erreichen. Dafür müssen jedoch verschiedene Voraussetzungen erfüllt sein. Zum einen sollen die Verhandlungen über die jeweilige Ökosystemleistung auf freiwilliger Basis und direkt zwischen den Verhandlungspartnern erfolgen. Dadurch soll ein möglichst effizienter Handel der entsprechenden Leistung erfolgen (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2063). Zum anderen sollen die Verhandlungen über den Schutz der Umweltleistung nicht durch staatliche Institutionen beeinflusst werden. So ist eine eindeutige Aufteilung der Eigentums- und Nutzungsrechte an der Umweltleistung auf die Verhandlungspartner notwendig (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2063). Des Weiteren wird eine konkrete Definition der Umweltleistung, welche geschützt werden soll, gefordert. Dies bedeutet, dass eine Separierung der Umweltleistungen notwendig ist bzw. die Bereitstellung dieser Leistung auf eine bestimmte Form der Landnutzung zurückgeführt werden kann. Dies ist aber mit einigen Schwierigkeiten verbunden. So erfolgt eine Bereitstellung von Ökosystemleistungen meist mit anderen zusammen oder diese unterstützen sich gegenseitig (vgl. Kosoy und Corbera (2010), S. 1228 und 1232). Durch das unvollständige Wissen bzgl. des Zusammenhangs von Landnutzung und der Bereitstellung von Umweltleistungen ist die Verwendung von Landnutzungsformen eher ein ungenauer Indikator für eine konkrete Umweltleistung (vgl. Sierra und Russman (2006), S. 132 und Muradian et al. (2010), S. 1204).

Aufgrund der Schwierigkeiten bei der Erfüllung der Voraussetzungen des umweltöko-



nomischen Ansatzes und der somit sehr engen Fassung von Payments for Environmental Services kam es zur Etablierung des *Ansatzes der Ökologischen Ökonomik*. Innerhalb dieses Ansatzes werden Payments for Environmental Services definiert als „... a transfer of resources between social actors, which aims to create incentives to align individual and/or collective land use decisions with the social interest in the management of natural resources“ (Muradian et al. (2010), S. 1205 und Farley und Costanza (2010), S. 2063). Im Gegensatz zum umweltökonomischen Ansatz sind bei diesem Ansatz unter dem Begriff Payments for Environmental Services nicht nur Initiativen zu fassen, welche von privaten Verhandlungspartnern durchgeführt werden, sondern auch die von staatlichen Instanzen oder Gemeinschaften. Darüber hinaus steht auch nicht zwangsläufig der Schutz einer konkreten Umwelleistung, welche von anderen Umwelleistungen getrennt betrachtet wird, im Mittelpunkt. Von Interesse ist der Schutz von Ökosystemleistungen durch die Änderungen der Landnutzung in einem ökologischen und ökonomischen Gesamtkontext (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2063).

Beiden Definitionen ist somit gleich, dass durch die Etablierung von Payments for Environmental Services Ökosystemleistungen geschützt werden sollen. Bezüglich der konkreten institutionellen Ausgestaltung und der Frage, wer als Teilnehmer geeignet ist, besteht jedoch Uneinigkeit. Des Weiteren gibt es keinen Konsens über den Grad der Konkretisierung der entsprechenden Umwelleistung. So sollte sich gemäß des umweltökonomischen Ansatzes ein PES-Programm auf eine konkrete Umwelleistung beziehen. Der Ansatz der Ökologischen Ökonomik hingegen setzt die einzelne Ökosystemleistung in einen Gesamtkontext des jeweiligen ökologischen und ökonomischen Systems.

Aufgrund der Unsicherheiten, welche beim Schutz biologischer Vielfalt bestehen, und den unzureichend definierten Verfügungsrechten ist es sicher zielführender, die Definition des Ansatzes der Ökologischen Ökonomik heranzuziehen. Auch das Auftreten von globalen Externalitäten, sowohl negativ als auch positiv, und der damit verbundenen geringen Anreize, die Zahlungsbereitschaft für den Schutz von Biodiversität bekannt zu geben, spricht eher für den Ansatz der Ökologischen Ökonomik. Bestehen keine Anreize, die individuelle Zahlungsbereitschaft zu offenbaren, so kommt es zu einem Trittbrettfahrerverhalten und die Umsetzung von rein privaten PES-Programmen scheint kaum möglich zu sein.

## **3.2 Die allgemeine Struktur von Payments for Environmental Services**

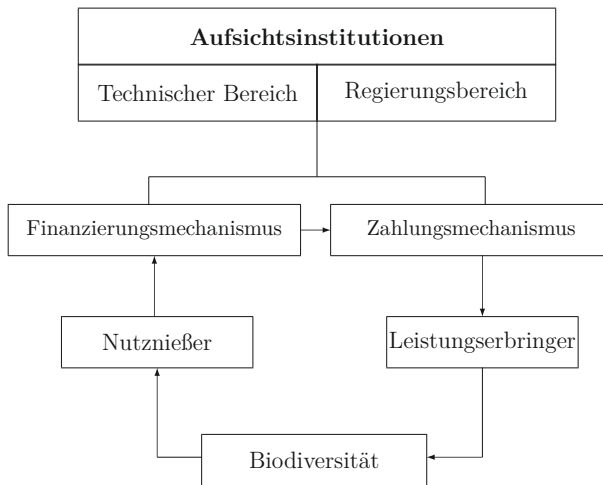
Nachdem im vorherigen Abschnitt eine Begriffsklärung von Payments for Environmental Services vorgenommen wurde, wird im folgenden Abschnitt die Struktur dieses umweltpolitischen Instrumentes ausführlich beschrieben. Die allgemeine institutionelle Struktur von Payments for Environmental Services lässt sich wie in Abbildung 3.2 darstellen. Diese setzt sich aus den beiden Aufsichtsinstitutionen, Regierungsbereich und technischer Bereich, zusammen. Beide sind für die Ausgestaltung des Finanzierungsmechanismus und Zahlungsmechanismus des PES-Programms verantwortlich. Neben den Aufsichtsinstitutionen sind die Leistungserbringer und die Nutznießer der biologischen Vielfalt von entscheidender Bedeutung für die Etablierung eines PES-Programms. Auf diese wird zu Beginn des Abschnittes genauer eingegangen. Danach werden die Aufgabenbereiche der beiden Institutionen und die Möglichkeiten der Ausgestaltung von Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus beschrieben.

### **3.2.1 Potenzielle Teilnehmer eines Payments for Environmental Services**

Für die Umsetzung eines marktähnlichen Instrumentes zum Schutz biologischer Vielfalt ist es unerlässlich, konkrete Gruppen der Leistungserbringer und Nutznießer zu bestimmen (vgl. Salzman (2005), S. 883). Dies ist notwendig, da innerhalb eines PES-Programms Biodiversität dadurch geschützt wird, dass sich zwei Vertragsparteien hinsichtlich eines bestimmten Schutzzieles bzw. Schutzniveaus einigen. Darüber, wer die potentiellen Teilnehmer sein sollten, besteht zwischen den beiden im Abschnitt 3.1.2 aufgezeigten Ansätzen jedoch Uneinigkeit. Da im Folgenden der Ansatz der Ökologischen Ökonomik weiter verfolgt wird, sind neben den privaten Individuen auch Akteure des öffentlichen Sektors als Teilnehmer an einem PES-Programm zu berücksichtigen. Für die Klassifizierung der Teilnehmer kann zunächst zwischen den Leistungserbringern und Nutznießern von Biodiversität unterschieden werden. Eine klare Abgrenzung zwischen beiden Gruppen ist sicher nicht möglich. So kann es auch

vorkommen, dass das Individuum, welches Biodiversität und die damit verbundenen Leistungen bereitstellt, aus diesen einen Nutzen ziehen kann. Beide Gruppen werden in diesem Abschnitt der Arbeit genauer dargestellt.

Abbildung 3.2: Institutionelle Struktur von Payments for Environmental Services



Quelle: In Anlehnung an Pagiola und Platais (2002), S. 3.

### a) Leistungserbringer (Angebot)

Für die Bestimmung der potentiellen Leistungserbringer innerhalb eines PES-Programms ist es erforderlich, die Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt zu kennen. Sind die Ursachen für den Verlust bekannt, so ist es möglich, an die Landbesitzer heranzutreten, auf deren Landflächen die natürlichen Lebensräume gefährdet sind (vgl. Salzman (2005), S. 902). Eine weitere Voraussetzung für die Einbeziehung als Leistungserbringer ist die Klärung der Eigentums- und/oder Nutzungsrechte der Landflächen. Nur wenn der potentielle Leistungserbringer aufgrund der Eigentums- und/oder Nutzungsrechte über die Art der Landnutzung entscheiden kann, ist es möglich, mit ihm einen Vertrag über den Schutz der biologischen Vielfalt abzuschließen und Investitionen in diesen langfristig zu sichern (vgl. Zbinden und Lee

(2005), S. 258 und Engel et al. (2008), S. 667). Hier sind jedoch die unterschiedlichen nationalen Gegebenheiten hinsichtlich der Ausgestaltung von Eigentums- und Nutzungsrechten zu beachten. Wie im Abschnitt 2.3.3 schon aufgezeigt, muss das Nutzungsrecht eines Wirtschaftssubjekts an einer Ressource nicht automatisch mit dem Eigentumsrecht an dieser verbunden sein. Das Recht der Nutzung einer Ressource innerhalb einer Region ist auch nicht immer nur an ein Individuum oder eine Gemeinschaft gebunden. Es sind auch räumliche Überschneidungen dieser möglich. Wunder (2005) empfiehlt daher einen möglichst weiten Kreis als Leistungserbringer in ein PES-Programm einzubeziehen, wobei darauf zu achten ist, dass diese auch wirklich einen glaubwürdigen Anspruch auf die Nutzung der biologischen Vielfalt haben (vgl. Wunder (2005), S. 13 f.).

Neben diesen beiden Fragen zur Eingrenzung der Leistungserbringer sind jedoch weitere Faktoren für die Partizipation als Anbieter an einem PES-Programm von Bedeutung. Hierzu zählen die Höhe der Opportunitätskosten, die verschiedenen Nutzungsformen innerhalb der Region, in welcher das PES-Programm umgesetzt werden soll sowie die Eigenschaften der Landbesitzer (vgl. Pagiola et al. (2008), S. 303). Engel und Palmer (2008) weisen darauf hin, dass nicht nur die Landbesitzer mit den geringsten Opportunitätskosten als Leistungserbringer ausgewählt werden sollten. Werden die Zahlungen für den Schutz von Biodiversität anhand der Opportunitätskosten bemessen, so besteht bei der Einbeziehung von Landbesitzern mit geringen Opportunitätskosten die Gefahr eines unzureichenden Schutzes biologischer Vielfalt. Diese kann zum einen darauf zurückgeführt werden, dass die Zahlungen so gering sind, dass es keinen Anreiz für eine Änderung der Landnutzung gibt und zum anderen, dass auch zukünftige Entscheidungen bzgl. der Landnutzung zu Ungunsten von Biodiversität erfolgen, wenn sich die ökonomischen Rahmenbedingungen ändern (vgl. Engel und Palmer (2008), S. 804 f.).

Auch ist bei der Wahl der Leistungserbringer darauf zu achten, inwiefern diese unterschiedliche Landnutzungen betreiben und die Landflächen sich hinsichtlich ihrer Qualität unterscheiden (vgl. Mayrand und Paquin (2004), S. 20 und Zbinden und Lee (2005), S. 258). Diese Faktoren haben wiederum Auswirkungen auf die Höhe der Zahlungen. Werden in einer solchen Situation einheitliche Zahlungen für alle Leistungserbringer angeboten, so besteht die von Engel und Palmer (2008) beschriebene Gefahr, dass potentielle Leistungserbringer mit hohen Opportunitätskosten, aber

guten Voraussetzungen für den Schutz von Biodiversität ausgeschlossen werden. Dadurch würde das Ziel eines zusätzlichen Schutzes von Biodiversität durch Payments for Environmental Services gefährdet (vgl. Mayrand und Paquin (2004), S. 18). Des Weiteren muss darauf geachtet werden, dass eine Unterstützung beim Wechsel der Landnutzungsform erfolgt. Ist diese finanziell und fachlich sehr aufwändig, so sollten finanzielle und technische Starthilfen erfolgen. Durch diese Maßnahmen kann verhindert werden, dass ärmere und weniger gebildete Landbesitzer aus einem PES-Programm ausgeschlossen werden (vgl. Mayrand und Paquin (2004), S. 20 und Pagiola et al. (2008), S. 300).

Das Ziel von Payments for Environmental Services ist es, einen zusätzlichen Schutz von Ökosystemleistungen, z. B. Biodiversität, zu erreichen. Daher muss bei der Entscheidung über die Einbeziehung der Leistungserbringer darauf Acht gegeben werden, dass diese nicht auch ohne die Etablierung eines PES-Programms ein Interesse am Schutz biologischer Vielfalt haben. Passiert dies nicht, so kommt es zu keinem zusätzlichen Schutz von Biodiversität (vgl. Engel und Palmer (2008), S. 800).

### **b) Nutznießer (Nachfrage)**

Im Unterschied zu den Leistungserbringern ist die Seite der Nutznießer durch verschiedene Nachfragegruppen, welche unterschiedliche Zielfunktionen besitzen, gekennzeichnet. Differenziert werden kann zwischen der Nachfrage des öffentlichen Sektors und der des privaten Sektors, die sich auf die privaten Haushalte und die privaten Unternehmen aufteilt, sowie der Nachfrage von Nichtregierungsorganisationen (vgl. Wunder (2007), S. 51 und Lipper et al. (2009), S. 14). In Abhängigkeit von wem die Nachfrageseite repräsentiert wird, wird von einem *staatlich-finanzierten* oder *nachfragefinanzierten* PES-Programm gesprochen werden. Der Unterschied zwischen beiden Ausprägungen ist zum einen der, dass bei einem staatlich-finanzierten PES-Programm keine direkte Verbindung zwischen den eigentlichen Nutznießern und den Leistungserbringern besteht, sondern eine staatliche Institution zwischengeschaltet ist (vgl. Engel et al. (2008), S. 666). Zum anderen werden PES-Programme, welche vom Staat finanziert werden, meist bei Ökosystemleistungen mit nationaler oder globaler Dimension angewandt, während direkt durch die Nutznießer finanzierte Programme sich meist auf Leistungen beziehen, die auf lokaler Ebene auftreten (vgl. Wunder (2005), S. 8).

Da die Nutznießerschaft von Biodiversität nicht lokal begrenzt ist, stehen den meist lokalen Leistungserbringern eine Vielzahl an Verhandlungspartnern gegenüber (vgl. Salzman (2005), S. 903). Dies kann zu einem Trittbrettfahrerverhalten und hohen Verhandlungskosten führen (vgl. Salzman (2005), S. 883, Farley und Costanza (2010), S. 2075 und Kemkes et al. (2010), S. 2071). Daher ist die Nachfrageseite eines einzelnen PES-Programms zum Schutz biologischer Vielfalt meist durch eine monopsonistische Struktur gekennzeichnet, welche entweder von alleine entsteht oder aber durch staatlichen Einfluss (vgl. Salzman (2005), S. 903 und Kemkes et al. (2010), S. 2071). Was die Ursachen für die Nachfrage nach Biodiversität bzw. deren Schutz in den einzelnen Nutznießergruppen ist, soll im Folgenden näher beschrieben werden.

**ba) Die Nachfrage des öffentlichen Sektors** stellt den größten Anteil der Gesamtnachfrage nach Biodiversität dar. Dies ist vor allem auf die globale Bedeutung und damit die zahlreichen potentiellen Nachfrager zurückzuführen (vgl. Salzman (2005), S. 903 und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 36). Die staatliche Nachfrage ist sowohl auf regionaler, nationaler als auch auf globaler Ebene möglich. Zwar ist das Hauptziel der Schutz der biologischen Vielfalt, jedoch wird dieses meist mit anderen Nebenzielen verbunden (vgl. Heiman et al. (2009), S. 62 und Lipper et al. (2009), S. 14). Lipper et al. (2009) erklären diese Tatsache damit, dass auf politischer Ebene für die Umsetzung des Biodiversitätsschutzes Mehrheiten gefunden werden müssen. Um diese zu erlangen, ist es erforderlich, Kompromisse einzugehen (vgl. ebd., S. 14).

Die Nachfrage nach Biodiversität kann anhand der nationalen und internationalen staatlichen Schutzprogramme gemessen werden. Ziel der nationalen oder internationalen Organisationen ist es, durch die Auflage von Programmen zum Schutz der biologischen Vielfalt die gesellschaftliche Wohlfahrt  $U$  zu steigern. Somit ergibt sich folgendes Optimierungsproblem:

$$\max. U = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n e_i U_i(q_j) \quad (3.1)$$

$$\text{u. d. NB. } C = C \left( \sum_{j=1}^m q_j \right).$$

Inwiefern es zu einer Umsetzung eines staatlichen PES-Programms kommt, hängt dabei stark von der politischen Stärke  $e_i$  der gesellschaftlichen Gruppe  $i$  ab, welche das Projekt  $q_j$  trägt, sowie von der Grenzwohlfahrt  $\frac{\partial U}{\partial q_j}$  und von den politischen Grenzkosten  $\frac{\partial C}{\partial q_j}$  des jeweiligen PES-Programms. Die politisch optimale Anzahl an PES-Programmen zum Schutz von Biodiversität ist erreicht, wenn die mit der politischen Stärke gewichtete Grenzwohlfahrt den politischen Grenzkosten entspricht (vgl. Heiman et al. (2009), S. 63).

Für die Finanzierung staatlicher PES-Programme wird vor allem auf nationale Fonds zurückgegriffen, welche ihre finanziellen Mittel aus Steuern beziehen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 37f. und Lipper et al. (2009), S. 15). Aufgrund der eher geringen wirtschaftlichen Leistung von Entwicklungsländern ist diese Form der Finanzierung jedoch meist sehr beschränkt möglich. Aus diesem Grund erfolgt eine Finanzierung meist über finanzielle Mittel der Entwicklungshilfe oder der Global Environmental Facility (GEF), wobei sich diese Formen der Finanzierung dann meist auf globale Ökosystemgüter beziehen (vgl. Lipper et al. (2009), S. 15).

Das Auftreten des Staates als Nachfrager nach dem Schutz biologischer Vielfalt ist vor allem mit dem Vorteil verbunden, dass das oben beschriebene Trittbrettfahrerverhalten zu einem gewissen Grad eingeschränkt werden kann und somit die Bereitstellung des freien Gutes Biodiversität aufgrund dieser Tatsache nicht vollends scheitert. Es besteht jedoch die Gefahr, dass mit der staatlichen Nachfrage die Präferenzen der eigentlichen Nachfrage nicht ausreichend berücksichtigt werden und es so zu Wohlfahrtsverlusten kommt (vgl. Endres (2000), S. 47). Des Weiteren ist die Finanzierung allein auf Steuerbasis vor allem langfristig nicht dauerhaft gesichert, da sie politischen Änderungen unterliegen. Das hat zur Folge, dass die Leistungserbringer sich nicht einer dauerhaften Einnahmequelle sicher sein können und so Anreize zu Handlungen bestehen, welche dem Schutz biologischer Vielfalt entgegen wirken (s. Abschnitt 3.4). Darüber hinaus muss auch berücksichtigt werden, dass es bei staatlichen Eingriffen auch zu Fehlentwicklungen kommen kann. Insbesondere die Problematik der Korruption ist bei der Umsetzung von staatlichen PES-Programmen nicht zu vernachlässigen (s. Abschnitt 2.3.3).

**bb) Bei der Nachfrage des privaten Sektors** muss zwischen der Nachfrage der privaten Haushalte und der privaten Unternehmen unterschieden werden.

Die Nachfrage der *privaten Haushalte* kann zum einen durch direkte Zahlungen, z. B. Ökotourismus und Eintrittsgelder für Naturschutzparks, sowie durch Spenden an Nichtregierungsorganisationen dargestellt werden (vgl. Heiman et al. (2009), S. 66). Zurückgeführt wird diese Nachfrage auf die direkte Motivation des einzelnen Individuums, z. B. der Erhöhung des Nutzens von Ornithologen. Aber auch altruistische bzw. pro-soziale Motive können als Ursache angesehen werden (vgl. Heiman et al. (2009), S. 67). Eine weitere Ursache kann die Demonstration von umweltbewusstem Verhalten in der Gesellschaft sein, z. B. durch den Kauf von zertifizierten Produkten, welche einen höheren Preis haben (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 38f. und Wunder (2007), S. 51).

Einen wesentlich größeren Anteil an der privaten Nachfrage nach Biodiversität haben jedoch *private Unternehmen* (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 31). Mit der Finanzierung des Schutzes biologischer Vielfalt verfolgen private Industrieunternehmen verschiedene Ziele, welche auch über die verschiedenen Industriezweige variieren. Eines der wichtigsten Ziele, welches mit dem Schutz von Biodiversität verbunden ist, ist die Sicherung und qualitative Verbesserung der Produktionsfaktoren (vgl. Heiman et al. (2009), S. 64, Lipper et al. (2009), S. 16 und Koellner et al. (2010), S. 2127). Vor allem die Agrar- und Pharmaindustrie sind an einem Schutz der biologischen und insbesondere der genetischen Vielfalt interessiert. In der pharmazeutischen Industrie sind genetische Informationen ein bedeutender Inputfaktor für die Entwicklung von medizinischen Wirkstoffen und in der Agrarwirtschaft werden sie für die Züchtung neuer resistenterer Feldfrüchte eingesetzt (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 32 f.). Mit der Sicherung der biologischen Vielfalt als Produktionsfaktor ist gleichzeitig eine Reduzierung des Ernteausfalls in der Landwirtschaft und des Informationsverlustes in der pharmazeutischen Industrie verbunden (vgl. Heiman et al. (2009), S. 64).

Ein weiterer Grund für die Investition in Anstrengungen zum Schutz von Biodiversität ist der Aufbau von Reputation bzw. eines guten Images in der Gesellschaft. Besteht innerhalb der Gesellschaft ein hohes Umweltbewusstsein, so steigt die Nachfrage nach umweltfreundlichen Produkten (vgl. Heiman et al. (2009), S. 66). Durch die Finanzierung von Schutzprojekten ist es den Unternehmen möglich, eine ‚grüne Prämie‘ auf den eigentlichen Verkaufspreis zu erheben und ihren Marktanteil auszuweiten (vgl. Wunder (2007), S. 51 Lipper et al. (2009), S. 16). Diese direkten



Gründe für den Schutz der Biodiversität durch private Unternehmen lassen sich aus dem Oberziel der Gewinnmaximierung ableiten. Durch die Sicherung des Zugangs zu den Produktionsfaktoren und der Reduzierung von Risiken soll langfristig der Gewinn und damit auch der Bestand des eigenen Unternehmens gesichert werden (vgl. Heiman et al. (2009), S. 64).

Es muss jedoch auch darauf hingewiesen werden, dass zwischen regionalen und internationalen Unternehmen Unterschiede hinsichtlich der Nachfrage von Biodiversität bestehen. Für Costa Rica konnten Koellner et al. (2010) zeigen, dass die Investitionsbereitschaft von Industrieunternehmen und Konsumunternehmen unterschiedlich hoch ist. So entspricht die Zahlungsbereitschaft von Konsumunternehmen etwa 76 % der gesamten Investitionsbereitschaft von privaten Unternehmen (vgl. Koellner et al. (2010), S. 2132 f.). Begründet werden kann dies damit, dass die Konsumunternehmen die Landwirtschafts- und Pharmaindustrie mit erfassen (vgl. Koellner et al. (2010), S. 2129). Beide haben wie oben beschrieben ein besonderes Interesse an dem Schutz biologischer Vielfalt, da diese ein zentraler Produktionsfaktor ist.

Die Nachfrage nach Biodiversität des privaten Sektors ist zwar sehr vielfältig und speist sich aus unterschiedlichen Quellen, jedoch ist aufgrund der globalen Bedeutung der biologischen Vielfalt der Nutznießerkreis so groß, dass die Gefahr des Trittbrettfahrerverhaltens auftreten kann (vgl. Mayrand und Paquin (2004), S. 16 und Salzman (2005), S. 883 und 903). Dies hat ein Unterlassen von Schutzmaßnahmen bzw. ein Umsetzen dieser auf einem sehr geringen Niveau zur Folge.

**bc) Die Nachfrage von Nichtregierungsorganisationen** stellt neben der Nachfrage des öffentlichen Sektors den größten Anteil der Nachfrage nach biologischer Vielfalt dar (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 31). Zurückzuführen ist dieser Teil der Nachfrage von Biodiversität auf die Präferenzen einer Gruppe von Individuen für eine bestimmte Umweltleistung bzw. einen bestimmten Aspekt einer Umweltleistung. Dieser wird entweder durch den Staat oder den privaten Sektor nicht ausreichend nachgefragt (vgl. Heiman et al. (2009), S. 70 und Lipper et al. (2009), S. 16 f.).

Ziel der Nichtregierungsorganisation ist die Steigerung des Nutzens ihrer Mitglieder durch den Schutz von Biodiversität, aber auch die Erhöhung ihres Einflusses auf den politischen Sektor (vgl. Heiman et al. (2009), S. 70). Im Gegensatz zur Nachfrage des öffentlichen Sektors verfolgen die Nichtregierungsorganisationen keine Nebenzie-

le, sondern konzentrieren sich ausschließlich auf den Schutz der biologischen Vielfalt. Somit ist es möglich, dass die Präferenzwünsche der Mitglieder gezielter befriedigt werden. Durch die Steigerung des politischen Einflusses ist es der NGO möglich ihre Ziele besser durchzusetzen, da der Nutzen ihrer Mitglieder stärker in die gesellschaftliche Wohlfahrt eingeht (s. Absatz ba)).

Für Pagiola et al. (2002) wird durch die Nachfrage der Nichtregierungsorganisationen jedoch noch eine weitere entscheidende Aufgabe im Bereich des Schutzes der biologischen Vielfalt erfüllt. Diese besteht in der Zusammenarbeit mit Kleinbauern in ländlichen Regionen, bei der diesen die Bedeutung der Biodiversität nahegebracht und ihnen Unterstützung bei Umsetzung von Schutzmaßnahmen zugesichert wird (vgl. ebd., S. 275).

### **3.2.2 Die institutionelle Ausgestaltung**

Neben der Ermittlung der Leistungserbringer und Nutznießer der biologischen Vielfalt ist die Ausgestaltung der institutionellen Struktur eines PES-Programms für dessen Effizienz von entscheidender Bedeutung. So führen Asquith et al. (2008) das Scheitern von PES-Programmen vor allem auf das Fehlen glaubhafter Institutionen und das fehlende Vertrauen der Leistungserbringer an die tatsächliche Durchführung der Zahlungen zurück (vgl. ebd., S. 680). Um diese Probleme zu verhindern, ist es erforderlich, dass bei der Etablierung der Institutionen eines PES-Programms Handlungsregeln der einzelnen Akteure klar definiert und diese auch von allen Teilnehmern akzeptiert werden. Es ist in diesem Zusammenhang darauf zu achten, dass gesellschaftliche Normen und Regeln regional unterschiedlich sind und somit aufeinander abgestimmt werden müssen. Eine Analyse der gesellschaftlichen, ökonomischen und sozialen Gegebenheiten der verschiedenen Teilnehmer scheint daher unabdingbar zu sein (vgl. Fisher et al. (2010), S. 1258).

Die institutionelle Grundstruktur eines jeden PES-Programms sollte aus den Aufsichtsinstitutionen, dem Finanzierungsmechanismus und dem Zahlungsmechanismus bestehen (s. Abb. 3.2). Im Folgenden sollen die einzelnen institutionellen Einrichtungen eines PES-Programms hinsichtlich der Möglichkeiten ihrer Ausgestaltung sowie deren Aufgaben näher beschrieben werden.

### a) Aufsichtsinstitutionen

Die Aufsichtsinstitutionen sollen die notwendigen Voraussetzungen für eine effiziente Umsetzung des PES-Programms schaffen. Dazu gehört die Weitergabe von Informationen hinsichtlich der Zahlungshöhe, des Ausmaßes der Maßnahmen, die Ziele welche mit dem PES-Programm verfolgt werden usw. Aber auch eine Sicherstellung der Eigentums- und/oder Nutzungsrechte, die Beseitigung von Konflikten sowie die Etablierung eines funktionierenden Monitoringsystems sind entscheidende Voraussetzungen, die bei der Einführung von Payments for Environmental Services erfüllt werden müssen (vgl. Ferraro und Kiss (2002), S. 1718 und Pagiola und Platais (2002), S. 3 f.).

Zu den Aufsichtsinstitutionen gehören zwei Teilbereiche, der sogenannte Regierungsbereich und der technische Bereich, die unterschiedliche Aufgaben wahrnehmen (s. Abb. 3.2). Dem *Regierungsbereich* fallen die Anpassung gesetzlicher Regelungen, insbesondere die Klärung der Eigentums- und Nutzungsrechte, zu. Wird sich bei der Auszahlung automatisch auf das de jure Eigentumsrecht bezogen, so kann dies zu einem unzureichenden Schutz der biologischen Vielfalt führen. Die Ursache ist das Auseinanderfallen von Eigentums- und Nutzungsrecht, d. h. dass mit dem Nutzungsrecht einer Landfläche nicht gleichzeitig das Eigentumsrecht verbunden sein muss. Beide Rechte wurden also auf verschiedene Wirtschaftssubjekte übertragen. In einem solchen Fall ist zu klären, wer der eigentliche Leistungserbringer ist und somit auch die Zahlungen für den Schutz der Biodiversität zu erhalten hat. Weiterhin ist die Verbreitung von Informationen über die ökologische Bedeutung der Biodiversität, die Möglichkeiten des Schutzes und das PES-Programm eine zentrale Aufgabe. Dadurch soll ein hohes Maß an Transparenz für die potenziellen Teilnehmer geschaffen werden, um so einen möglichst reibungslos funktionierenden ‚Markt‘ für Biodiversität zu etablieren (vgl. Pagiola et al. (2002), S. 273).

Innerhalb des *technischen Bereiches* sind vor allem Biologen, Ökologen, Forst- und Agrarwissenschaftler sowie Ökonomen tätig. Eine der entscheidenden Aufgaben ist die Konkretisierung der Leistung von Biodiversität, welche durch das PES-Programm geschützt bzw. bereitgestellt werden soll. Damit diese innerhalb des PES-Mechanismus gehandelt werden kann, ist eine Zertifizierung notwendig. Die Aufgabe des Expertenkreises ist es für den Zertifizierungsprozess Kriterien zu entwickeln, anhand derer z. B. Eco-labels vergeben werden können (vgl. Pagiola und Ruthenberg (2002),

S. 112). Neben der Konkretisierung und Zertifizierung der Biodiversitätsleistung ist die Durchführung des Monitoring eine zentrale Aufgabe, um den Fortschritt der Schutzbemühungen zu überprüfen und evtl. Nachbesserungen durchführen zu können (vgl. Pagiola und Platais (2002), S. 4 und Pagiola et al. (2002), S. 272). Die Ausarbeitung geeigneter Landnutzungsmethoden zum Schutz der biologischen Vielfalt und die Unterstützung der Leistungserbringer bei der Umsetzung, zählt ebenso zu den Aufgaben des technischen Bereiches. Die Hilfe bei den Änderungen der Landnutzung zum Schutz der biologischen Vielfalt kann vor allem durch Nichtregierungsorganisationen vorgenommen werden (vgl. Pagiola et al. (2002), S. 275 und Pagiola et al. (2007), S. 376).

Es ist zu erkennen, dass beide Teilbereiche der Aufsichtsinstitutionen ineinandergreifen müssen. Durch die Tätigkeit des technischen Bereiches werden Informationen beschafft, welche dann durch den Regierungsbereich den potentiellen Teilnehmern zur Verfügung gestellt werden müssen. Auch werden durch das Monitoring Informationen bereitgestellt, anhand deren die Zielüberprüfung durch den Regierungsbereich vorgenommen werden kann. Beiden Bereichen kommt außerdem eine große Bedeutung bei der Errichtung und Ausgestaltung des Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus zu.

### **b) Finanzierungsmechanismus**

Die Hauptaufgabe des Finanzierungsmechanismus besteht in der langfristigen und nachhaltigen Versorgung eines PES-Programms mit finanziellen Mitteln. Diese sind für eine langfristige oder gar dauerhafte Bereitstellung der biologischen Vielfalt notwendig (vgl. Pagiola und Platais (2002), S. 3 und Farley und Costanza (2010), S. 2079).

Um eine effiziente und langfristige Finanzierung des Schutzes von Biodiversität durch Payments for Environmental Services zu gewährleisten, ist es erforderlich, dass die Zahlungsbereitschaft der Nutznießer ermittelt wird. Diese ist jedoch stark von der konkreten Leistung oder dem Leistungsbündel sowie der Größe der Nutznießergruppe abhängig (vgl. Pagiola und Platais (2002), S. 3). So können die Nutznießer von Biodiversität sowohl regional als auch national oder gar global verteilt sein (vgl. Pagiola et al. (2002), S. 266 f.). Neben der Bestimmung des Kreises der Nutznießer und deren Zahlungsbereitschaft ist für die Finanzierung aber auch entscheidend, in

welcher Phase der Umsetzung sich das PES-Programm befindet (vgl. Hammilton und Cassells (2003), S. 65).

Besteht an der Biodiversitätsleistung ausschließlich ein regionales Interesse, so ist die Anwendung eines *direkten Finanzierungsmechanismus* zu bevorzugen. Dies kann z. B. durch die Erhebung von Eintrittsgeldern in Naturschutzparks erfolgen, wenn der Lebensunterhalt der dortigen Bevölkerung auf Ökotourismus basiert. Touristen zahlen somit für den Schutz der biologischen Vielfalt, da sie diese zur Erholung nutzen (vgl. Corcuera et al. (2002), S. 131 ff. und Mayrand und Paquin (2004), S. 26 f.). Aber auch die Einführung von direkten Beiträgen ist eine Möglichkeit der Finanzierung, wenn z. B. angenommen wird, dass durch einen biodiversitätsreichen Waldbestand die Reinigung des Grundwassers besser erfolgt oder Bodenerosionen von Agrarflächen verhindert werden sollen (vgl. Muñoz-Piña et al. (2008), S. 727). Diese Form der Finanzierung dürfte jedoch sehr selten vorkommen, zumindest wenn sie ausschließlich auf einem wettbewerblichen Marktmechanismus basieren sollte.

Eine weitere Möglichkeit wäre eine *Fond-Lösung*. Bei dieser werden finanzielle Mittel durch Beiträge, Steuern oder von Preisaufschlägen für zertifizierte Produkte in einem Fond gepoolt. Die zentral gesammelten finanziellen Mittel werden dann durch einen Intermediär an die teilnehmenden Leistungserbringer ausgezahlt. Es besteht somit keine direkte Verbindung zwischen den Nutznießern und den Leistungserbringern der biologischen Vielfalt (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 38). Als konkrete Finanzierungsquellen wären bspw. die Besteuerung von Öl (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2080) oder die Einführung von zertifizierten Kaffee oder Holz denkbar. Sollte die Finanzierung durch zertifizierte private Güter erfolgen, so wäre dies wiederum eine Möglichkeit, die über einen Wettbewerbsmarkt erfolgen kann (vgl. Pagiola und Ruthenberg (2002), S. 111 ff.).

Die Finanzierung durch sog. *Debt-Related-Mechanismen* ist vor allem eine Möglichkeit der Beschaffung finanzieller Mittel im globalen Rahmen. Die Grundidee besteht in dem Kauf von Schulden, die durch die Schutzbemühungen entstehen, durch Dritte. Dieser Ansatz ist vor allem bei einem globalen Nutznießerkreis vorzuziehen. So ist es denkbar, dass die Kosten der Länder, welche einen Biodiversitätshotspot beherbergen (vgl. Myers et al. (2000), S. 854), durch Länder, welche keinen Hotspot von Biodiversität besitzen, mitgetragen werden. Dies kann aber auch durch internationale Organisationen wie der Weltbank oder der Global Environmental Facility

sowie Nichtregierungsorganisationen erfolgen (vgl. Bayon et al. (2000), S. 23).

Eine Möglichkeit der Finanzierung welche, sowohl durch private als auch durch staatliche Organisationen erfolgt werden kann, ist die Bereitstellung von *Venture Capital*. Ist der Nutznießerkreis begrenzt, hat z. B. ein einzelnes Unternehmen Interesse an dem Schutz der biologischen Vielfalt einer Region oder eines Landes, so kann dieses die finanziellen Mittel für die Etablierung eines PES-Programms bereitstellen. So hat bspw. der Pharmakonzern Merck finanzielle Mittel zur Änderung der Landnutzung bereitgestellt (vgl. Lerch (1998), S. 292). Die Finanzierung durch *Venture Capital* zielt aber vor allem auf die Anfangsphase eines PES-Programms. Diese kann aufgrund der Umstellung der Landnutzung mit hohen Investitionen verbunden sein, z. B. die Errichtung von Hotels im Bereich des Ökotourismus oder Schulungen für eine biodiversitätsfreundliche Bewirtschaftung von Agrarflächen (vgl. Bayon et al. (2000), S. 23 und Landell-Mills und Porras (2002), S. 38).

Wie eben beschrieben sind die Leistungserbringer in der Anfangsphase mit hohen Investitionen für die Änderung der Landnutzung konfrontiert. Da sie aber die eigentliche Leistung Biodiversität noch nicht bereitstellen, erhalten sie keine finanziellen Mittel, welche auf dieser beruhen. Daher kann in der Startphase auf die Nutzung von Debt-Related-Mechanismus und des *Venture Capital* zurückgegriffen werden (vgl. Hammilton und Cassells (2003), S. 65, Pagiola et al. (2007), S. 375 f. und Asquith et al. (2008), S. 683). Ist das PES-Programm vollständig implementiert, so sollten die finanziellen Mittel für die Zahlungen des Schutzes auf der Bereitstellung der erbrachten Leistung beruhen. Als Finanzierungsquellen können bei einem laufenden PES-Programm unter anderem Steuern und/oder Beiträge für eine bestimmte Leistung oder Preisaufschläge für zertifizierte private Güter herangezogen werden. Welche Finanzierungsquelle für eine nachhaltige Sicherung der finanziellen Mittel herangezogen wird, hängt jedoch stark von dem konkreten PES-Programm ab (vgl. Pagiola et al. (2002), S. 269 und Asquith et al. (2008), S. 683).

### c) Zahlungsmechanismus

Die Organisation der Zahlungen für den erbrachten Schutz der biologischen Vielfalt fällt dem Zahlungsmechanismus zu (vgl. Pagiola und Platais (2002), S. 3). Dabei ist auf vier Aspekte zu achten, welche von der Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007) und teilweise von Pagiola et al. (2004) und Wunder

(2005) aufgeworfen werden.

Zum einen muss geklärt werden, *wofür* genau die Zahlungen erfolgen sollen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 75). Ein Schritt zur Klärung dieser Frage ist die Konkretisierung der Leistung oder des Leistungsbündels, welche/welches durch den Schutz der biologischen Vielfalt bereitgestellt wird. Neben der Konkretisierung der Leistung ist die Bestimmung der Bemessungsgrundlage für die Zahlungen von entscheidender Bedeutung. Da Biodiversität als Leistung recht schwer zu erfassen ist, werden meist Proxyvariablen als Bemessungsgrundlage herangezogen, z. B. die Veränderung der natürlichen Landnutzung. Da die Änderung der biologischen Vielfalt jedoch auf mehrere Faktoren zurückgeführt werden kann, ist es erforderlich, mehrere dieser Variablen heranzuziehen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 75). Meist werden in diesem Zusammenhang Nutzungspläne für die entsprechenden Landflächen aufgestellt, die für die Auszahlungen herangezogen werden (vgl. Pagiola (2008), S. 716). Eine Alternative ist die Nutzung von Indizes, welche verschiedene Landnutzungsformen bzgl. ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität bewerten, z. B. des Environmental Benefits Index oder Biodiversity Significance Score (vgl. Pagiola et al. (2004), S. 13 ff., Pagiola et al. (2007), S. 377 und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 79). Neben der Landnutzung wäre als Bemessungsgrundlage für die Auszahlungen auch die Nutzung des RedList-Index eine Möglichkeit für die Berechnung der Zahlungen. Dieser basiert auf der Beurteilung der Gefährdung der bekannten Tier- und Pflanzenarten (vgl. Butchart et al. (2007), S. 4).

Des Weiteren ist bei der Ausgestaltung des Zahlungsmechanismus festzustellen, *wer* die Anspruchsberechtigten für die Zahlungen sind (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 80). Im Kern geht es somit darum, wer der Leistungserbringer ist. Zu klären ist hierbei die Fragen der Eigentums- und Nutzungsrechte, die Erfüllung der Voraussetzungen, d. h. der Bemessungsgrundlage, zum Erhalt der Zahlungen sowie die Eigenschaften der Landbesitzer bzw. -nutzer und der Landnutzung (s. Abschnitt 3.2.1).

Nachdem die Bemessungsgrundlage und der Kreis der Leistungserbringer bestimmt wurde, ist zu klären, *wie hoch* die Zahlungen angesetzt werden sollen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 84). Die Höhe der Zahlungen hat einen entscheidenden Einfluss auf die Anreize zum Schutz der biologischen

Vielfalt durch die Leistungserbringer. Zur Festlegung der Zahlungshöhe kann zum einen der Grenznutzen der Biodiversitätsleistung für den Konsumenten und die Opportunitätskosten des Leistungserbringers herangezogen werden (vgl. Muñoz-Piña et al. (2008), S. 728 f.). Die Höhe der Zahlungen sollte zwischen den Opportunitätskosten, als Untergrenze, und den Grenznutzen, als Obergrenze, festgelegt werden. Sind die Zahlungen für die Biodiversitätsleistung höher als der Grenznutzen für die Konsumenten, so besteht kein Anreiz für diese, sich an der Finanzierung zu beteiligen. Zahlungen unterhalb der Opportunitätskosten hingegen führen dazu, dass die Leistungserbringer keinen Anreiz zur Teilnahme an dem PES-Programm haben (vgl. Pagiola et al. (2007), S. 378). Bei Zahlungen unterhalb der Opportunitätskosten würde der Leistungserbringer auf eine für ihn bessere alternative Landnutzung verzichten und bei Zahlungen oberhalb der Grenznutzen würden diese die Zahlungsbereitschaft des Konsumenten übersteigen. Da die Bestimmung der Grenznutzen und somit der Zahlungsbereitschaft der Nutznießer aufgrund der Eigenschaften der Biodiversität sehr schwierig ist, wird für die Bestimmung der Zahlungen zumeist auf die Opportunitätskosten zurückgegriffen. Um bei dieser Methode möglichst wahre Angaben zu den Opportunitätskosten zu erhalten, wurden bei der Umsetzung des mexikanischen PES-Programms (Payment for Hydrological Environmental Service Programm) Auktionen durchgeführt, bei der einzelne Leistungserbringer in Konkurrenz zueinander standen (vgl. Muñoz-Piña et al. (2008), S. 729). Pagiola et al. (2007) weisen jedoch darauf hin, dass bei der Festlegung der Zahlungen ein Vergleich zu schon bestehenden PES-Programmen, welche das Ziel des Schutzes von Biodiversität haben, vorgenommen werden sollte (vgl. ebd., S. 378).

Aber nicht nur die Höhe der Zahlungen ist entscheidend für den Anreiz zum Schutz der Biodiversität, sondern auch die Art der Auszahlung, also *wie* die Zahlungen erfolgen sollen. Drei Teilfragen sind in diesem Zusammenhang zu beantworten: die Art der Auszahlungen, in monetärer Form oder als Sachleistungen, die technische Ausgestaltung der Auszahlung und die zeitliche Abfolge der Zahlungen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 87 f.). Die Frage, inwiefern die Auszahlungen in monetärer Form oder als Sachleistungen erfolgen sollen, stellt sich vor allem, da die Leistungserbringer nicht immer einzelne Individuen, sondern auch Gemeinschaften sein können. Dies birgt die Gefahr, dass es bei monetären Zahlungen zu Konflikten zwischen den Mitgliedern der Gemeinschaft kommt,



wenn deren Regeln des Zusammenlebens und der Einstellung zu Geld sich von der westlicher Gesellschaften unterscheidet (vgl. Wunder (2005), S. 25 f.). Sommerville et al. (2010) sehen bei Sachleistungen, vor allem wenn diese der gesamten Gemeinschaft zur Verfügung gestellt werden, die Gefahr, dass die Zurechnung der Nutzen und Kosten von den Mitgliedern nicht richtig wahrgenommen wird. Die Kosten für den Schutz der biologischen Vielfalt würden in einer solchen Situation als privatisiert wahrgenommen werden, während die Zahlungen bzw. Nutzen sozialisiert werden (vgl. Sommerville et al. (2010), S. 1268). Sachleistungen sind im Vergleich zu monetären Zahlungen auch wesentlich unflexibler und können bei Mitgliedern der Gemeinschaft zu Nutzenverlusten führen, wenn die für diese keine Verwendung haben (vgl. Wunder (2005), S. 15). Muñoz-Piña et al. (2008) sprechen sich daher für eine Kombination beider Ansätze aus, um so die Nachteile gegeneinander aufzuheben (vgl. ebd., S. 678 f.).

Neben der Frage, in welcher Form die Auszahlungen erfolgen sollen, ist zu klären, wie die Zahlungen technisch ausgestaltet werden sollen. Zum einen kann dies über pauschale Zahlungen für bestehende Leistungen erfolgen (*Ansatz der Nutzungsrestriktion*) und zum anderen über Zahlungen für zusätzliche Investitionen in den Schutz der biologischen Vielfalt (*Ansatz der Kapitalbildung*) (vgl. Wunder und Alban (2008), S. 280 und Farley und Costanza (2010), S. 2081). Die Anwendung von Pauschalzahlungen haben den Vorteil, den bestehenden Bestand an Biodiversität zu schützen, wenn dieser der Gefahr unterliegt, aufgrund lukrativerer Nutzungsformen zerstört zu werden. Hingegen können durch die Zahlungen für Investitionen in den Biodiversitätsbestand zusätzliche Leistungen generiert werden. Auch hier wäre sicher eine Kombination beider Ansätze ratsam, um bspw. mehr Leistungen zu erbringen, aber gleichzeitig einen Leakage-Effekt bei Leistungserbringern mit einem bereits hohen Bestand an biologischer Vielfalt zu verhindern. Des Weiteren ist es möglich, die Zahlungen an Referenzniveaus, sog. Baselines, auszurichten. Innerhalb dieses Ansatzes muss für jeden Leistungserbringer ein Referenzszenario über einen bestimmten Zeitraum erarbeitet werden. Wird dieses erreicht, so erhält er die entsprechenden Zahlungen. Auch bei diesem Ansatz besteht die Gefahr, dass Leistungserbringer, welche ohnehin in den Schutz von Biodiversität investieren, keine Zahlungen erhalten und somit ihren Bestand an biologischer Vielfalt reduzieren, um dann in den Genuss der Zahlungen zu kommen. Voraussetzung für einen effizienten Einsatz al-

ler drei Möglichkeiten ist eine konkrete Klärung der eigentlichen Leistung und die Etablierung eines Monitoring- und Verifizierungssystems (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2081).

Die zeitliche Ausgestaltung der Zahlungen ist von Bedeutung, da die Leistungen von Biodiversität nicht sofort mit dem Wechsel zu einer neuen Anbaumethode oder gar einem kompletten Wechsel der Landnutzung bereitgestellt werden können. Daher fallen die ersten Kosten, die durch den Schutz von Biodiversität entstehen, und die ersten Zahlungen für Biodiversität auseinander (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007), S. 88). Der Anreiz für den Landbesitzer, seine Landnutzung oder Anbaumethode hin zu biodiversitätsfreundlichen Methoden zu ändern, ist somit recht gering. Eine Lösung für dieses Problem ist das Vorziehen von Zahlungen in einer geringen Höhe, um so die Kosten während des Übergangszeitraums der Umstellung der Anbaumethode bzw. Landnutzung etwas zu verringern. Die vorgezogenen Zahlungen werden am Ende der Umstellungsphase von den dort getätigten Zahlungen abgezogen. Durch diesen Lösungsansatz kommt es somit zu einer Angleichung der Zahlungen über den gesamten Zeitraum des PES-Programms (vgl. Pagiola et al. (2004), S. 16 ff.).

### **3.3 Kosten bei der Umsetzung von Payments for Environmental Services**

Die Umsetzung von PES-Programmen ist wie alle ökonomischen Aktivitäten mit Kosten verbunden. Drei Kostenarten können bei der Etablierung von Payments for Environmental Services unterschieden werden: die eigentlichen Schutzkosten für Biodiversität, die Opportunitätskosten und die Transaktionskosten (vgl. Wunder und Alban (2008) und Wünscher et al. (2008), S. 822 und 826).

Die *Schutzkosten* umfassen die gesamten Kosten, welche mit den eigentlichen Schutzmaßnahmen von PES-Programmen in Verbindung stehen (vgl. Wünscher et al. (2008), S. 827). Dixon und Sherman (1991) unterscheiden zwischen direkten und indirekten Schutzkosten (vgl. Dixon und Sherman (1991), S. 71). Die direkten Schutzkosten können wiederum in verschiedene Kategorien unterteilt werden: die Kosten

für die Errichtung der zu schützenden Gebiete, dazu zählen die Kosten für den Erwerb von Landflächen (vgl. Naidoo et al. (2006), S. 683 und Dixon und Sherman (1991), S. 71), die Kosten für eventuelle Umsiedlungen von Bewohnern und die Entwicklung der Infrastruktur (vgl. Dixon und Sherman (1991), S. 71). Des Weiteren sind die laufenden Kosten der Schutzmaßnahmen eines PES-Programms zu berücksichtigen. Hierzu zählen die Kosten für die Errichtung von Gebietsgrenzen und ökologischen Korridoren (vgl. Wünscher et al. (2008), S. 827) sowie die Lohn- und Verwaltungskosten und die Kosten für die Erhaltung der Infrastruktur. Darüber hinaus sind auch Schulungskosten für die Mitarbeiter und Teilnehmer der PES-Programme zu den direkten laufenden Kosten zu zählen (vgl. Dixon und Sherman (1991), S. 71 und Naidoo et al. (2006), S. 682). Die direkten Kosten sind somit von der Art der Schutzmaßnahmen sowie der jeweiligen Landschaftsart abhängig und basieren auf den Entscheidungen der Teilnehmer und Initiatoren des Schutzprogramms sowie der bisherigen Landnutzung (vgl. Kassar und Lasserre (2004), S. 861).

Die indirekten Kosten hingegen treten durch die Zerstörung von Agrarflächen innerhalb oder in der Nähe von geschützten Gebieten auf (vgl. Naidoo et al. (2006), S. 682). So kann es aufgrund von Wildläufen außerhalb der geschützten Flächen zu Zerstörungen von angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen kommen (vgl. Dixon und Sherman (1991), S. 71). Dies führt zu Einkommenseinbußen bei den Geschädigten, was eine Bedrohung ihrer Existenz zur Folge haben kann (vgl. Naidoo et al. (2006), S. 682). Dixon und Sherman (1991) sehen die Behebung der Schäden durch Wildläufe nicht als Aufgabe der Payments for Environmental Services an. Um jedoch keinen Unmut über PES-Programme und den sozialen Frieden zu erhalten, sollte für zerstörte Agrarflächen durch Wildläufe eine Entschädigung erfolgen (vgl. Dixon und Sherman (1991), S. 71).

Eine weitere Kostenkomponente, welche einen entscheidenden Einfluss auf die Zahlungshöhe hat, sind die *Opportunitätskosten*. Diese stellen die Kosten des entgangenen Gewinns durch die Teilnahme an einem PES-Programm dar. Mit der Durchführung von Schutzmaßnahmen im Rahmen eines PES-Programms ist es dem Teilnehmer nicht möglich, die gewinn- bzw. einkommenmaximierende Anbaumethode für die Bewirtschaftung seiner Flächen zu nutzen (vgl. Wünscher et al. (2008), S. 826 und Drechsler et al. (2007), S. 179). Die Höhe der Opportunitätskosten ergibt sich aus der Differenz der gewinnmaximalen Anbaumethode und der alternativen An-

baumethode (vgl. Wünscher et al. (2008), S. 826). Beeinflusst werden sie vor allem von der Qualität des Bodens, den Entwicklungen auf den Agrarmärkten, aber auch den Märkten für Bioenergie sowie der vorher genutzten und alternativ genutzten Anbaumethode. Beispielsweise ist aufgrund des Verbots von ressourcenentziehenden Aktivitäten die Etablierung eines Naturschutzparks, im Vergleich zu anderen biodiversitätschonenden Landnutzungsmethoden, mit den höchsten Opportunitätskosten verbunden (vgl. Naidoo et al. (2006), S. 682). Die Qualität des Bodens der entsprechenden Landflächen beeinflusst die Opportunitätskosten insofern, als dass der entgangene Gewinn einer hoch produktiven Landfläche höher ist als der einer Landfläche mit geringerer Bodenqualität (vgl. Pagiola et al. (2005), S. 243 f.). Auch die Entwicklungen auf den Agrar- und Rohstoffmärkten sind für die Berechnungen nicht außer Acht zu lassen. Kommt es auf diesen zu einem Preisanstieg, so steigen die Opportunitätskosten, was dazu führen kann, dass *ceteris paribus* die Teilnahme an einem PES-Programm nicht mehr lohnend ist. Der Grund ist in der Verschiebung der Einkommensgenerierung zu Ungunsten des Schutzes von Biodiversität zu sehen (vgl. Naidoo und Iwamura (2007), S. 40).

Die dritte entscheidende Kostenart sind die *Transaktionskosten*, die aufgrund der Aktivitäten hinsichtlich der Informationsbeschaffung, der Antragstellung (vgl. Wünscher et al. (2008), S. 824) und der Klärung der Eigentumsrechte an den interessierenden Landflächen entstehen. Darüber hinaus hat auch die Ausgestaltung des Monitoring- und Bestrafungssystems einen Einfluss auf die Höhe der Transaktionskosten (vgl. Naidoo et al. (2006), S. 682). Eine genaue Darstellung der Transaktionskosten erfolgt in den Abschnitten 4.1 und 4.2.

### **3.4 Einflussfaktoren auf Effektivität und Kosteneffizienz**

Damit der Einsatz von Payments for Environmental Services zum Schutz biologischer Vielfalt ökonomisch gerechtfertigt werden kann, muss dieser effektiv und kosteneffizient erfolgen. Unter einem effektiven Schutz kann in diesem Zusammenhang verstanden werden, dass ein festgelegtes Niveau an Biodiversität dauerhaft gesichert

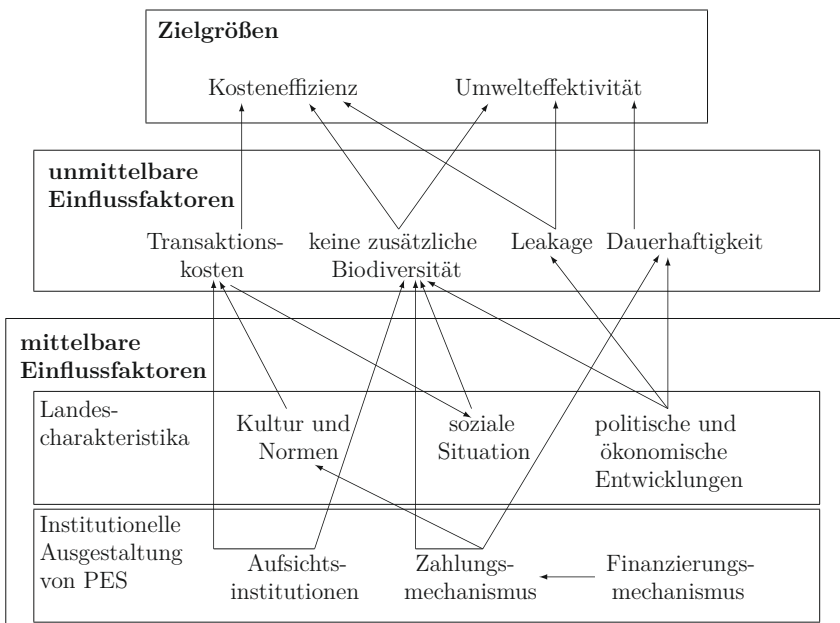
wird (*Umwelteffektivität*). Darüber hinaus soll der Kosteneinsatz für den Schutz biologischer Vielfalt durch PES-Programme geringer sein als bei anderen Umweltschutzzinstrumenten (*Kosteneffizienz*) (vgl. Jack et al. (2008), S. 9466 und Wunder und Alban (2008), S. 843). Beide Zielvariablen werden durch direkte bzw. unmittelbare Einflussfaktoren, wie die Höhe der Transaktionskosten, Verdrängungseffekte usw. beeinflusst (s. Abb. 3.3). Diese wiederum werden durch mittelbare Einflussfaktoren, etwa die eigentumsrechtliche Ordnung, das politische System und gesellschaftlichen Normen beeinflusst. Aber auch die Wahl der Teilnehmer und Landnutzungsänderungen durch die Aufsichtsinstitutionen sowie die Ausgestaltung des Zahlungs- und Finanzierungsmechanismus wirken sich auf die Effizienz des PES-Programms aus (vgl. Tiwari und Amezaga (2009), S. 48 f.). Die mittelbaren Einflussfaktoren sind somit vor allem in der institutionellen Struktur und den Gegebenheiten des jeweiligen Landes auszumachen.

Zuerst soll nun die Bedeutung der verschiedenen Einflussfaktoren für die Umwelteffektivität betrachtet werden. Diese wird direkt davon beeinflusst ob und in welchem Ausmaß Biodiversität durch das PES- Programm zusätzlich geschützt wird (vgl. Muradian und Kumar (2009), S. 11). Darüber hinaus sind aber auch mögliche Verdrängungseffekte (Leakage) und die Dauerhaftigkeit der Schutzmaßnahmen zu beachten. Alle drei unmittelbaren Einflussfaktoren werden jedoch von den Eigenschaften des Landes und der Payments for Environmental Services bestimmt (s. Abb. 3.3). Von zentraler Bedeutung sind hier vor allem der Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus, die Aufsichtsinstitutionen, die politische und ökonomische Entwicklung sowie die soziale Situation eines Landes (s. Abb. 3.3) (vgl. Engel et al. (2008), S. 670 f. und Wunder und Alban (2008), S. 688).

Die *Aufsichtsinstitutionen* von Payments for Environmental Services, insbesondere der technische Bereich, tragen zur Effektivität über die Ausarbeitung der Landnutzungs- und Schutzpläne bei. Werden diese aufgrund von unzureichenden Erfahrungen und Wissen bzgl. des Zusammenhangs von Landnutzung und biologischer Vielfalt nicht entsprechend für das jeweilige Ökosystem ausgearbeitet, so kann es sein, dass es zu keiner Verbesserung hinsichtlich der Qualität oder Menge von Biodiversität kommt (vgl. Wunder et al. (2008), S. 846, Muradian und Kumar (2009), S. 11 und Pattanayak et al. (2010), S. 258).

Der *Finanzierungsmechanismus* hingegen beeinflusst vor allem den Zahlungsmechanismus, wenn dieser nicht mit ausreichend finanziellen Mittel ausgestattet wird (s. Abschnitt 3.2). Die Folgen zu geringer finanzieller Mittel können zum einen direkt zu keinem zusätzlichen Schutz biologischer Vielfalt führen. Der Grund sind die zu geringen Zahlungen, welche keinen Anreiz bieten, die Landnutzungsform zu ändern. Des Weiteren kann es sein, dass in der Zukunft keine Anpassungen an die Änderungen der Opportunitätskosten aufgrund zu geringer finanzieller Mittel möglich sind (s. Abschnitt 3.2). Die bisherigen Leistungserbringer haben dann einen Anreiz, zu einer biodiversitätunfreundlichen Landnutzung zurückzukehren. Es ist somit die Dauerhaftigkeit der Schutzbemühungen gefährdet (s. Abb. 3.3) (vgl. Swart (2003), S. 1981, Engel et al. (2008), S. 671 und Wunder et al. (2008), S. 846).

Abbildung 3.3: Analyse der Ineffizienz und Ineffektivität



Quelle: Eigene Darstellung.

Aber auch die Ausgestaltung des *Zahlungsmechanismus* kann zur Ineffektivität eines PES-Programms führen. Beispielsweise würde die Etablierung einer einheitlichen Zahlung für alle Leistungserbringer dazu führen, dass Leistungserbringer mit hohen Opportunitätskosten keinen Anreiz zur Teilnahme an einem PES-Programm haben. Diese hätten jedoch auch potentiell bessere Voraussetzungen für den Schutz von Biodiversität, wenn die hohen Opportunitätskosten auf die Qualität des Bodens und/oder des Ökosystems zurückzuführen sind. Auch in diesem Fall kommt es wieder zu einer zu geringen Bereitstellung zusätzlicher biologischer Vielfalt. Aber auch eine unzureichende Ausgestaltung hinsichtlich der zeitlichen Abfolge der Zahlungen kann die Anreize zur Teilnahme verringern (s. Abschnitt 3.2) (vgl. Pagiola et al. (2007), S. 378).

Die politischen und ökonomischen, globalen und nationalen Verhältnisse und Entwicklungen beeinflussen ebenfalls die Effektivität von Payments for Environmental Services. Von der *ökonomischen Ebene* gehen vor allem durch die Preisentwicklung auf den Märkten der marktfähigen Güter (z. B. Holz, landwirtschaftliche Produkte usw.) Effekte auf die Effektivität und Effizienz aus. Steigen die Preise für marktfähige Güter, so hat dies einen Anstieg der Opportunitätskosten zur Folge. Diese wiederum haben einen Einfluss auf die Höhe der Zahlungen für die bereitgestellte Biodiversität. Werden die Zahlungen in einer solchen Situation konstant gehalten, bestehen bei den Leistungserbringern Anreize zu Verdrängungseffekten (Leakage). Dies bedeutet, dass es zwar zu einem Schutz der biologischen Vielfalt in dem erfassten Gebiet des PES-Programms kommt, Teilnehmer mit der Zerstörung jedoch in andere Regionen ausweichen (vgl. Chomitz (2002), S. 39 f., Engel et al. (2008), S. 671, Jack et al. (2008), S. 9568 f. und Pattanayak et al. (2010) S. 258). Dieses Problem tritt vor allem bei PES-Programmen auf, welche eine kleine räumliche Ausweitung aufweisen. Zur Verhinderung ist ein umfassendes Monitoring von entscheidender Bedeutung (vgl. Sierra und Russman (2006), S. 139 und Wunder et al. (2008), S. 847). Neben der Verlagerung der ökonomischen Aktivitäten kann es in einer solchen Situation aber auch zu einem vollständigen Abbruch der Schutzmaßnahmen kommen. Die Dauerhaftigkeit der Bereitstellung von Biodiversität ist somit nicht gewährleistet (vgl. Engel und Palmer (2008), S. 804). Notwendig wäre eine Anpassung der Zahlungen für Biodiversität, um die Anreize für deren Schutz aufrecht zu erhalten. Dies kann jedoch aufgrund begrenzter finanzieller Mittel nicht immer

möglich sein, so dass es hier zu einer Kumulation von Ursachen für Ineffektivität kommen kann.

Die *politische Ebene* beeinflusst die Effektivität von Payments for Environmental Services zum einen über politische Maßnahmen, welche unabhängig von dem PES-Programm sind. Ist es bspw. Ziel einer Regierung, die Land- oder Forstwirtschaft durch Subventionen zu fördern, kann dies zur Folge haben, dass eine ökonomische Nutzung attraktiver ist als der Schutz biologischer Vielfalt. Es würde somit kein zusätzlicher Schutz erfolgen, da die Entscheidung zu Gunsten der ökonomischen Nutzung ausfallen würde. Zum anderen kann von politischer Seite über die Sicherung der Eigentums- und/oder Nutzungsrechte Einfluss auf die Effektivität genommen werden. Besteht die Gefahr von Enteignungen oder des Entzugs der Nutzungsrechte, entsteht Unsicherheit bei den Leistungserbringern bzgl. ihrer Einkommensquelle. Dies kann zur Folge haben, dass Investitionen in den Schutz biologischer Vielfalt unterlassen werden, da die Gefahr der Enteignung und damit der Verlust der Einkommensgrundlage besteht (vgl. Mendelsohn (1994), S. 755 und Amacher et al. (2009), S. 287).

Die *Kosteneffizienz* von Payments for Environmental Services wird nicht nur von dem Ausmaß des Schutzes der Biodiversität, sondern auch von den Kosten mit welchen dieses erreicht wird, bestimmt. Seitens des Outcomes bzw. des Ausmaßes an Schutz von Biodiversität wird die Kosteneffizienz von Payments for Environmental Services von der zusätzlich geschützten Biodiversität und den Verdrängungseffekten (Leakage) als unmittelbaren Einflussgrößen bestimmt (s. Abb. 3.3). Von der Kostenseite her sind vor allen die Transaktionskosten für die Kosteneffizienz von entscheidender Bedeutung (vgl. Wunder (2007), S. 52 und Muradian und Kumar (2009), S. 12). Der direkte Einfluss auf die Transaktionskosten ist durch die Maßnahmen der Aufsichtsinstitionen zu verzeichnen, wie das Monitoringsystem und die Monitoringmaßnahmen, die Definition der Eigentums- und/oder Nutzungsrechte sowie Verhandlungen mit den potentiellen Leistungserbringern (vgl. Wunder (2007), S. 52 und Wunder und Alban (2008), S. 484). Je umfassender die Verhandlungen über das Ausmaß der Schutzbemühungen und Zahlungen sowie das Ausmaß des Monitorings, desto höher sind die Transaktionskosten.<sup>7</sup> Da Transaktionskosten nicht für

---

<sup>7</sup> Eine umfassende Darstellung der Ursachen von Transaktionskosten und Einflussfaktoren auf deren Höhe bei Payments for Environmental Services erfolgt im Abschnitt 4.2.



die Zahlungen des Schutzes biologischer Vielfalt eingesetzt werden können, kann dies wiederum Auswirkungen auf die Höhe der verfügbaren finanziellen Mittel für die Zahlungen haben. Die Folge wäre eine zu geringe Umsetzung der Schutzmaßnahmen und damit Bereitstellung von Biodiversität, für die jedoch erhebliche Kosten aufgewendet werden müssen.

Ein weiterer Einfluss auf die Höhe der Transaktionskosten geht von dem Zahlungsmechanismus aus. Die Ausgestaltung des Zahlungssystems muss mit Rücksicht auf die kulturellen Gegebenheiten und die Normen des Landes und/oder der Region erfolgen (s. Abschnitt 3.2.2). Die Einführung von marktähnlichen umweltpolitischen Instrumenten kann dem kulturellen Erbe in bestimmten Ländern oder Regionen widersprechen. Sind bspw. die Eigentumsrechte und/oder Nutzungsrechte nicht individuell definiert, sondern bestehen für eine Gemeinschaft, so muss dies bei der Ausgestaltung des Zahlungssystems berücksichtigt werden. Auch die Einstellung zu monetären Zahlungen der Gesellschaft muss beachtet werden, um soziale Spannungen zu verhindern (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 214 und Sommerville et al. (2010), S. 1268). Von Vorteil ist daher, wenn innerhalb des Teilnehmerkreises die gleichen Normen gelten (vgl. Fisher et al. (2010), S. 1257). Trifft dies nicht zu, z. B. bei der Etablierung eines globalen PES-Programms, so sollte es möglich sein, nationale oder gar regionale Zahlungssysteme zu etablieren, welche den nationalen und/oder regionalen Wertesystemen entsprechen (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 216). Wird dieser Aspekt nicht berücksichtigt kann es zu einem Anstieg der Transaktionskosten aufgrund gesellschaftlicher Spannungen und den Bemühungen, diese zu beheben, kommen.

Die Höhe der Transaktionskosten hat somit einen entscheidenden Einfluss auf die Effizienz politischer Maßnahmen. Sind sie zu hoch, kann dies zur Folge haben, dass es erst gar nicht zu der Umsetzung von Payments for Environmental Services kommt (vgl. Endres (2000), S. 48 und Hackl et al. (2007), S. 300). Kommt es trotz Transaktionskosten zur Umsetzung eines PES-Programms, so besteht die Gefahr, dass mit diesem nicht zwangsläufig das von Coase (1960) beschriebene gesellschaftlich optimale Schutzniveau erreicht wird, sondern ein niedrigeres (vgl. McCann und Easter (1999), S. 402 und Endres (2000), S. 50 f.).

Bei einer zu geringen Kosteneffizienz eines PES-Programms aufgrund zu hoher Transaktionskosten oder eines zu geringen Outcomes von Biodiversität ist es mög-

lich, dass andere Umweltschutzzinstrumente besser zum Schutz der biologischen Vielfalt beitragen (vgl. Engel et al. (2008), S. 670). Anhand der Kosteneffizienz ist jedoch erkennbar, dass zwischen den einzelnen Einflussfaktoren Wechselwirkungen bestehen. So können Verdrängungseffekte durch ein gut ausgebautes Monitoringsystem verhindert werden und somit die Sicherstellung des Angebots zusätzlicher Biodiversität erfolgen. Der Ausbau eines Monitoringsystems ist jedoch mit einem Anstieg der Transaktionskosten verbunden und damit auch der Gefahr einer Verringerung der Kosteneffizienz. Hier muss also ein Abwägungsprozess erfolgen, wie weit der Ausbau eines Monitoringsystems zu einem Effizienzgewinn oder -verlust führt.

### 3.5 Zwischenfazit

In diesem Abschnitt sollte das Konzept der Payments for Environmental Services durch die Darstellung der Grundidee und Definitionen aufgezeigt werden. Der Grundgedanke der Payments for Environmental Services besteht darin, dass durch die Erhöhung des Einkommens eines Landbesitzers in einer Situation des Verzichts auf die ökonomische Landnutzung Biodiversität geschützt werden soll. Somit basieren Payments for Environmental Services auf dem Laissez-faire-Prinzip des Coase-Theorems zur Internalisierung bzw. Vermeidung negativer externer Effekte. Abweichungen bestehen jedoch darin, dass mit der Umsetzung von PES-Programmen Transaktionskosten verbunden sind und die Definition der Eigentumsrechte an Biodiversität meist nicht vollständig möglich ist (vgl. Lerch (1994), S. 290). Des Weiteren wird deutlich, dass ein separater Schutz von Biodiversität und die ausschließliche Einbeziehung privater Verhandlungspartner nur schwer möglich sind. Dies findet Ausdruck in den beiden unterschiedlichen Definition von Payments for Environmental Services. Steht bei dem umweltökonomischen Ansatz die Effizienz des Schutzes einer bestimmten Ökosystemleistung durch ein PES-Programm im Mittelpunkt, so wird der Schutz der von Biodiversität gemäß der Definition der Ansatzes der Ökologischen Ökonomik in einen ökonomischen und ökologischen Gesamtkontext gesetzt (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2063).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es sich bei Payments for Environmental Services um ein Instrument zum Schutz von Ökosystemleistungen handelt. Als

Kernidee wird das Laissez-faire-Prinzip des Coase-Theorems verfolgt, dessen Voraussetzungen aber nicht vollständig erfüllt werden (vgl. Tacconi (2012), S. 31). Die Definition des Begriffes erfolgt vor allem über die Eigenschaften von PES-Programmen, wodurch zwischen einer engen (Umweltökonomik) und einer weiteren (Ökologische Ökonomik) Fassung unterschieden werden kann. Zentrale Unterschiede sind die Verhandlungspartner, welche einbezogen werden können, die Art der Zahlung/Transfers (direkt oder indirekt) und der Grad der Konkretisierung der jeweiligen Umweltleistung (vgl. Muradian et al. (2010), S. 1205 f.).

Im Anschluss an die Klärung des Begriffs von Payments for Environmental Services wurde dann der allgemeine institutionelle Rahmen eines PES-Programms beschrieben. Dieser umfasst die Aufsichtsinstitionen, den Regierungsbereich und den technischen Bereich, den Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus und die Teilnehmer (s. Abb. 3.2). Entscheidend für die Effektivität und Effizienz eines PES-Programms ist, wie im Abschnitt 3.4 aufgezeigt, vor allem die konkrete Ausgestaltung der einzelnen Institutionen. Werden diese nicht an die politischen und gesellschaftlichen Gegebenheiten eines Landes angepasst, so kann dies zur Ineffektivität und Ineffizienz führen. Zur Ineffektivität kann es dabei vor allem aufgrund zu geringer finanzieller Mittel kommen. Auch kann die Ausgestaltung der Zahlungen Anreize setzen, welche nicht zu einem Schutz biologischer Vielfalt führen. Aber auch die Kosten, welche mit der Umsetzung von Payments for Environmental Services verbunden sind, sind für die Beurteilung der Effizienz von Payments for Environmental Services zu berücksichtigen. So können zu hohe Kosten dazu führen, dass pro geleisteter Zahlung im Vergleich zu anderen umweltpolitischen Instrumenten ein zu geringer Bestand an Biodiversität geschützt wird. Insbesondere wurden die Auswirkungen zu hoher Transaktionskosten eines PES-Programms auf die Kosteneffizienz aufgezeigt; da diese bei der Umsetzung von PES-Programmen auch ein zentrales Problem sind (vgl. Wunder (2007), S. 52 und Muradian und Kumar (2009), S. 12), soll im folgenden Kapitel die Wirkung von Transaktionskosten und die Bündelung von Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms als Möglichkeit für deren Senkung genauer analysiert werden.



# 4 Bündelung von Ökosystemleistungen bei Payments for Environmental Services zur Reduzierung der Transaktionskosten

Im Abschnitt 3.4 wurde aufgezeigt, dass zu hohe Transaktionskosten zur Ineffizienz von Payments for Environmental Services führen können. Diese treten vor allem bei der Informationsbeschaffung, der Regelung von Eigentums- und/oder Nutzungsrechte sowie der Durchführung des Monitorings auf (vgl. Pagiola et al. (2002), S. 278). Eine Möglichkeit der Reduzierung von Transaktionskosten bei PES-Programmen wird in der Bündelung von Biodiversität mit anderen Umweltleistungen, z. B. der CO<sub>2</sub>-Speicherung, gesehen. Unter Bündelung ist zu verstehen, dass zwei oder mehr Umweltleistungen innerhalb eines PES-Programms berücksichtigt und geschützt werden (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 184 f.). In diesem Kapitel der vorliegenden Arbeit sollen die Wirkungen des Schutzes von Biodiversität und einer weiteren Umweltleistung, der CO<sub>2</sub>-Speicherung, in Bezug auf die Transaktionskosten theoretisch analysiert werden.

Da der Begriff der Transaktionskosten keiner einheitlichen Definition unterliegt, wird zunächst eine Klärung des Begriffes vorgenommen. Insbesondere soll diese ausgehend von der Coaseschen und Willimasonschen Definition im Hinblick auf den Begriff der Transaktionskosten in der Umweltökonomik erfolgen. Aufbauend auf der Definition von Transaktionskosten sollen im zweiten Abschnitt verschiedene Arten und

die Einflussfaktoren von Transaktionskosten beschrieben werden. Nachdem die verschiedenen Kostenkomponenten der Transaktionskosten aufgezeigt wurden, werden im Folgenden die verschiedenen Einflussfaktoren beschrieben, welche ihre Höhe bestimmen.

Bevor eine formal-analytische Analyse der Wirkungen von Transaktionskosten und der Bündelung von Ökosystemleistungen innerhalb von Payments for Environmental Services erfolgt, sollen die Möglichkeiten der Bündelung von Ökosystemleistungen aufgezeigt werden. In den darauffolgenden Abschnitten erfolgt die eigentliche Analyse der Wirkungen von Transaktionskosten bei Payments for Environmental Services. Von zentralem Interesse sind insbesondere die Wirkungen bzgl. der bereitgestellten Menge von Biodiversität und der Änderung der Produktionsweise.

## 4.1 Transaktionskosten – Eine Begriffsklärung

Die Problematik der Transaktionskosten wurde von Coase (1937) in seinem Artikel „*The nature of the firm*“ betrachtet. Für Coase (1937) ist die Inanspruchnahme des Preismechanismus eines Marktes mit Kosten verbunden, welche ab einem bestimmten Niveau zur Gründung von Unternehmen führen. Kosten, welche bei der Nutzung des Marktes anfallen, sind u. a. auf die Informationsbeschaffung bzgl. des relevanten Preises und der Qualität des Gutes zurückzuführen. Aber auch Verhandlungen und der Vertragsabschluss zwischen den jeweiligen Vertragspartnern sind mit Kosten verbunden, welche auf die Inanspruchnahme des Marktes zurückzuführen sind (vgl. Coase (1937), S. 390f.). Eine recht allgemeine Definition für Transaktionskosten wird von Coase jedoch erst 1960 in seinem Aufsatz „*The problem of social cost*“ angeführt. Transaktionskosten im coaseschen Sinne sind demnach „*the costs of carrying out market transactions*“ (Coase (1960), S. 15).

Eine weitere Definition von Transaktionskosten wurde von Demsetz (1968) vorgenommen. Er definiert Transaktionskosten als „*the costs of exchanging ownership titles*“ (Demsetz (1968), S. 35). Von zentraler Bedeutung sind auch bei Demsetz (1968) die Kosten für die Informationsbeschaffung bzgl. der Marktsituation. Die Analyse der Transaktionskosten von Demsetz (1968) bezieht sich aber ausschließlich auf den New York Stock Exchange (vgl. Demsetz (1968), S. 35). Somit erfasst

diese Definition den Begriff der Transaktionskosten in der Umweltökonomik nicht vollständig.

Aufbauend auf den Arbeiten von Coase analysierte Williamson in seinem Transaktionskostenansatz die Ursachen für die Entstehung verschiedener Institutionen einer Wirtschaftsordnung. Eine eigene Definition nimmt Williamson jedoch nicht vor. Er bezieht sich ausschließlich auf die von Arrow (1969), welcher Transaktionskosten als „*Betriebskosten des Wirtschaftssystems*“ ansieht (Arrow (1969), S. 49 und Williamson (1985), S. 18). Um eine konkrete Abgrenzung der Transaktionskosten von anderen unternehmerischen Kosten vornehmen zu können, definierte er eine „*Transaktion als einen Vorgang bei dem ein Gut oder eine Leistung über eine technische Schnittstelle transferiert wird*“ (Williamson (1981), S. 552). Diesen Definitionen gegenüber steht die von Commons (1934), der Transaktionen als Transfer von Verfügungsrechten definiert (ebd., S. 58). Aus beiden Definitionen wird deutlich, dass es sich bei Transaktionskosten um diejenigen Kosten handelt, welche bei der Übertragung eines Gutes oder einer Leistung in den Verfügungsbereich eines anderen Wirtschaftssubjektes entstehen. Diese sind jedoch nicht auf die Organisation innerhalb einer Unternehmensstruktur zurückzuführen. Im Gegensatz zu Coase unterscheidet Williamson zwischen ex-ante und ex-post Transaktionskosten. Zu den ex-ante Kosten einer Transaktion zählt Williamson die Kosten, welche bei dem Entwurf, den Verhandlungen und der Absicherung von Vereinbarungen anfallen. Es handelt sich somit um Kosten, welche vor der eigentlichen Transaktion eines Gutes oder einer Leistung entstehen. Hingegen handelt es sich bei ex-post Transaktionskosten um Kosten, welche nach der eigentlichen Transaktion auftreten. Diese umfassen z. B. die Kosten für Anpassungen an Fehlentwicklungen oder die Kosten für den Aufbau einer Governance-Struktur, welche das Monitoring bzgl. der Überprüfung der Vereinbarungen vornimmt (vgl. Williamson (1985), S. 21). Diese Kosten haben ihre Ursache im opportunistischen Verhalten der Wirtschaftssubjekte, welches eine Überprüfung der Vereinbarungen notwendig macht (vgl. Williamson (1985), S. 47). Im Bereich der Umweltökonomik wurde eine erste Analyse der Transaktionskosten von Stavins (1995) vorgenommen. Er untersuchte die Wirkungen der Transaktionskosten eines Handelssystems von Verschmutzungsrechten. Stavins (1995) definiert in diesem Zusammenhang Transaktionskosten ebenfalls als Kosten „*from the transfer of any property right*“ (Stavins (1995), S. 134).

Allen vier Ansätzen ist gleich, dass sie Transaktionskosten als Kosten der Übertragung von Verfügungsrechten mit Hilfe des Marktmechanismus sehen. Voraussetzung ist jedoch, dass die Verfügungsrechte innerhalb einer Gesellschaft eindeutig definiert sind (vgl. Allen (1999), S. 898). Allen (1999) grenzt diesen *neoklassischen Transaktionskostenansatz* vom *Property-Rights-Ansatz* der Transaktionskostenökonomik ab (vgl. Allen (1999), S. 895 f. und 901 f.). Auf Grundlage von Verfügungsrechten besteht, gemäß diesem Ansatz, die Befähigung über ein Gut oder eine Leistung entscheiden zu können. Dies bedeutet, dass ein Wirtschaftssubjekt durch den Erhalt eines Verfügungsrechtes zum Tausch, Ausschluss Dritter von der Nutzung und zur Erzielung von Einkommen aus diesem Gut oder dieser Leistung befähigt ist (vgl. Cheung (1970), S. 50 f.). Im Gegensatz zum neoklassischen Transaktionskostenansatz wird die Annahme vollständig definierter Verfügungsrechte innerhalb des Property-Right-Ansatzes fallen gelassen. Dies wirkt sich insofern auf die Definition des Begriffs der Transaktionskosten aus, als dass diese nicht nur die Kosten des Transfers der Verfügungsrechte umfassen, sondern auch die Kosten der Aufrechterhaltung bzw. des Schutzes der Verfügungsrechte (vgl. Allen (1999), S. 898 und Barzel (1985), S. 7).

In diesem Zusammenhang bezeichnen Jensen und Meckling (1976) vor allem die Kosten des Monitoring und die Haftungskosten als Transaktionskosten (vgl. ebd., S. 308). Bei dieser Abgrenzung des Transaktionskostenbegriffes werden jedoch vor allem *ex-ante* Transaktionskosten nicht berücksichtigt. Allen (1991) führt daher eine etwas weitere Definition der Transaktionskosten an. Transaktionskosten sind demnach „*the resources used to establish and maintain property rights. They include the resources used to protect and capture ... property rights, plus any deadweight costs that result from any potential or real protecting and capturing*“ (Allen (1991), S. 3). Zwar bezieht Allen (1991) die Kosten der Etablierung von Verfügungsrechten in seine Definition der Transaktionskosten mit ein, die Kosten für den eigentlichen Transfer, z. B. die Verhandlungskosten, berücksichtigt er jedoch nicht.

Auf die Bedeutung der Verhandlungen für die Durchführung einer Transaktion und somit auch der Verhandlungskosten für die Höhe der Transaktionskosten weisen jedoch Williamson (1985) und North und Alt (1990) hin. Laut North und Alt (1990) treten Transaktionskosten bei der Definition, der Übertragung und dem Schutz von Verfügungsrechten auf (vgl. ebd., S. 28). Unter Berücksichtigung dieses Aspektes



können Transaktionskosten als „*resources used to define, establish, maintain and transfer property rights*“ definiert werden (McCann et al. (2005), S. 530).

Anhand des Property-Right-Ansatzes der Transaktionskostenökonomik wird deutlich, dass der Begriff der Transaktionskosten nicht nur auf die Kosten der Inanspruchnahme des reinen Marktprozesses beschränkt werden sollte. Bestehen innerhalb einer Gesellschaft unvollständig definierte Eigentumsrechte, muss vor der eigentlichen Transaktion ein politischer Prozess der Übertragung der Verfügungsrechte erfolgen (vgl. Endres (2000), S. 35). Des Weiteren muss es den Wirtschaftssubjekten nach einer Übertragung der Verfügungsrechte möglich sein, diese zu schützen und/oder deren vereinbarte Nutzung zu überprüfen.

Für die Analyse innerhalb dieser Arbeit wird die Definition von McCann et al. (2005) berücksichtigt. Zum einen besteht bei Biodiversität eine hohe Unsicherheit bzgl. der Verfügungsrechte, diese müssen vor einer Umsetzung eines PES-Programms geklärt bzw. definiert werden (s. Abschnitt 2.3.3). Und zum anderen ist eine Überprüfung der Umsetzung der vereinbarten Landnutzungsmethode zum Schutz der Biodiversität notwendig, um ein mögliches opportunistisches Verhalten der Wirtschaftssubjekte zu verhindern (vgl. Williamson (1985), S. 47). Aber auch die Komplexität der Bereitstellung von Biodiversität macht eine Überprüfung der Leistungserbringer und Gewinnung neuer Informationen bzgl. der Bereitstellung notwendig. Die Transaktionskosten im Bereich der Payments for Environmental Services umfassen somit nicht nur Kosten, die auf den reinen Marktprozess, sondern auch Transaktionskosten, die auf politische Maßnahmen zurückgeführt werden können (vgl. Paavola und Adger (2005), S. 358).

## **4.2 Mögliche Transaktionskosten und Einflussfaktoren bei Payments for Environmental Services**

Bei der Definition des Begriffs der Transaktionskosten im vorherigen Abschnitt wurde deutlich, dass es sich bei Transaktionskosten nicht um eine einheitliche Kostenart handelt. Vielmehr setzen sich die Transaktionskosten aus verschiedenen Kostenarten

zusammen, welche unterschiedlichen Ursachen und Einflussgrößen unterliegen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten.

Im ersten Teil dieses Abschnittes sollen daher mögliche Transaktionskosten, die bei der Anwendung von Payments for Environmental Services auftreten können, und deren Ursachen aufgezeigt werden. Anschließend erfolgt die Darstellung verschiedener Einflussgrößen auf die Höhe der Transaktionskosten. Die Höhe der Transaktionskosten wird u. a. über die Eigenschaften der Transaktion bestimmt. Williamson (1985) führt in diesem Zusammenhang die Spezifität einer Transaktion, die Unsicherheit, die mit einer Transaktion verbunden ist, und die Häufigkeit der Transaktion an. Darüber hinaus sind aber auch die Eigenschaften der Teilnehmer eines PES-Programms und dessen institutioneller Rahmen entscheidend für die Höhe der Transaktionskosten.

#### **4.2.1 Kostenkomponenten und Ursachen von Transaktionskosten**

Bei der Klassifizierung von Transaktionskosten kann in einem ersten Schritt auf die im Abschnitt 4.1 dargestellten Transaktionskostenansätze (neoklassischer und Property-Rights-Ansatz) zurückgegriffen werden. Der Unterschied zwischen beiden Ansätzen besteht in der Annahme bzgl. der Vollständigkeit der Definition der Verfügungsrechte. Wird die Annahme getroffen, dass die Verfügungsrechte innerhalb einer Gesellschaft vollständig definiert sind (vgl. Allen (2006), S. 5), so entstehen ausschließlich Transaktionskosten, die direkt mit der eigentlichen Transaktion in Verbindung stehen. Wird diese Annahme jedoch fallen gelassen, so ist es notwendig, vor dem Transfer von Verfügungsrechten über den Marktmechanismus die Zuordnung dieser innerhalb der Gesellschaft zu klären. Des Weiteren ist ein dauerhafter Schutz der Verfügungsrechte durch politische Instanzen zu gewährleisten. Richter und Furubotn (2010) unterscheiden in diesem Zusammenhang zwischen Markttransaktionskosten und politischen Transaktionskosten. Der Begriff der *Markttransaktionskosten* umfasst laut Richter und Furubotn (2010) alle Kosten, welche mit der Inanspruchnahme des Marktmechanismus auftreten (vgl. ebd., S. 57). Diese Definition entspricht auch der von Coase (1960). Voraussetzung für die Durchführung einer Transaktion sind jedoch klar definierte Verfügungsrechte. Ist dies nicht der Fall, so

treten *politische Transaktionskosten* auf, da eine Klärung der Verfügungsrechte bzgl. des jeweiligen Gutes oder der jeweiligen Leistung innerhalb eines gesellschaftlichen Entscheidungsprozesses erfolgen muss (vgl. Richter und Furubotn (2010), S. 57 f.). Bei der Umsetzung von Payments for Environmental Services zum Schutz der biologischen Vielfalt sind beide Formen der Transaktionskosten von Bedeutung (vgl. Paavola und Adger (2005), S. 358). So soll der Handel der einzelnen Ökosystemleistungen über den Marktmechanismus erfolgen. Für dessen Funktionsfähigkeit müssen jedoch aufgrund der Charakteristika eines freien Gutes, welches Biodiversität darstellt (s. Abschnitt 2.3.1), die entsprechenden Voraussetzungen auf der politischen und gesellschaftlichen Ebene getroffen werden (vgl. Olson (1975), S. 46). Beide Oberkategorien der Transaktionskosten können wiederum in verschiedene Ausprägungen aufgespalten werden. McCann et al. (2005) unterscheiden fünf Arten von Transaktionskosten, welche bei der Umsetzung von Payments for Environmental Services über verschiedene zeitliche Abschnitte auftreten können (s. Abb. 4.1).

Abbildung 4.1: Chronologisches Auftreten der Transaktionskosten

Transaktionskosten	Startpunkt	Entwicklung	Frühphase der Einführung	Vollständige Einführung	Etabliertes Programm
Verordnungs- und Entscheidungskosten	[Bar chart showing costs from Startpunkt to the end of the timeline]				
Design- und Implementierungskosten	[Bar chart showing costs from Entwicklung to the end of the timeline]				
Such- und Informationskosten	[Bar chart showing costs from Frühphase der Einführung to the end of the timeline]				
Entscheidungs- und Verhandlungskosten	[Bar chart showing costs from Vollständige Einführung to the end of the timeline]				
Monitoringkosten	[Bar chart showing costs from Vollständige Einführung to the end of the timeline]				
Strafkosten	[Bar chart showing costs from Etabliertes Programm to the end of the timeline]				

Quelle: In Anlehnung an McCann et al. (2005), S. 534.

Der politische und gesellschaftliche Entscheidungsprozess umfasst die Wahl der Payments for Environmental Services als umweltpolitisches Instrument, die Klärung der Verfügungsrechte über das freie Gut Biodiversität, die Entscheidungen über die konkrete Ausgestaltung von Payments for Environmental Services sowie die langfristige institutionelle Ausrichtung des umweltpolitischen Instrumentes. Richter und Furubotn (2010) sprechen in diesem Zusammenhang von den „*Kosten der Einrichtung, Erhaltung und Veränderung der formalen und informellen politischen Ordnung eines Systems*“ (ebd., S. 63). Hingegen haben die Design- und Implementierungskosten ihre Ursache in der institutionellen Ausgestaltung und Einrichtung eines PES-Programms. Hierzu zählt u. a. der im Abschnitt 3.2 beschriebene Zahlungs- und Finanzierungsmechanismus (vgl. Thompson (1998), S. 12 und Pagiola et al. (2004), S. 9 ff.). Bezogen auf die dargestellte Klassifizierung von McCann et al. (2005) umfassen die politischen Transaktionskosten die Verordnungs- und Entscheidungskosten als auch die Design- und Implementierungskosten (s. Abb. 4.1). Die Markttransaktionskosten hingegen umfassen die Such- und Informationskosten, Verhandlungskosten, Monitoring und Strafkosten (vgl. Dudek und Wiener (1996), S. 15 und Richter und Furubotn (2010), S. 59 f.).

Ursache für die Such- und Informationskosten einer Transaktion ist vor allem die eingeschränkte Erkenntnisfähigkeit der Wirtschaftssubjekte (vgl. Simon (1961), S. 61 f. und Williamson (1985), S. 45). Diese bezieht sich auf zwei Aspekte, die Eigenschaften des Gutes Biodiversität und das Wissen bzgl. der Leistungserbringer der biologischen Vielfalt. Barzel (1985) weist darauf hin, dass es aufgrund der Heterogenität eines Gutes zu einem Anstieg der Informationskosten kommen kann (vgl. ebd., S. 6). Die Beschaffung von Informationen über das Gut und bei Biodiversität vor allem über die Art der Bereitstellung ist von entscheidender Bedeutung für die Wahl der richtigen Leistungserbringer und Schutzmaßnahmen sowie die Festlegung des Preises (vgl. Demsetz (1968), S. 35 und Richter und Furubotn (2010), S. 59). Durch die Beschaffung dieser Informationen sollen bzgl. der Schutzvorkehrungen potentielle Handlungsoptionen und Handlungsfolgen gewonnen und abgeschätzt werden (vgl. Martiensen (2000), S. 181). Die Informationsbeschaffung über die potentiellen Leistungserbringer soll helfen, Informationsasymmetrien zwischen den Leistungserbringern und Nutznießern bzgl. der tatsächlichen Leistungsfähigkeit der Leistungserbringer, sog. verborgene Eigenschaften, zu verringern (vgl. Fritsch (2011), S. 261).

Aufgrund der Komplexität des Gutes Biodiversität (s. Abschnitt 2.1) und des begrenzten Wissens über deren Bedeutung für Ökosystemprozesse (s. Abschnitt 2.2.2) sind die Informationskosten eine der größten Transaktionskostenkomponenten bei der Etablierung von PES-Programmen zum Schutz von Biodiversität. Auch die Informationsbeschaffung über die potentiellen Leistungserbringer ist kostenintensiv, da die eigentumsrechtlichen Fragen bei der biologischen Vielfalt überwiegend nicht eindeutig geklärt sind (s. Abschnitt 2.2.3) und eine genaue Einschätzung der Qualität von Biodiversität im jeweiligen ökologischen und geografischen Kontext gesehen werden muss.

Auf Grundlage der gewonnenen Informationen in der Frühphase der Einführung des PES-Programms sind dann die Entscheidungen hinsichtlich der Wahl der Leistungserbringer und der Schutzmaßnahmen für die biologische Vielfalt zu treffen und Verhandlungen durchzuführen. Die Kosten basieren hier vor allem auf der Ausarbeitung der Verträge sowie der Festlegung der Zahlungshöhen und Leistungsniveaus (vgl. Dudek und Wiener (1996), S. 15 und Richter und Furubotn (2010), S. 60). Aufgrund der hohen Komplexität der biologischen Vielfalt und ökologischen Prozesse sollte hier die Gefahr von Fehlentscheidungen jedoch nicht unterschätzt werden. Diese können hinsichtlich der Wahl der Leistungserbringer und Schutzmaßnahmen auftreten. Allen (1991) sowie Birner und Wittmer (2004) sprechen sich dafür aus, dass diese Kosten ebenfalls zu den Transaktionskosten gezählt werden sollten (vgl. Allen (1991), S. 3 und Birner und Wittmer (2004) S. 15).

Nach Abschluss der Verhandlungen und Vertragsunterzeichnung kommt es zu einer Prinzipal-Agent-Beziehung zwischen den Nutznießern und Leistungserbringern (vgl. Moxey et al. (1999), S. 189). Diese basiert darauf, dass der Schutz der biologischen Vielfalt von einem anderen Wirtschaftssubjekt durchgeführt wird als von dem eigentlichen Nutznießer. Derartige Beziehungen können durch verborgene Handlungen bzw. Informationen von Seiten der Leistungserbringer gekennzeichnet sein, welche auf deren opportunistisches Verhalten zurückzuführen sind (vgl. Fritsch (2011), S. 258 und 260, Williamson (1985), S. 47 f. und Ferraro (2008), S. 811 f.). Williamson (1985) beschreibt dieses Verhalten als „*die Verfolgung des Eigeninteresses unter der Zuhilfenahme von List*“ (ebd., S. 47). Um zu gewährleisten, dass die vertraglichen Vereinbarungen nicht durch Handlungen, welche nicht vereinbart wurden, unterlaufen werden, ist es erforderlich, ein Monitoringsystem zu etablieren (vgl. Moxey et al.

(1999), S. 189 und Richter und Furubotn (2010), S. 60). Dadurch sollen Informationsasymmetrien zwischen den Leistungserbringern und den Nutznießern ex-ante, also nach dem Vertragsabschluss, abgebaut und verhindert werden. Für ein effizientes Monitoring der Leistungserbringer ist es erforderlich, auch nach der vollständigen Einführung des PES-Programms weiterhin Informationen zu beschaffen. Zum einen, um auf Grundlage der Datenbasis die Tätigkeiten der Leistungserbringer zu überprüfen, und zum anderen um die durchgeführten Schutzmaßnahmen vor dem Hintergrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse neu zu bewerten und zu evaluieren. Somit können Fehlentwicklungen und Fehlentscheidungen rechtzeitig entdeckt und behoben werden. In Verbindung mit der Durchführung von Monitoringbemühungen ist auch der Aufbau eines Strafsystems notwendig, falls vertraglich vereinbarte Maßnahmen nicht eingehalten werden (vgl. Dudek und Wiener (1996), S. 15).

Aus Abbildung 4.1 wird deutlich, dass die verschiedenen Transaktionskosten zwar zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten, abgesehen von den Design- und Implementierungskosten, aber nach der Etablierung des PES-Programms alle weiterhin von Bedeutung sind. Das zeitversetzte Auftreten der Transaktionskosten kann damit begründet werden, dass für die Durchführung bestimmter Maßnahmen gewisse Vorarbeiten notwendig sind. So muss bspw. vor der Implementierung eines PES-Programms die Entscheidung für dieses Schutzinstrument erfolgen. Die einzelnen Transaktionskosten fallen nach der vollständigen Etablierung weiterhin an, da auch während des laufenden Programms gesellschaftliche Entscheidungen auf Grundlage neuer Erkenntnisse zu treffen sind oder die Klärung von eigentumsrechtlichen Fragen und Verhandlungen bei der Einbeziehung weiterer Teilnehmer notwendig ist (vgl. McCann et al. (2005), S. 534 f.).

#### **4.2.2 Einflussfaktoren auf die Transaktionskostenhöhe**

Im vorherigen Teilabschnitt wurden die verschiedenen Typen von Transaktionskosten, die bei Payments for Environmental Services vorkommen können, und deren Ursachen beschrieben. Es stellt sich nun die Frage, was die ausschlaggebenden Faktoren für die Höhe der Transaktionskosten sind. Williamson (1981) erklärt die Höhe der einzelnen Transaktionskosten vor allem durch die Eigenschaften der jeweiligen Transaktion. Entscheidend sind nach Williamson (1981) die Häufigkeit, mit der eine

Transaktion durchgeführt wird, die mit ihr verbundene Unsicherheit und deren Spezifität (vgl. ebd., S. 555). Die Höhe der Transaktionskosten bei umweltpolitischen Maßnahmen ist jedoch nicht ausschließlich von den Charakteristika der Transaktion abhängig, sondern auch von den institutionellen Gegebenheiten und der Definition der Verfügungsrechte (vgl. McCann et al. (2005), S. 529). Bei der Umsetzung von Payments for Environmental Services sind beide Gruppen der Einflussfaktoren von Bedeutung.

### a) **Eigenschaften einer Transaktion**

Die *Spezifität* einer Transaktion ist stark von den Eigenschaften des Gutes oder der Leistung abhängig, die gehandelt wird. Williamson (1985) weicht durch die Annahme unterschiedlicher Spezifitäten von Transaktionen von der neoklassischen Annahme standardisierter Güter und Produktionsfaktoren ab (vgl. Williamson (1985), S. 53). Die Spezifität einer Transaktion wird in der Neuen Institutionenökonomik als das Verhältnis von sunk costs zu Einbringungskosten verstanden. In diesem Zusammenhang beschreiben die Einbringungskosten den Wert der Ressource, welche für die vereinbarte Leistung benötigt wird und die sunk costs die Differenz der Einbringungs- und Opportunitätskosten. Je spezifischer eine Transaktion ist, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit des Einsatzes der Ressource für die Erstellung einer Leistung in einer anderen Transaktion (vgl. Martiensen (2000), S. 284). Williamson (1981) unterscheidet noch hinsichtlich Standortspezifität, physischer Spezifität und Humankapitalspezifität (vgl. ebd., S. 555).

Wird die Spezifität einer Transaktion auf den Einsatz von Payments for Environmental Services übertragen, so kann für die Spezifität der Transaktion der Grad des Schutzes einer Umweltleistung dargestellt werden (vgl. Mettepenningen et al. (2011), S. 643). Hinsichtlich des Schutzes der biologischen Vielfalt hat die physische Spezifität, d. h. welche Komponenten von Biodiversität sollen geschützt werden (s. Abschnitt 2.1), eine entscheidende Bedeutung. So dürfte etwa der Schutz der genetischen Vielfalt, allein aufgrund der Problematik der Definition der Verfügungsrechte (s. Abschnitt 2.2.2), mit höheren Transaktionskosten verbunden sein als der eines Ökosystems. Die Definition von Verfügungsrechten an bestimmten genetischen Informationen von Lebewesen in freier Natur sowie an diesen selbst, dürfte aufgrund der örtlichen Ungebundenheit technisch sehr schwierig sein. Die Folge ist,

dass die Transaktionskosten für die Definition der Verfügungsrechte höher sind als der Nutzen aus dieser, wodurch sie als Ressourcen mit einem offenen Zugang belasten werden (vgl. Vatn (2005), S. 265). Auch die Standortspezifität ist beim Schutz der biologischen Vielfalt sicher ein zentraler Einflussfaktor auf die Höhe der Transaktionskosten. Jede Region weist eine unterschiedliche Vegetation und somit auch Biodiversität auf. Die Kosten für die Wahl der Schutzmaßnahmen sind somit nicht in jeder Region gleich. PES-Programme, welche unterschiedliche Regionen umfassen, sind daher mit höheren Informations- und Entscheidungskosten verbunden als ein PES-Programm innerhalb homogener Regionen. Aber auch die Möglichkeit standardisierter Verträge für ein PES-Programm besteht bei heterogenen Regionen nicht mehr, wodurch die Verhandlungs- und Vertragskosten steigen (vgl. Paavola und Adger (2005), S. 358 Coggan et al. (2010), S. 1780).

Williamson (1985) weist darauf hin, dass in Verbindung mit der Spezifität einer Transaktion auch deren *Unsicherheit* zu betrachten ist. Je spezifischer eine Transaktion, desto höher ist deren Unsicherheit. Die Höhe der Unsicherheit wiederum hat einen Einfluss auf die Intensität des Monitorings und die damit verbundenen Kosten (vgl. Williamson (1985), S. 89 f. und Coggan et al. (2010), S. 1781). Williamson (1985) unterscheidet zwischen zwei Arten von Unsicherheit, der primären und der sekundären. Die primäre Unsicherheit einer Transaktion ergibt sich aus dem Zustand der Umwelt. Diese Form der Unsicherheit ist von den Wirtschaftssubjekten nicht direkt beeinflussbar und führt zur begrenzten Rationalität der Wirtschaftssubjekte (vgl. Williamson (1985), S. 45). Aufgrund der begrenzten Rationalität ist es den Vertragspartnern nicht möglich, jede effiziente Transaktion zu erkennen (vgl. Coggan et al. (2010), S. 1781). Beim Schutz der biologischen Vielfalt besteht eine hohe Unsicherheit bzgl. der Wirksamkeit der Schutzmaßnahmen aufgrund des nicht vollkommenen Wissens über die Funktionsweise von Ökosystemprozessen. Die Folgen wären unter anderem die Nichteinbeziehung relevanter Leistungserbringer in das PES-Programm und/oder die Umsetzung falscher oder unzureichender Schutzmaßnahmen (vgl. Falconer et al. (2001), S. 85, Mettepenningen und Huylenbroeck (2009), S. 153 und Coggan et al. (2010), S. 1780). Zur Beseitigung dieser Form der Unsicherheit ist es notwendig, weitere Informationen und neues Wissen bzgl. der Bedeutung von Biodiversität für ökologische Prozesse und die potentiellen Leistungserbringer zu erlangen (vgl. Coggan et al. (2010), S. 1781).



Sekundäre Unsicherheit ist hingegen auf eine mangelnde Kommunikation der Vertragspartner zurückzuführen, z. B. wenn Leistungserbringer und Nutznießer gleichzeitig, ohne die Möglichkeit der Abstimmung, Entscheidungen treffen müssen (vgl. Martiensen (2000), S. 285). Williamson (1985) weist jedoch darauf hin, dass dies nicht auf ein strategisches Verhalten der Wirtschaftssubjekte zurückzuführen ist. Daher grenzt er von dem Begriff der sekundären Unsicherheit, den der Verhaltensunsicherheit ab (vgl. ebd., S. 56ff.). Bei dieser Form von Unsicherheit werden, wie im Abschnitt 4.2.1 beschrieben, Informationen nicht oder falsch weitergegeben, um aus diesen künstlichen Informationsasymmetrien einen Nutzen zu ziehen. Zur Verhinderung eines solchen Verhaltens ist die Etablierung eines Monitoring- und Strafsystems erforderlich (vgl. Coggan et al. (2010), S. 1781). Das Problem der Verhaltensunsicherheit verschärft sich darüber hinaus, wenn die Anzahl der Leistungserbringer steigt und die Gruppe der Leistungserbringer sehr heterogen ist (vgl. Falconer et al. (2001), S. 85 und Mettepenningen et al. (2011), S. 642).

Die *Häufigkeit* einer Transaktion ist die dritte Eigenschaft, welche die Höhe der mit einem PES-Programm verbundenen Transaktionskosten bestimmt. Fallen für die Einbeziehung eines bestimmten Teilnehmers oder bei der Etablierung eines PES-Programms generell hohe Transaktionskosten zu Beginn an, so ist der Vertragsabschluss für eine einmalige Transaktion nicht lohnend. Eine sich wiederholende Vertragsbindung hingegen kann dazu führen, dass eine Einbeziehung des Teilnehmers oder die Umsetzung eines solchen Programms trotzdem in Betracht gezogen wird (vgl. Martiensen (2000), S. 286). Darüber hinaus kommt es durch wiederholte Vertragsabschlüsse zwischen den gleichen Vertragspartnern zu Lernkurveneffekten, wodurch es zu einer Reduzierung der Transaktionskosten kommen kann (vgl. Nilsson (2009) nach Coggan et al. (2010), S. 1780 und Rorstad et al. (2007), S. 2). Diese resultieren aus der Verringerung der Unsicherheit über den Vertragspartner hinsichtlich dessen Handlungen und des damit geringeren Aufwandes der Informationsbeschaffung (vgl. Mettepenningen und Huylenbroeck (2009), S. 154).

## **b) Institutionelle Rahmenbedingungen**

Neben den Eigenschaften einer Transaktion haben auch die institutionellen Rahmenbedingungen und Normen einen Einfluss auf die Höhe der Transaktionskosten. Eine entscheidende Frage in diesem Zusammenhang ist die Art der Definition von Verfü-

gungsrechten innerhalb eines Landes. Sind diese aufgrund gesellschaftlicher Normen oder technischer Möglichkeiten nicht eindeutig definiert, so hat dies Auswirkungen auf die politischen Transaktionskosten, wenn eine Änderung der bestehenden Struktur notwendig ist. Coggan et al. (2010) sprechen sich jedoch dafür aus, dass eine Umsetzung umweltpolitischer Maßnahmen möglichst innerhalb des bestehenden institutionellen Rahmens erfolgen sollte. Dadurch kann es nach ihrer Ansicht zu einer Reduzierung der Informationskosten kommen. Aber auch die Transaktionskosten des Monitorings können durch die Nutzung eines bestehenden Monitoringsystems reduziert werden (vgl. Coggan et al. (2010), S. 1781).

Ebenso beeinflusst die institutionelle Ausgestaltung von Payments for Environmental Services die Höhe der Transaktionskosten. Mettepenningen et al. (2011) verbinden mit einer zentralistischen Organisationsform eines PES-Programms zwar geringere Transaktionskosten, gleichzeitig kann dies jedoch zu einer Verringerung der Effektivität führen (vgl. ebd., S. 643). Eine dezentrale Organisationsstruktur ist vor allem dann vorzuziehen, wenn sich Ökosystemleistungen und damit auch Payments for Environmental Services nicht nur auf eine homogene Region beschränken. Durch einen dezentralen Ansatz, bei dem wichtige Entscheidungen auf unteren Ebenen angesiedelt werden, ist es besser möglich auf die individuellen Gegebenheiten innerhalb einer Region einzugehen (s. Abschnitt 3.2.2).

Aber auch der Umfang von Payments for Environmental Services, welcher bspw. durch die Einbeziehung verschiedener Ökosystemleistungen bestimmt wird, wirkt sich auf die Höhe der Transaktionskosten aus. Mit der Einbeziehung mehrerer Ökosystemleistungen ist jedoch nicht automatisch eine Reduzierung der Transaktionskosten verbunden. Mettepenningen et al. (2011) weisen darauf hin, dass es zwar zu einer Verringerung der gesamten Transaktionskosten kommen kann, wenn für die Umweltleistungen die gleichen Ressourcen genutzt werden können (vgl. Cacho et al. (2005), S. 610 und Mettepenningen et al. (2011), S. 643). Dennoch wäre auch ein Anstieg möglich, wenn es zu keinen Synergieeffekten durch die Einbeziehung weiterer Zielgrößen kommt (vgl. Mettepenningen et al. (2011), S. 643).

## 4.3 Methoden zur Bündelung von Ökosystemleistungen innerhalb von Payments for Environmental Services

Im Abschnitt 3.4 wurde kurz dargestellt, dass es, aufgrund zu hoher Transaktionskosten, zur Ineffizienz bei Payments for Environmental Services zum Schutz von Biodiversität oder erst gar nicht zu deren Etablierung kommen kann. Es ist somit notwendig, Strategien zu entwickeln, um die mit einem PES-Programm verbundenen Transaktionskosten zu senken und so dessen Effizienz sicherzustellen. Eine Möglichkeit der Senkung von Transaktionskosten wird in der Bündelung von Biodiversität mit anderen Ökosystemleistungen gesehen (vgl. Chomitz et al. (1998), S. 7, Kline et al. (2009), S. 209 und Deal et al. (2012) S. 74). In diesem Abschnitt soll der Begriff der Bündelung sowohl in der mikroökonomischen Theorie als auch bei der Umsetzung von Payments for Environmental Services geklärt und verschiedene Methoden der Bündelung dargestellt werden.

In der mikroökonomischen Theorie wird unter der Bündelung von Produkten die Kombination von zwei oder mehreren Produkten verstanden, so dass es dem Konsumenten nicht möglich ist, beide Produkte einzeln zu kaufen (vgl. Perloff (2008), S. D-1 und Pindyck und Rubinfeld (2005), S. 533). Ziel der Bündelung ist die Abschöpfung der Konsumentenrente durch den Anbieter (vgl. Endres und Martiensen (2007), S. 446). Damit dieses Ziel erreicht wird, muss die Nachfragestruktur der jeweiligen Produkte heterogen sein und es muss dem Anbieter nur beschränkt möglich sein, Strategien der Preisdiskriminierung anzuwenden (vgl. Pindyck und Rubinfeld (2005), S. 533 und Endres und Martiensen (2007), S. 446).

Die Voraussetzung der heterogenen Nachfragestruktur ist bei Biodiversität sicher erfüllt. Jedoch muss unterschieden werden, ob sich die Folgen eines Verlustes regional oder global auswirken. Sind die Folgen eines Verlustes von Biodiversität global spürbar, so unterscheiden sich das Interesse und die Zahlungsbereitschaft regional sicher nicht zu stark. Sind die Folgen jedoch auf eine bestimmte Region begrenzt, so ist die Nachfrage nach Schutzmaßnahmen von Biodiversität in dieser Region wahrscheinlich hoch, in weiter entfernten Regionen aber eher gering. Es muss aber auch darauf hingewiesen werden, dass das Bewusstsein für die Bedeutung der biologischen

Vielfalt vorhanden sein muss, damit eine Zahlungsbereitschaft für deren Schutz entsteht. Daher ist die Unterschiedlichkeit der Nachfrage meist mit dem zu geringen Bewusstsein der Bedeutung und auch den in Abschnitt 2.3.3 beschriebenen Gutscharakteristika von Biodiversität zu erklären.

Im Unterschied zur Bündelung von Produkten, welche private Güter sind, unterscheidet sich die Bündelung von Biodiversität mit anderen Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms vor allem hinsichtlich der Gründe für die Bündelung. Zur Begründung der Bündelung von Ökosystemleistungen wird der hohe Abstraktionsgrad der biologischen Vielfalt angeführt. Biodiversität kann aufgrund dessen von den Nutznießern nur schwer erfasst werden und somit ist deren Zahlungsbereitschaft auch eher gering. Des Weiteren ist die Monetarisierung nur sehr schwer und nicht vollständig möglich.<sup>8</sup> Der erhöhte Aufwand für die Vermittlung der Bedeutung von Biodiversität sowie die Problematik der Monetarisierung führen zu einem Anstieg der Transaktionskosten eines PES-Programms. Dadurch würde die Gefahr der Ineffizienz dieses umweltpolitischen Instrumentes zum Schutz biologischer Vielfalt steigen (vgl. Wendland et al. (2009), S. 2). Somit ist eine Umsetzung von PES-Programmen für Ökosystemleistungen, welche einen geringeren Abstraktionsgrad besitzen und leichter monetarisierbar sind, wahrscheinlicher (vgl. Olsen und Bishop (2009), S. 13). Dies kann jedoch zur Folge haben, dass es durch die separate Förderung von Ökosystemleistungen zu einem Verlust anderer Ökosystemleistungen, welche einen höheren Abstraktionsgrad haben und schwerer monetarisierbar sind, kommen kann(z. B. Biodiversität)<sup>9</sup> (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 183).

Neben der Hoffnung auf sinkende Transaktionskosten sollen somit durch die Bündelung auch die eben angesprochenen Probleme umgangen werden. Ferner müssen bei der Bündelung von Biodiversität mit anderen Ökosystemleistungen andere Voraussetzungen erfüllt sein, als die bei der Bündelung von zwei oder mehreren privaten Gütern. Entscheidend für die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität in ein PES-Programm einer anderen Ökosystemleistung ist das Wissen über deren gegenseitige Beeinflussung. Dies ist notwendig, damit trade-offs zwischen den ver-

---

<sup>8</sup> Auf die Problematik der ökonomischen Bewertung von Biodiversität wurde im Abschnitt 2.3.2 eingegangen.

<sup>9</sup> Beispiele finden sich vor allem in der Förderung von Biokraftstoffen zur Senkung des CO<sub>2</sub>-Ausstoßes, bei dem dann jedoch nicht auf andere ökologische Konsequenzen geachtet wird (vgl. Koh und Ghazoul (2008), S. 2454 und Scharlemann und Laurance (2008), S. 44).

schiedenen Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms verhindert werden können (vgl. Wendland et al. (2009), S. 11). Vor allem zwischen Versorgungsleistungen und regulierenden und kulturellen Leistungen ist ein trade-off zu erwarten. Eine Förderung der Versorgungsleistungen eines Ökosystems kann somit zu einer Verringerung der regulierenden und kulturellen Leistungen führen (vgl. Raudsepp-Hearne et al. (2010), S. 5243f.). Aus diesem Grund sollte eine Bündelung nur erfolgen, unabhängig von der Methode, wenn es sich bei den Ökosystemleistungen um Leistungen handelt, welche eine Kuppelproduktion darstellen.

Zur Bündelung von Biodiversität mit anderen Ökosystemleistungen stehen verschiedene Ansätze zur Verfügung. Eine Möglichkeit ist die Bündelung von Ökosystemleistungen mit einem privaten Gut, als Beispiel kann hier die Schönheit der Natur mit dem privaten Gut Tourismus zu dem Gut Ökotourismus gebündelt werden (vgl. Heal (2003), S. 555). Die zweite Möglichkeit ist die Bündelung von verschiedenen Ökosystemleistungen miteinander. Dieser Ansatz ist dann hilfreich, wenn es sich bei bestimmten Leistungen von Ökosystemen um Kuppelprodukte handelt (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 183 ff.). In der weiteren Analyse der Wirkungen durch die Bündelung von Ökosystemleistungen soll der zweite Ansatz weiterverfolgt werden. Daher werden verschiedene Möglichkeiten der Bündelung innerhalb dieses Ansatzes im Folgenden dargestellt. Bei der Bündelung von zwei oder mehreren Ökosystemleistungen können zwei Möglichkeiten herangezogen werden: der Ansatz der zusammengeführten Bündel und der Einkaufskorb-Ansatz.

Der *Ansatz der zusammengeführten Bündel* ist dadurch gekennzeichnet, dass für verschiedene Ökosystemleistungen eine Zahlung durch ein Payment for Environmental Services Programm erfolgt. Der Landbesitzer, der an diesem PES-Programm teilnimmt, erhält somit keine separaten Zahlungen für jede einzelne von ihm bereitgestellte Ökosystemleistung (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 184 f. und Deal et al. (2012), S. 72). Die verschiedenen Ökosystemleistungen werden innerhalb des gleichen institutionellen Rahmens bereitgestellt (vgl. Deal et al. (2012), S. 72). Dieser Ansatz der Bündelung von Biodiversität mit anderen Ökosystemleistungen entspricht der angeführten Definition der Bündelung von Perloff (2008). Vorteilhaft ist diese Methode der Bündelung, wenn schwer monetarisierbare Ökosystemleistungen (z. B. Biodiversität) mit leichter monetarisierbaren Leistungen (z. B. CO<sub>2</sub>-Speicherung) von Ökosystemen verbunden werden (vgl. Wendland et al. (2009),

S. 2). Ein weiterer Vorteil dieser Methode ist in der Senkung der Transaktionskosten zu sehen, da Ökosystemleistungen mit geschützt werden, für welche sonst aufgrund zu hoher Transaktionskosten kein PES-Programm aufgelegt werden würde (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 185 und Wendland et al. (2009), S. 2 und 12). Die Nachteile der Methode sind darin zu sehen, dass der Käufer sich nicht individuell für eine Leistung entscheiden kann und dass es durch die Anwendung eines Einheitspreises für das Bündel der Umweltleistungen keine Knappheitssignale bezüglich der einzelnen Ökosystemleistung durch deren relativen Preis angezeigt werden. Durch diese beiden Nachteile ist mit einer Verringerung der allokativen Effizienz des PES-Programms zu rechnen, wobei dieser Effizienzverlust einem möglichen Effizienzgewinn durch die Bündelung, aufgrund der potentiellen Einsparungen von Transaktionskosten, gegenübergestellt werden muss.

Im Gegensatz dazu ist die Methode des *Einkaufskorbes* auf die Konsumentensouveränität ausgerichtet. Bei dieser Methode werden zwar auch durch ein PES-Programm verschiedene Umweltleistungen geschützt, es erfolgen jedoch separate Zahlungen für jede einzelne dieser Ökosystemleistungen (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 185 und Deal et al. (2012), S. 72). Durch separate Zahlungen für die einzelnen Ökosystemleistungen werden dem Nutznießer die Knappheitsverhältnisse der einzelnen Leistungen signalisiert, was zu einer höheren allokativen Effizienz als beim Ansatz der zusammengeführten Bündel führt. Der Nachteil besteht jedoch darin, dass es durch die Bewertung der einzelnen Ökosystemleistungen und Festlegung der separaten Zahlungen zu institutionellen Effizienzverlusten hinsichtlich der Transaktionskosten kommen kann (vgl. Landell-Mills und Porras (2002), S. 185). Für die Entscheidung, welche dieser beiden Methoden angewandt werden sollte, müssten die institutionellen Effizienzgewinne bzw. -verluste aufgrund der Bündelung verglichen werden, insbesondere in Hinblick auf die Senkung der Transaktionskosten und die möglichen allokativen Effizienzgewinne bzw. -verluste.

## 4.4 Mikroökonomische Analyse der Wirkungen von Transaktionskosten bei Payments for Environmental Services

Im folgenden Abschnitt erfolgt die Analyse hinsichtlich der Wirkungen von Transaktionskosten und der Bündelung von Ökosystemleistungen innerhalb von Payments for Environmental Services. Von zentralem Interesse ist hierfür, ob durch die Bündelung von Biodiversität mit einer anderen Ökosystemleistung ein effizienterer Schutz von Biodiversität durch Payments for Environmental Services erfolgen kann. Zu klären ist in diesem Zusammenhang, welche Bedingungen für eine Reduzierung der Transaktionskosten durch die Bündelung zweier Umweltleistungen vorliegen müssen.

Die Analyse erfolgt innerhalb des Abschnittes wie folgt: zuerst werden die Wirkungen zweier separater PES-Programme ohne Transaktionskosten hinsichtlich der Bereitstellung von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid sowie der Änderung der Produktionsweise dargestellt. Die Änderung der Produktionsweise wird in diesem Zusammenhang durch die Änderung der Nachfrage der Produktionsfaktoren durch die Leistungserbringer abgebildet. In einem zweiten Schritt wird die Annahme einer transaktionskostenfreien Welt fallen gelassen. Die Wirkungen der Transaktionskosten werden dann durch den Vergleich mit dem Referenzmodell dargestellt. Hierbei sind wieder die Wirkungen bzgl. der Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen und der Änderung der Nachfrage der Produktionsfaktoren von zentralem Interesse. Als dritter Schritt erfolgt dann die Analyse der Bündelung von Biodiversität mit der Speicherung von CO<sub>2</sub> innerhalb eines PES-Programms als eine Möglichkeit der Reduzierung der Transaktionskosten. Zentrales Interesse hierbei sind die Voraussetzungen, welche eine Reduzierung der Transaktionskosten ermöglichen sowie die Wirkungen auf die Bereitstellung der Ökosystemleistungen und der Nachfrage nach den Produktionsfaktoren.

#### 4.4.1 Referenzmodell – Separate PES-Programme ohne Transaktionskosten

Innerhalb des Referenzmodells wird eine Situation beschrieben, in der zwei separate PES-Programme, eines für Biodiversität und eines für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid, bestehen. Abgesehen wird von der Existenz von Transaktionskosten, welche mit den PES-Systemen verbunden sind. Das Referenzmodell dient dann als Vergleichspunkt, um die Wirkungen der Transaktionskosten und der Bündelung beider PES-Programme darzustellen.

Zuerst wird der analytische Rahmen dargestellt, mit dessen Hilfe dann die Wirkungen auf die Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen und die Änderung der Nachfrage des Leistungserbringers nach den Produktionsfaktoren beschrieben werden.

##### a) Analytischer Rahmen

Bevor die Wirkungen von Payments for Environmental Services auf den Umweltmärkten und die Nachfrage der Produktionsfaktoren dargestellt werden, wird der analytische Rahmen aufgezeigt. Von zentralem Interesse sind dafür die Darstellung der Seite der Nutznießer bzw. Nachfrager und das Entscheidungskalkül sowie die Produktionsprozesse der Leistungserbringer. Ein wesentlicher struktureller Unterschied zwischen den beiden Verhandlungsseiten liegt darin, dass die Nachfrageseite ausschließlich durch einen Nachfrager repräsentiert wird, während die Seite der Leistungserbringer aus mehreren Wirtschaftssubjekten besteht. Die beiden PES-Programme sind somit durch eine monopsonistische Struktur gekennzeichnet.<sup>10</sup> Für die Analyse der Nachfrageänderungen nach den einzelnen Produktionsfaktoren sind die Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Produktionsprozessen von entscheidender Bedeutung.

**aa) Nutznießer** können, wie im Abschnitt 3.2.1 dargestellt, entweder der Staat, staatliche Instanzen, internationale Organisationen, Nichtregierungsorganisationen

---

<sup>10</sup> Die monopsonistische Struktur der PES-Programme kann auch künstlich herbeigeführt werden, bspw. wenn staatliche Instanzen als alleiniger Nachfrager auftreten. Die tatsächliche Nachfrage setzt sich dann zwar aus verschiedenen Individuen zusammen, wird aber durch die staatliche Instanz innerhalb des jeweiligen PES-Programms gebündelt.



oder private Unternehmen sein. Da Biodiversität nicht nur eine lokale Ökosystemleistung darstellt, sondern auch globale Effekte hat, besteht die Gefahr eines Trittbrettfahrerverhaltens (vgl. Chomitz et al. (1998), S. 15 und Kemkes et al. (2010), S. 2071). Um dieses auszuschließen wird im Folgenden angenommen, dass es sich bei dem Nutznießer bzw. Nachfrager innerhalb der beiden Payments for Environmental Services um einen Staat, eine internationale staatliche Organisation oder Nichtregierungsorganisation handelt, welche als einziger Nachfrager auftritt. Die beiden PES-Programme unterliegen somit einer monopsonistischen Struktur. Diese ist dadurch gekennzeichnet, dass die Preissetzungsmacht auf Seiten der Nachfrager bzw. Nutznießer liegt (vgl. Pindyck und Rubinfeld (2005), S. 479). Da die Grundidee der Payments for Environmental Services jedoch auf dem Nutznießerprinzip des Coase-Theorems basiert, wird diese Marktmacht zu einem gewissen Grad eingeschränkt. Das Recht der Zerstörung der biologischen Vielfalt liegt bei den Leistungserbringern und muss diesen abgekauft werden. Sie haben somit einen gewissen Einfluss auf die bereitgestellte Menge von Biodiversität und die Speicherung von  $\text{CO}_2$  bei einem vorgegeben Preis bzw. auf die Preise für die beiden Ökosystemleistungen, wenn durch die Nutznießer ein bestimmtes Schutzniveau vorgegeben wird.

Ziel des Nachfragers des PES-Programms zum Schutz der biologischen Vielfalt ist die Maximierung des gesellschaftlichen Nutzens bzgl. der Biodiversität  $b_t$  unter Beachtung der anfallenden Kosten. Die Kosten für den Schutz der Biodiversität sind aus Sicht des Nutznießers in einer Situation ohne Transaktionskosten die gesamten Ausgaben für den Schutz der biologischen Vielfalt, welche sich aus dem Stückpreis  $p_b(b_t)$  und der bereitgestellten Menge von Biodiversität  $b_t$  berechnen.

Ebenso wie das PES-Programm für den Schutz der biologischen Vielfalt, lässt sich auch das PES-Programm für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid darstellen. Ziel ist es nun, den gesellschaftlichen Nutzen  $U_t$  bzgl. des gespeicherten Kohlenstoffdioxids  $co_2$  zu maximieren. Zu beachten ist dabei erneut die Kostenfunktion des PES-Programms, welche wieder durch die Gesamtausgaben beschrieben werden kann. Der Stückpreis für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid lautet  $p_{co_2}(co_2)$  und die gespeicherte Menge an Kohlenstoffdioxid  $co_{2,t}$ .

**ab) Leistungserbringer** des Schutzes biologischer Vielfalt sind vor allem die Verursacher bzw. potentiellen Verursacher des Verlustes der Biodiversität (s. Abschnitt 3.1.1 und 3.2.1). Aus diesem Grund ist es, wie im Abschnitt 3.2.1 beschrieben, von

großer Bedeutung die Ursachen des Verlustes der biologischer Vielfalt zu kennen (vgl. Salzman (2005), S. 902).

Aufgrund der Möglichkeit der Leistungserbringer, sowohl das marktfähige Gut als auch Biodiversität und die Speicherung von CO<sub>2</sub> anzubieten, handelt es sich um ein Mehrproduktunternehmen. Dieses ist dadurch gekennzeichnet, dass sich die Produktionsprozesse in der Form gegenseitig beeinflussen, dass sie entweder um Produktionsfaktoren konkurrieren oder der Einsatz eines Produktionsfaktors positive oder negative Auswirkungen auf die Produktion des anderen Gutes hat (vgl. Vincent und Binkley (1993), S. 371 f., Barbier und Burgess (1997), S. 175, Kortmann (2002), S. 201 und Vatn (2002), S. 312).

Im Folgenden sollen die Beziehungen der Produktionsprozesse näher beschrieben und das Entscheidungskalkül eines Leistungserbringers dargestellt werden.

**1. Produktionsfunktionen:** Unternehmen, welche mehrere Güter oder Leistungen erzeugen und diese anbieten, sind durch verschiedene Produktionsprozesse gekennzeichnet, die in einem bestimmten Verhältnis zueinander stehen. Vatn (2002) spricht in diesem Zusammenhang von integrierten Produktionssystemen (vgl. ebd., S. 312). Bei diesen sind ein komplementäres und substitutives Produktionsverhältnis zu unterscheiden. Während die Produktionsprozesse von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid<sup>11</sup> in einem komplementären Verhältnis zueinander stehen, handelt es sich bei dem Produktionsprozess des marktfähigen Gutes zu den beiden Ökosystemleistungen um ein substitutives Verhältnis (vgl. Wossink und Swinton (2007) S. 298 f.). Komplementäre Produktionsprozesse sind dadurch gekennzeichnet, dass für die Bereitstellung der beiden Leistungen die gleiche Produktionstechnologie<sup>12</sup> genutzt wird. Eine Erhöhung des Niveaus an biologischer Vielfalt führt hierbei nicht zu einer Minderung der gespeicherten Menge an Kohlenstoffdioxid. Kortmann (2002) spricht bei einem solchen Produktionsverhältnis von einer Kuppelproduktion. Im Gegensatz dazu ist ein substitutives Produktionsverhältnis durch einen negativen Effekt aufgrund einer Ausweitung der Produktion des marktfähigen Gutes auf die Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen gekennzeichnet.

---

<sup>11</sup> Wie schon im Abschnitt 2.2.1 angesprochen wurde, handelt es sicher nicht um einen rein ökonomischen Produktionsprozess, sondern um einen ökologischen Produktionsprozess welcher einem menschlichen Einfluss unterliegt.

<sup>12</sup> Der Begriff der Produktionstechnologie beschreibt im Zusammenhang mit der Bereitstellung ökologischer Leistungen die Ökosystemprozesse, auf die diese zurückzuführen sind.

Die beiden Produktionsprozesse stehen somit in Konkurrenz um die verfügbaren Produktionsfaktoren, es handelt sich daher um eine Alternativproduktion (vgl. Kortmann (2002), S. 201 und Vatn (2002), S. 313).

Es wird im Folgenden zwischen dem Produktionsprozess der Ökosystemleistungen und dem des marktfähigen Gutes unterschieden. Beide benötigen zwingend Boden  $a_t$  als Produktionsfaktor und konkurrieren um diesen. Der gesamte Bestand an Boden  $a_t$  wird im zeitlichen Ablauf als konstant angesehen. Unterschieden wird zwischen natürlichem Boden  $a_t^{nat}$ , welcher in den Schutz von Biodiversität und der Speicherung von  $\text{CO}_2$  eingeht, sowie ökonomisch genutztem Boden  $a_t^w$ , welcher in die Produktion des marktfähigen Gutes eingeht (vgl. Vatn (2002), S. 313).

Für die Produktion des marktfähigen Gutes wird neben der wirtschaftlich genutzten Bodenfläche auch Kapital  $k_t$  als weiterer Produktionsfaktor benötigt. Dieser soll ein Bündel aller weiteren Produktionsfaktoren darstellen, welche für die jeweilige Produktion benötigt werden. Wird bspw. eine landwirtschaftliche Produktion betrachtet, so handelt es sich hierbei um Saatgut, Dünger, Maschinen usw. (vgl. Jackson et al. (2007), S. 199). Der Produktionsprozess dieses Gutes wird durch eine Cobb-Douglas-Produktionsfunktion mit positiven aber abnehmenden Grenzprodukten<sup>13</sup> dargestellt (vgl. Schöler (1999), S. 69). Die Produktionsfunktion des marktfähigen Gutes lautet somit:

$$y_t = y(a_t^w, k_t). \quad (4.1)$$

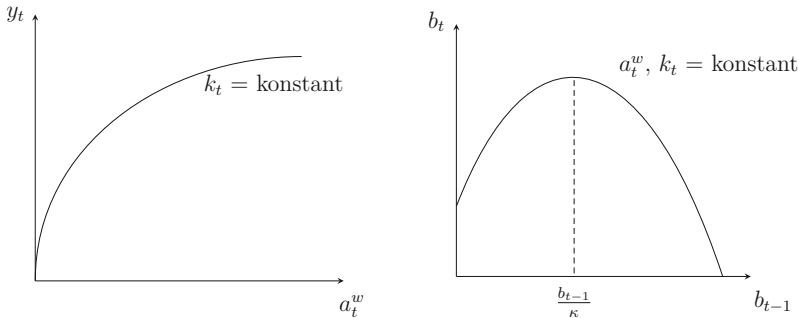
Die partielle Produktionsfunktion lässt sich wie in Abbildung 4.2 darstellen. Der Ertrag des marktfähigen Gutes wächst mit abnehmenden Grenzkosten bei einem Anstieg von ökonomisch genutztem Boden  $a_t^w$ , bei Konstanz von Kapital  $k_t$ .

Aufgrund des substitutiven Verhältnisses der Produktion des marktfähigen Gutes und der beiden Ökosystemleistungen ist der bisher beschriebene Produktionsprozess von den der beiden Ökosystemleistungen abzugrenzen. Wie in der Produktion des marktfähigen Gutes wird auch für den Schutz von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid Boden zwingend benötigt. Des Weiteren hat der Bestand an Biodiversität aus der vorherigen Periode  $b_{t-1}$  einen positiven Einfluss auf die Bereitstellung der beiden Umweltleistungen in Periode  $t$ .

---

<sup>13</sup>  $\frac{\partial y_t}{\partial a_t^w}, \frac{\partial y_t}{\partial k_t} > 0$  und  $\frac{\partial^2 y_t}{\partial a_t^{w2}}, \frac{\partial^2 y_t}{\partial k_t^2} < 0$ .

Abbildung 4.2: Produktionsfunktion  $y_t$       Abbildung 4.3: Produktionsfunktion  $b_t$



Quelle: Eigene Darstellung.

Der Einsatz des für die Produktion von  $y_t$  benötigten Kapitals  $k_t$  hingegen führt zu einer Zerstörung biologischer Vielfalt und Reduzierung der Aufnahmefähigkeit von Kohlenstoffdioxid  $\frac{\partial b_{t,t}}{\partial k_{t,t}} < 0$  und  $\frac{\partial co_{2,t,t}}{\partial k_{t,t}} < 0$  (vgl. Omer et al. (2007), S. 311 und Brock et al. (2009), S. 270 f.). Formal lässt sich der ökologische Produktionsprozess beider Ökosystemleistungen wie folgt darstellen:

$$\left. \begin{matrix} b_t \\ co_{2,t} \end{matrix} \right\} = f(b_{t-1}, a_t^{nat}, k_t). \tag{4.2}$$

Der positive Effekt, der vom Bestand an Biodiversität in der vorherigen Periode ausgeht, wird jedoch durch die maximale Aufnahmefähigkeit eines Ökosystems begrenzt. Je näher der Biodiversitätsbestand der vorherigen Periode an die Aufnahmefähigkeit eines Ökosystems  $\kappa$  herankommt, desto geringer ist der Effekt, den der Biodiversitätsbestand aus der vorangegangenen Periode auf die Bereitstellung der Biodiversität und Kohlenstoffdioxidspeicherung zum Zeitpunkt  $t$  hat (s. Abb. 4.3). Der Grund für diesen Rückgang der Biodiversität ist dadurch zu erklären, dass es Ökosystemen nicht möglich ist, unendlich viel Biodiversität bzw. Biomasse aufzunehmen (siehe hierzu auch Abschnitt 2.2.2). Mit einer Annäherung des Biodiversitätsbestands an die Aufnahmefähigkeit des Ökosystems bewegt sich das Ökosystem in die Phase der kreativen Zerstörung. In diesem bricht es zusammen und kann sei-

ne Funktionen nicht mehr oder nur noch sehr eingeschränkt erfüllen (vgl. Holling (1987), S. 145, Omer et al. (2007), S. 311 und Brock et al. (2009), S. 270 f.).

Die Ausweitung des natürlichen Bodens  $a_t^{nat}$  führt dazu, dass mehr Flächen zur Erhaltung von natürlichen Lebensräumen und Ökosystemen bereitstehen und es somit zu einem Anstieg der Ökosystemleistungen kommt. Wird in der Produktionsfunktion für die Ökosysteme der natürlich belassene Boden durch  $a_t^{nat} = a_t - a_t^w$  ersetzt, so wird ersichtlich, dass die Ausweitung von landwirtschaftlich genutztem Boden zu einem Rückgang der beiden Ökosystemleistungen führt.

**2. Entscheidungskalkül:** Da der Leistungserbringer gemäß des Nutznießer-Prinzips das Recht zur Zerstörung der biologischen Vielfalt und der Einschränkung der Speicherung von Kohlenstoffdioxid hat, liegt die Entscheidung über die Aufteilung der Bodenflächen und den Einsatz des Kapitals der Produktion für das marktfähige Gut bei ihm. Wie er die Aufteilung seiner Produktion bzgl. des marktfähigen Gutes oder der beiden Ökosystemleistungen gestaltet, hängt davon ab, wie hoch der Gewinn für das marktfähige Gut und die Ökosystemleistungen ist.

Da es sich bei der biologischen Vielfalt und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid um freie Güter bzw. Externalitäten mit dem Charakter freier Güter handelt, hat der Leistungserbringer ohne internalisierende Handlungen keinen Anreiz, diese beiden Ökosystemleistungen anzubieten (s. Abschnitt 2.3.3). Mit der Etablierung der PES-Programme besteht nun die Möglichkeit für die potentiellen Leistungserbringer, Einnahmen oder gar einen Gewinn aus der Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen zu generieren. Wie oben beschrieben gibt es verschiedene Ansätze für die Bemessungsgrundlage der Zahlungen (s. Abschnitt 3.2.2). Für die weitere Analyse soll die Bestandsmethode des direkten Ansatzes genutzt werden. Der Grund liegt vor allem in der höheren Effizienz und Effektivität, die dieser Methode zugesprochen werden. Dieser Effekt ist darauf zurückzuführen, dass bei ihr ein direkter Zusammenhang zwischen der gewünschten Leistung und der Zahlung besteht (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 17 und 19), wodurch eine präzisere Steuerung des gewünschten Zieles erfolgen kann (vgl. Ferraro und Simpson (2002), S. 349). Die Erlösfunktion der Leistungserbringer kann somit auf drei Einnahmequellen zurückgeführt werden und lautet:

$$E_t = p_y y_t + p_b b_t + p_{co_2} co_{2t}. \quad (4.3)$$

Aufgrund der Etablierung der PES-Programme sind jedoch nicht nur die Kosten der Produktion für das marktfähige Gut bei der Bestimmung des Gewinnes zu berücksichtigen. Auch die Kosten, die mit der Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen verbunden sind, dürfen nicht außer Acht gelassen werden (s. Abschnitt 3.3).

Auf Grundlage des Gewinnmaximierungskalküls werden im Folgenden die Effekte der Einführung von Payments for Environmental Services zum einen auf den beiden Umweltmärkten dargestellt. Zum anderen wird die Wirkung auf die Nachfrage nach den Produktionsfaktoren analysiert. Deren Veränderung weist auf eine Verschiebung der Produktion zwischen den beiden Produktionssystemen hin.

### **b) Effekte auf den Umweltmärkten**

Die Etablierung der beiden PES-Programme ermöglicht es die Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen über ein marktähnliches System zu gewährleisten. Dieses ist wie oben beschrieben durch eine monopsonistische Struktur gekennzeichnet, um so die Gefahr des Trittbrettfahrerverhaltens einzuschränken oder gar gänzlich zu verhindern. Aus diesem Grund ist es dem Nachfrager innerhalb der PES-Programme möglich, den Preis für die jeweilige Leistung festzusetzen. Auf der Seite der Leistungserbringer besteht jedoch eine wettbewerbliche Struktur, so dass diese Preisnehmer des von den Nutznießern festgelegten Preises sind (vgl. Pindyck und Rubinfeld (2005), S. 481).

Zur analytischen Herleitung der Preise für die beiden Ökosystemleistungen, welche durch die beiden PES-Programme festgelegt werden, soll der Nettonutzen  $NU_t$  der Gesellschaft aus der Bereitstellung von Biodiversität und der Speicherung von  $CO_2$  maximiert werden. Der Nettonutzen ist jeweils definiert als die Differenz der gesellschaftlichen Nutzenfunktion und den Ausgaben (vgl. Pindyck und Rubinfeld (2005), S. 481). Da beide Programme ihre finanziellen Mittel separat zugewiesen bekommen, muss über die optimale Aufteilung des Budgets auf beide Ökosystemleistungen innerhalb der PES-Programme nicht mehr entschieden werden.<sup>14</sup>

---

<sup>14</sup> Dies kann man sich so vorstellen, dass die finanziellen Mittel der beiden PES-Programme aus Steuern, bei staatlichen PES-Programmen, oder Spenden, bei NGO's, finanziert werden. Eine Aufteilung des gesamtgesellschaftlichen Budgets erfolgt dann schon auf der Ebene der privaten Individuen bei deren individuellem Nutzenmaximierungskalkül.

Das Entscheidungskalkül lautet somit für

- Biodiversität:

$$\max.! \quad NU_t = U(y_t, b_t, co_{2t}) - p_b(b_t)b_t \quad (4.4)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\max.! \quad NU_t = U(y_t, b_t, co_{2t}) - p_{co_2}(co_{2t})co_{2t}. \quad (4.5)$$

Aus beiden Nettonutzenfunktionen können nun durch deren Differenzierung nach den jeweiligen Umweltleistungen die Preise bestimmt werden.<sup>15</sup> Diese lauten für

- Biodiversität:

$$p_b(b_t)^* = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t \quad (4.6)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$p_{co_2}(co_{2t})^* = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t}. \quad (4.7)$$

Aufgrund der Preissetzungsmacht der Nutznießer erfolgt die Festlegung der Preise für die beiden Ökosystemleistungen gemäß deren Nettogrenznutzen. Dieser setzt sich zusammen aus dem Grenznutzen für die jeweilige Umweltleistung abzüglich der Grenzzahlungen der entsprechenden Umweltleistung (s. Gleichungen 4.6 und 4.7). Es ist ersichtlich, dass bei einer monopsonistischen Struktur der PES-Programme die Höhe der Zahlungen für den Schutz der biologischen Vielfalt und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid geringer sind als in einer wettbewerblichen Situation. Sind die Nachfrager bei vollkommener Konkurrenz Preisnehmer, so werden sie die Ökosystemleistungen so lange nachfragen bis der Preis dem gesellschaftlichen Grenznutzen entspricht und nicht dem gesellschaftlichen Nettogrenznutzen (vgl. Pindyck und Rubinfeld (2005), S. 481).

---

<sup>15</sup> Eine ausführliche Herleitung ist im Anhang A.1 aufgezeigt.

Zur Bestimmung der gleichgewichtigen Menge der beiden Ökosystemleistungen ist die Angebotsfunktion der Leistungserbringer abzuleiten. Dies erfolgt, wie oben beschrieben, aus dem Ziel der Gewinn- bzw. Einkommensmaximierung durch die Leistungserbringer. Der Gewinn der Leistungserbringer wird von den Erlösen des marktfähigen Gutes und der beiden Ökosystemleistungen sowie den für deren Bereitstellung aufgebrauchten Kosten bestimmt und lautet:

$$\begin{aligned} \text{max.}! \pi_t &= p_y y_t + p_b^* b_t + p_{co_2}^* co_{2t} - C(y_t) - C(b_t, co_{2t}) & (4.8) \\ \text{u. d. NB. : } & b_t - b_0 \geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und} \\ & co_{2t} - co_{20} \geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0. \end{aligned}$$

Als Nebenbedingungen sind die Referenzsysteme der PES-Programme zu beachten. Diese besagen, dass ein Leistungserbringer nur dann eine Zahlung für den Schutz biologischer Vielfalt oder der Speicherung von CO<sub>2</sub> erhält, wenn der Bestand der jeweiligen Ökosystemleistung in der Periode t größer oder gleich dem Bestand in der Referenzperiode 0 ist.

Ein Anreiz zur Teilnahme an einem oder beiden PES-Programmen seitens der Leistungserbringer besteht nur, wenn der Gewinn des marktfähigen Gutes  $\pi_t^y$  kleiner ist als die Summe der Gewinne der beiden Ökosystemleistungen  $\pi_t^b$  und  $\pi_t^{co_2}$ .<sup>16</sup> Das Verhältnis zwischen Gewinn des marktfähigen Gutes und Summe der Gewinne der Ökosystemleistungen muss somit kleiner Eins sein  $\left(\frac{\pi_t^y}{\pi_t^b + \pi_t^{co_2}} < 1\right)$ . Für welches der beiden PES-Programme bzw. in welchem sich die Leistungserbringer stärker engagieren, hängt wiederum von den jeweiligen Gewinnen für die beiden Ökosystemleistungen ab. Ist der Gewinn durch den Schutz biologischer Vielfalt höher als der bei der Speicherung von CO<sub>2</sub>, so erfolgt eine stärkere Investition in den Schutz von Biodiversität und umgekehrt.

Wovon wird nun das Angebot der beiden Ökosystemleistungen bestimmt? Da der Schutz der biologischen Vielfalt und die Speicherung des Kohlenstoffdioxids von mehreren Leistungserbringern abhängt, haben diese keinen Einfluss auf den Preis. Sie weiten das Schutzniveau von Biodiversität und die Menge des gespeicherten CO<sub>2</sub> soweit aus, bis ihre Grenzkosten dem von den Nutznießern festgelegten Preis

---

<sup>16</sup> Der Gewinn für das marktfähige Gut lautet, abgeleitet aus Gleichung 4.3:  $\pi_t^y = p_y y - C(y_t)$ . Die Summe der Gewinne der Ökosystemleistungen leiten sich ebenfalls aus Gleichung 4.3 ab und lautet:  $\pi_t^b + \pi_t^{co_2} = p_b b_t + p_{co_2} co_{2t} - C(b_t, co_{2t})$ .



entsprechen (vgl. Schöler (1999), S. 91). Es gilt somit für

- Biodiversität:

$$p_b(b_t)^* = \frac{\partial C}{\partial b_t} \quad (4.9)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$p_{co_2}(co_{2_t})^* = \frac{\partial C}{\partial co_{2_t}}. \quad (4.10)$$

Die Grenzkosten für die jeweiligen Ökosystemleistungen, welche die Angebotsfunktion darstellen, entsprechen somit den durchschnittlichen Ausgaben der Nutznießer  $DA$  (s. Abb. 4.4). Es wird außerdem deutlich, dass die Nachfrage nach Biodiversität bzw. CO<sub>2</sub>-Speicherung soweit ausgedehnt wird, bis die Grenzausgaben  $GA$  dem gesellschaftlichen Grenznutzen  $N$  entsprechen (s. Abb. 4.4). Auf dessen Basis wird dann der Preis für die jeweilige Umweltleistung auf  $p_b(b_t)^*$  bzw.  $p_{co_2}(co_2)^*$  festgelegt (vgl. Gleichung 4.6 und 4.7). Werden die Preise der Nutznießer und Leistungserbringer gleichgesetzt und wird nach der gleichgewichtigen Menge der jeweiligen Umweltleistung umgestellt, so ergibt sich für

- Biodiversität:

$$b_t^* = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t}{\partial p_b / \partial b_t} \quad (4.11)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$co_{2_t}^* = \frac{\partial U / \partial co_{2_t} - \partial C / \partial co_{2_t}}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2_t}}. \quad (4.12)$$

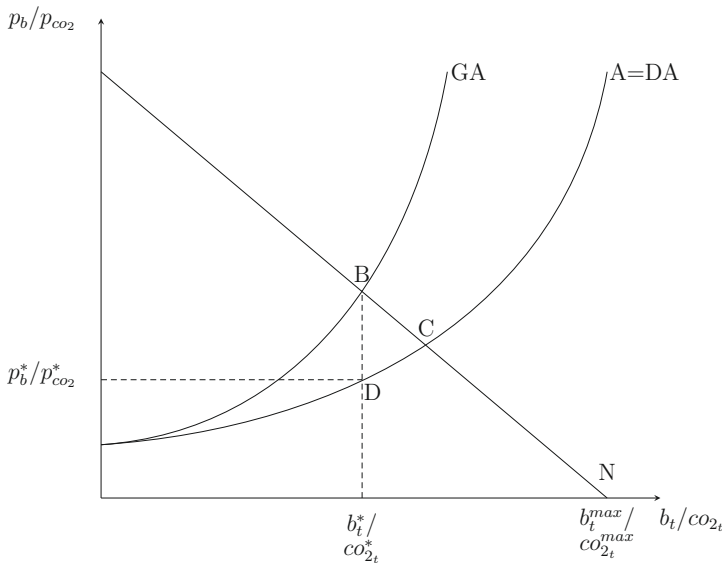
Das optimale Schutzniveau der biologischen Vielfalt sowie die optimale gespeicherte Menge an Kohlenstoffdioxid wird zum einen von dem Grenznutzen einer Gesellschaft  $\frac{\partial U}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial U}{\partial co_{2_t}}$ , den Grenzkosten der Leistungserbringer  $\frac{\partial C}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial C}{\partial co_{2_t}}$  und einem Teil der Grenzausgaben der Nutznießer  $\frac{\partial p_b}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2_t}}$  bestimmt.

Es wird somit deutlich, dass über das Niveau der Schutzmaßnahmen trotz der monopsonistischen Struktur der PES-Programme nicht allein die Nachfrager bestimmen. Auch die Kosten der Leistungserbringer sind bei der Bestimmung des gleichgewichtigen Schutzniveaus zu beachten (s. Abschnitte 3.2.2 und 3.3). Je höher diese sind, desto geringer wird die gleichgewichtige Menge des Niveaus an biologischer

Vielfalt und der gespeicherten Menge an Kohlenstoffdioxid sein.

Hingegen wirkt sich ein Anstieg des gesellschaftlichen Grenznutzens positiv auf die gleichgewichtige Menge der beiden Ökosystemleistungen aus. Je stärker sich eine Gesellschaft über die Bedeutung biologischer Vielfalt bewusst ist und deren Nutzen erkennt, desto eher ist sie bereit, einen höheren Preis für deren Schutz zu zahlen und einen höheren Bestand an Biodiversität zu verlangen. Gleiches gilt auch für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid durch natürliche Ökosysteme. Zu einem Rückgang der Schutzbemühungen kommt es jedoch, wenn  $\frac{\partial p_b}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial p_{CO_2}}{\partial CO_{2t}}$  steigen, da dann die Grenzausgaben der Nutznießer ansteigen.

Abbildung 4.4: Angebot und Nachfrage für Biodiversität bzw. CO<sub>2</sub>-Speicherung I



Quelle: Eigene Darstellung.

Ersichtlich wird, dass aufgrund der monopsonistischen Marktstruktur ein geringer Preis für die Bereitstellung der Ökosystemleistungen gezahlt werden muss. Von Seiten der Leistungserbringer wird daher aber auch weniger in den Schutz biologischer Vielfalt bzw. der Speicherung von CO<sub>2</sub> investiert, als bei einer polypolistischen

Struktur (vgl. Pindyck und Rubinfeld (2005), S. 481 f.). Der Wohlfahrtsverlust der monopolistischen Struktur entspricht der Fläche BCD (s. Abb. 4.4). Daher ist es erforderlich, dass eine Abwägung des Wohlfahrtsverlustes durch die Gefahr des Trittbrettfahrerverhaltens (vgl. Kemkes et al. (2010), S. 2071 und Fritsch (2011), S. 91) mit dem Wohlfahrtsverlust aufgrund der monopsonistischen Struktur der PES-Programme vorgenommen wird. Übersteigt der Wohlfahrtsverlust durch ein auftretendes Trittbrettfahrerverhalten dem der monopsonistischen Marktstruktur, so ist eine Umsetzung von monopsonistischen PES-Programmen gerechtfertigt.

### c) Effekte auf die Nachfrage der Produktionsfaktoren

Die obige Analyse zeigte, dass es durch die Etablierung von Payments for Environmental Services möglich ist, den Schutz biologischer Vielfalt als eine weitere Einnahmequelle für die Verursacher bzw. potentiellen Verursacher zu etablieren. Dies hat zur Folge, dass die einzelnen Leistungserbringer vor der Entscheidung stehen, welches Gut oder welche Leistung bzw. wie viel sie von einem Gut oder einer Leistung anbieten. Die Bedingungen für die Entscheidung bzgl. der Aufteilung des Produktionsplanes wurden im oberen Abschnitt diskutiert.

Die Änderung des Produktionsplanes durch den Verzicht auf die Produktion des marktfähigen Gutes  $y_t$  und die Bereitstellung von Biodiversität  $b_t$  und/oder Speicherung von Kohlenstoffdioxid  $co_{2t}$  geht einher mit einer Veränderung des Produktionsprozesses für das marktfähige Gut. Diese lässt sich in einer veränderten Nachfrage nach den Produktionsfaktoren abbilden. Im Folgenden wird daher die Wirkung der Etablierung von Payments for Environmental Services auf die Nachfrage nach den Produktionsfaktoren untersucht.

Es wird wieder von gewinn- bzw. einkommensmaximierenden Leistungserbringern ausgegangen. Somit ist die Nachfrage nach den beiden Produktionsfaktoren ökonomisch genutzter Boden  $a_t^w$  und Kapital  $k_t$  so auszugestalten, dass sie den Gewinn bzw. das Einkommen des Leistungserbringers maximieren (vgl. Endres und Martinsen (2007), S. 292). Das Optimierungsproblem der Landbesitzer lautet somit:

$$\begin{aligned} \max_{it} \pi_{it} &= p_y y_t + p_b^* b_t + p_{co_2}^* co_{2t} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))(p_k k_t + p_{a^w} a_t^w) & (4.13) \\ \text{u. d. NB. : } & y_t = y(a_t^w, k_t), \end{aligned}$$

$$\left. \begin{aligned} b_t \\ co_{2t} \end{aligned} \right\} = f(b_{t-1}, a_t^{nat}, k_t), \text{ wobei } a^{nat} = a_t - a_t^w, \\ b_t - b_0 \geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und} \\ co_{2t} - co_{20} \geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.$$

Der Gewinn der Leistungserbringer wird nun derart dargestellt, dass er wieder von den Einnahmen aus der Bereitstellung des marktfähigen Gutes, der beiden Ökosystemleistungen und den Kosten für die Produktionsfaktoren, aber auch den Kosten für die Bereitstellung der Ökosystemleistungen abhängt. Die Kosten für die Bereitstellung der Ökosystemleistungen werden als prozentualer Anteil  $\gamma_b$  und  $\gamma_{co_2}$  der Kosten der Produktion des marktfähigen Gutes bestimmt. Als Nebenbedingungen sind zum einen die Produktionsfunktionen und zum anderen, wie auch schon bei der Herleitung des Angebots, die Referenzsysteme der PES-Programme zu beachten.

Aus dem oben beschriebenen Optimierungsproblem lässt sich die Nachfrage nach den beiden Produktionsfaktoren ökonomisch genutzter Boden  $a_t^w$  und Kapital  $k_t$  ableiten<sup>17</sup>. Diese lautet für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$p_{a^w}^* = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left( p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_b^* \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2}^* \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \right) \quad (4.14)$$

- und Kapital:

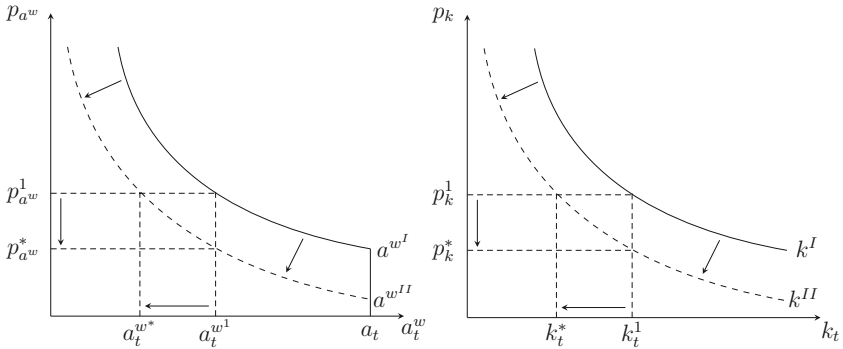
$$p_k^* = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left( p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_b^* \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2}^* \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \right). \quad (4.15)$$

Die gewinnoptimale Nachfrage der Produktionsfaktoren entspricht den Grenzerlösen des jeweiligen Produktionsfaktors (vgl. Endres und Martiensen (2007), S. 292 f.). Die Nachfrage nach ökonomisch genutztem Boden und Kapital ist negativ von dem jeweiligen Preis des Produktionsfaktors  $p_{a^w}$  bzw.  $p_k$  abhängig, da gilt  $\frac{\partial^2 y_t}{\partial a_t^{w2}} < 0$  bzw.  $\frac{\partial^2 y_t}{\partial k_t^2} < 0$  (s. Abb. 4.5).

---

<sup>17</sup> Eine ausführliche Herleitung ist im Anhang A.1 aufgeführt.

Abbildung 4.5: Nachfrage nach Boden und Kapital I



Quelle: Eigene Darstellung.

Die gewinnmaximale Nachfrage ist dann erreicht, wenn die Grenzproduktivität der Produktionsfaktoren ihrem Preis entspricht. In einer Situation ohne Payments for Environmental Services würde somit gelten  $p_{a^w} = p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w}$  bzw.  $p_k = p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t}$ . Die Nachfrage nach ökonomisch genutztem Boden  $a_t^w$  kann jedoch nur bis  $a_t$  ausgeweitet werden (s. Abb. 4.5). Ab dieser Menge wird die gesamte verfügbare Bodenfläche für die Produktion des marktfähigen Gutes genutzt. In diesem Punkt ist die Nachfrage nach ökonomisch genutztem Boden vollkommen preisunelastisch.

Durch die beiden PES-Programme zum Schutz biologischer Vielfalt und für den Aufbau von CO<sub>2</sub>-Senken kommt es zu einem negativen Effekt auf die Produktivität der beiden Produktionsfaktoren innerhalb der Produktion des marktfähigen Gutes (s. Gleichungen 4.13 und 4.14). Dieser kann in zwei Teile aufgespalten werden. Zum einen führen die Stückzahlungen der PES-Programme und die realen Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren innerhalb der beiden Ökosystemprozesse zu einer Reduzierung der Grenzproduktivität auf  $a^{wII}$  und  $k^{II}$  innerhalb der Produktion des marktfähigen Gutes. Dieser Effekt kann durch eine Parallelverschiebung der Nachfragekurven nach links dargestellt werden. Zum anderen bewirken die Anteile der Kosten für die Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen  $\gamma_b$  und  $\gamma_{co_2}$  eine Drehung der Nachfragekurven nach links (s. Abb. 4.5). Insgesamt kommt es somit bei einem konstanten Preis  $p_{a^w}^1$  bzw.  $p_k^1$  für die beiden Produktionsfaktoren zu einer

Reduzierung der Nachfrage von  $a_t^{w1}$  bzw.  $k_t^1$  auf  $a_t^{w*}$  bzw.  $k_t^*$ .

Die Etablierung von Payments for Environmental Services kann somit zu einem Schutz biologischer Vielfalt und zum Aufbau zusätzlicher CO<sub>2</sub>-Senken über die Änderung der Produktionsweise führen. Dieser kann auf eine Integration der Ansätze der ökologischen Land- und Forstwirtschaft in die industrialisierte Produktion land- und forstwirtschaftlicher Güter<sup>18</sup> zurückgeführt werden. Tiezzi et al. (1991) sehen in der Integration ökologischer in industrialisierte Produktionsweisen der Nutzung eines „...*Minimums an nichterneuerbaren Materialien und ein Maximum an Nutzung von Sonnenenergie zur Produktion eines Bündels von Gütern* ...“ (ebd., S. 467). Eine ökologische Bewirtschaftung soll dazu beitragen, dass auch durch den Anbau verschiedener Kulturpflanzen die Versorgung sowie die Rückgabe natürlicher Ressourcen (z. B. natürliche Düngemittel) im Zeitverlauf gesichert ist<sup>19</sup> (vgl. Tiezzi et al. (1991), S. 468). Dies muss zum einen auf der individuellen Produktionsebene des Leistungserbringers, z. B. dem Anbau verschiedener Fruchtarten im zeitlichen Ablauf und nicht des dauerhaften Anbaus einer Monokultur, entschieden werden, aber auch auf der regionalen Ebene, durch die Einbeziehung mehrerer Leistungserbringer, z. B. durch Koordination der Absprachen zwischen diesen erfolgen (vgl. Tiezzi et al. (1991), S. 468 und Sample et al. (1993), S. 6 f.). Durch die überwiegend natürliche Düngung einer solchen Bewirtschaftung und die damit verbundene Regeneration der natürlichen Ressourcen kommt es zu einem Rückgang des Einsatzes künstlicher Düngemittel und damit des Produktionsfaktors Kapital. Es muss aber auch darauf hingewiesen werden, dass die Umsetzung der Änderung der Produktionsweise einen längeren Zeitraum benötigt. Es kann somit nicht erwartet werden, dass mit Beginn der Etablierung der PES-Programme eine vollständige Anwendung der ökologischen Bewirtschaftungsmethoden erfolgt (Assogbadjo et al. (2012), S. 41).

Die Reduzierung rein ökonomisch genutzter Bodenflächen durch die Etablierung der PES-Programme ist mit einem Anstieg des natürlich belassenen Bodens verbunden, da gilt:  $a_t = a_t^w + a_t^{nat}$ . Kommt es dadurch zu einer Erhöhung der Variabilität der Lebensräume, welche über sogenannte Pufferzonen bzw. Econtons verbunden wer-

---

<sup>18</sup> Einen Überblick über verschiedene Ansätze landwirtschaftlicher Produktion geben Tiezzi et al. (1991), S. 459–473 und Petersen (1995), S. 7–13.

<sup>19</sup> Im Abschnitt 2.2.2 wurde schon darauf hingewiesen, dass die Diversität eines Ökosystems eine positive Wirkung auf die Nutzung aller in ihm vorhandenen Nährstoffe hat. Durch deren vollständige Nutzung kommt es dann zu einer Steigerung der Produktivität dieser Ökosysteme.

den, führt dies zu einem Anstieg der Biodiversität. Die Ursache ist darin zu sehen, dass Lebewesen meist auf mehrere Lebensräume angewiesen sind und somit eine Ansiedlung von diesen ermöglicht wird (vgl. Duelli (1997), S. 89). Darüber hinaus können auch Erosionen des Bodens verhindert werden und es wird ein Austausch von Nährstoffen und Energien zwischen den verschiedenen Ökosystemen ermöglicht (vgl. Toman und Ashton (1996), S. 370 ff.).

Bei welchem der beiden Produktionsfaktoren der Nachfragerückgang stärker ist, hängt von den jeweiligen realen Grenzproduktivitäten in den verschiedenen Produktionsprozessen und deren Verhältnis zueinander ab. Es gilt für

- einen stärkeren Nachfragerückgang von  $a_t^w$  als  $k_t$ :

$$\frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \left( \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \right) < \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \left( \frac{\partial b_t}{\partial k_t} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \right) \quad (4.16)$$

- und einen stärkeren Nachfragerückgang von  $k_t$  als  $a_t^w$ :

$$\frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \left( \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \right) > \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \left( \frac{\partial b_t}{\partial k_t} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \right). \quad (4.17)$$

Das Verhältnis der realen Grenzproduktivitäten von  $a_t^w$  und  $k_t$  ist somit bei einem stärkeren Nachfragerückgang von  $a_t^w$  kleiner Eins. Das kann damit erklärt werden, dass die Summe der Grenzproduktivitäten von ökonomisch genutztem Boden in der Produktion von Biodiversität und der Speicherung von CO<sub>2</sub> größer ist als die von Kapital. Eine geringe Reduzierung des Produktionsfaktors ökonomisch genutzter Boden ist daher mit einem höherem Schutzniveau biologischer Vielfalt bzw. einer größeren Menge an gespeichertem Kohlenstoffdioxid verbunden. Ist darüber hinaus die Grenzproduktivität des ökonomisch genutzten Bodens in der Produktion des marktfähigen Gutes auch noch geringer als die des Kapitals, so wird der Effekt der Reduzierung der Nachfrage nach ökonomisch genutzten Boden noch zusätzlich verstärkt. Ein Rückgang des Inputfaktors Boden in der Produktion des marktfähigen Gutes hätte dann keinen allzu großen Rückgang der Produktionsmenge von  $y_t$  zur Folge. Für den Produktionsfaktor Kapital gilt entsprechend die umgekehrte Argumentation.

## 4.4.2 Alternativmodell I – Separate PES-Programme mit Transaktionskosten

Im vorherigen Abschnitt wurden die Effekte von zwei separaten Payments for Environmental Services auf das Angebot der beiden Ökosystemleistungen und die Wirkungen auf die Änderung des Produktionssystems analysiert. Dies geschah jedoch unter der Annahme einer transaktionskostenfreien Welt. Wie im Abschnitt 4.2 aufgezeigt, ist die Umsetzung von PES-Programmen zum Schutz biologischer Vielfalt und dem Aufbau von CO<sub>2</sub>-Senken aber mit Transaktionskosten verbunden. Diese können sogar dazu führen, dass es entweder gar nicht zu der Umsetzung solcher Programme kommt oder diese sehr ineffizient und ineffektiv sind (s. Abschnitt 3.4). Daher sollen in diesem Abschnitt die Wirkungen von Transaktionskosten auf die Höhe der Preise und die bereitgestellte Menge der beiden Ökosystemleistungen dargestellt werden. Im Anschluss werden die Wirkungen auf die Änderung der Produktionsweise aufgezeigt. Dazu erfolgt jeweils ein Vergleich der Ergebnisse mit denen des Referenzmodells aus Abschnitt 4.4.1.

### a) Analytischer Rahmen

Der analytische Rahmen des Alternativmodells I basiert auf dem des in Abschnitt 4.4.1 aufgezeigten Referenzmodells. Als Erweiterung des Referenzmodells werden in die weitere Analyse die Transaktionskosten der beiden PES-Programme einbezogen, um so eine realitätsnähere Analyse durchzuführen.

Für die Modellierung der Transaktionskosten gibt es verschiedene Ansätze. Smith und Tomasi (1995) stellen die Transaktionskosten als einen Teil an den gesamten Zahlungen dar. Diese lassen sich somit als Differenz der getätigten Zahlungen durch die PES-Programme und den von den Leistungsbringern erhaltenen Zahlungen darstellen (vgl. Smith und Tomasi (1995), S. 278). Grieg-Gran (2008) hingegen modelliert die Transaktionskosten als Anteil an den Schutz- und Opportunitätskosten, welche mit den PES-Programmen verbunden sind (vgl. ebd., S. 9). Bei beiden Ansätzen erfolgt jedoch keine Darstellung einer Transaktionskostenfunktion, sondern diese werden nur anteilsmäßig auf Basis der Zahlungen oder der anderen Kosten der PES-Programme bestimmt. Sie stellen somit nur eine Residualgröße dar.



Ein Ansatz der Modellierung einer Transaktionskostenfunktion wird u. a. von Kohn (1991) und Endres (2000) verfolgt. Beide modellieren die Transaktionskosten in Abhängigkeit des Reduktionsniveaus der Emissionen. Ein Anstieg des Reduktionsniveaus der Emissionen führt demnach zu einer Erhöhung der Transaktionskosten des jeweiligen PES-Programms. Endres (2000) begründet diese Annahme damit, dass durch die Ausweitung der Reduktionsniveaus die Unsicherheit sowohl bei den Nutznießern als auch bei den Leistungserbringern steigt (vgl. ebd., S. 50). Die Folge ist, dass mehr Zeit für die Beschaffung von Informationen bzgl. der Umsetzung der vereinbarten Schutzmaßnahmen usw. benötigt wird. Dies schlägt sich z. B. in der Durchführung eines intensiveren Monitoring und somit eines Anstiegs der Monitoringkosten nieder. Die Ansätze unterscheiden sich dahingehend, dass Kohn (1991) die gesamten Transaktionskosten betrachtet und Endres (2000) die marginalen Transaktionskosten (vgl. Kohn (1991), S. 320 und Endres (2000), S. 52).

Ausgehend von den eben beschriebenen Ansätzen wird angenommen, dass die Stücktransaktionskosten der beiden PES-Programme  $\tau_b$  und  $\tau_{co_2}$  von dem Niveau der biologischen Vielfalt bzw. dem gespeicherten Kohlenstoffdioxid abhängen. Die gesamten Transaktionskosten  $T$  der beiden PES-Programme lauten somit für

- Biodiversität:

$$T_b = \tau_b(b_t)b_t \quad (4.18)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$T_{co_2} = \tau_{co_2}(co_2)co_2. \quad (4.19)$$

Es ist des Weiteren zu berücksichtigen, dass die Transaktionskosten sowohl bei den Leistungserbringern als auch bei den Nutznießern anfallen (vgl. McCann et al. (2005), S. 532 und Endres (2000), S. 52 f.). Somit muss eine Aufteilung der gesamten Transaktionskosten  $T_b$  bzw.  $T_{co_2}$  auf die beiden Vertragsparteien erfolgen. Der Anteil der Nutznießer an den gesamten Transaktionskosten soll durch  $\alpha_i$  dargestellt werden und der für die Leistungserbringer durch  $\beta_i$ , wobei  $i = b, co_2$ . Die Summe der beiden Anteile ergibt Eins, es gilt also  $\alpha_i + \beta_i = 1$ . Die Transaktionskostenfunktionen können somit umgeschrieben werden und lauten für

- Biodiversität:

$$T_b = \alpha_b \tau_b(b_t)b_t + \beta_b \tau_b(b_t)b_t \quad (4.20)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$T_{co_2} = \alpha_{co_2} \tau_{co_2}(co_2) co_{2t} + \beta_{co_2} \tau_{co_2}(co_2) co_{2t}. \quad (4.21)$$

Die Einbeziehung der Transaktionskosten in die weitere Analyse hat eine Änderung der Budgets bei den Nutznießern der beiden PES-Programme und der Kostenfunktion bei den Leistungserbringern zur Folge. Auf diese wird bei der Darstellung der Optimierungsprobleme genauer eingegangen.

### b) Effekte auf den Umweltmärkten

Aufgrund der Transaktionskosten stehen die verfügbaren Gesamtbudgets  $B_\tau^b$  bzw.  $B_\tau^{co_2}$  nicht mehr vollständig für die Zahlungen zum Schutz der biologischen Vielfalt bzw. der Speicherung von Kohlenstoffdioxid zur Verfügung. Die finanziellen Mittel müssen nun auch die mit den PES-Programmen verbundenen Transaktionskosten decken. Unter der Annahme, dass die verfügbaren Gesamtbudgets nicht ansteigen, sinken die finanziellen Mittel, welche für die eigentlichen Zahlungen bereitstehen,  $p_b(b_t)b_t > p_b(b_t)_\tau b_t$  bzw.  $p_{co_2}(co_{2t})co_{2t} > p_{co_2}(co_{2t})_\tau co_{2t}$  und somit auch die Durchschnitts-  $DA_\tau$  und Grenzausgaben  $GA_\tau$  (s. Abb. 4.6). Die Durchschnittsausgaben für die beiden Ökosystemleistungen würden jedoch konstant bleiben, wenn die Gesamtbudgets der beiden PES-Programme um die Höhe der Transaktionskosten, welche von den Nutznießern zu tragen sind, steigen würden. Im Folgenden wird jedoch davon ausgegangen, dass die Budgets beider PES-Programme konstant bleiben und die Durchschnittsausgaben für die eigentliche Bereitstellung beider Ökosystemleistungen sinken.

Die beiden PES-Programme sind auch weiterhin durch eine monopsonistische Struktur gekennzeichnet, so dass die Preissetzungsmacht bei den Nutznießern liegt. Deren Ziel ist wieder die Maximierung des Nettonutzens aus beiden PES-Programmen bzgl. der jeweiligen Ökosystemleistungen. Die Entscheidungskalküle lauten somit für

- Biodiversität:

$$max.! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_b(b_t)b_t - \alpha_b \tau_b(b_t)b_t \quad (4.22)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\max_t! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_{co_2}(co_{2t})co_{2t} - \alpha_{co_2}\tau_{co_2}(co_{2t})co_{2t}. \quad (4.23)$$

Aus beiden Nettonutzenfunktionen lassen sich durch deren Differenzierung erneut die Preise der beiden Ökosystemleistungen bestimmen.<sup>20</sup> Diese lauten für

- Biodiversität:

$$p_{b_r}(b_t)^* = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t}b_t - \alpha_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t}b_t + \tau_b(b_t) \right) \quad (4.24)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$p_{co_{2r}}(co_{2t})^* = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}}co_{2t} - \alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}}co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right). \quad (4.25)$$

Wie im Referenzmodell entsprechen die Preise für Biodiversität und die Speicherung von CO<sub>2</sub> den Nettogrenznutzen der jeweiligen PES-Programme. Von den Grenznutzen  $\frac{\partial U}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial U}{\partial co_{2t}}$  wird nun aber neben den Grenzzahlungen auch der Anteil der Grenztransaktionskosten, den die Nutznießer zu tragen haben, abgezogen. Um die Wirkungen auf die Höhe der Preise zu bestimmen ist die Differenz aus den Preisen des Referenzmodells mit den eben bestimmten Preisen zu bilden. Diese lauten für

- Biodiversität:

$$\Delta p_{b_r}(b_t) = p_b(b_t)^* - p_{b_r}(b_t)^* = \alpha_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t}b_t + \tau_b(b_t) \right) > 0 \quad (4.26)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

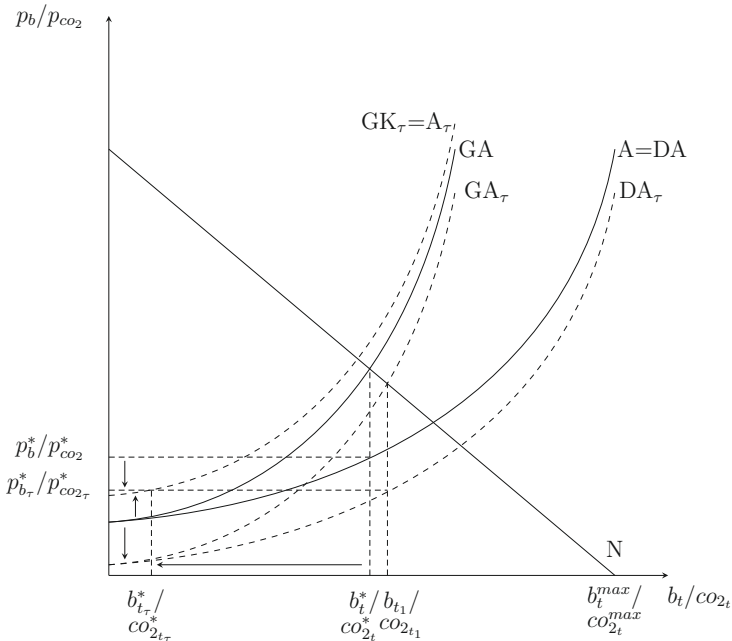
$$\Delta p_{co_{2r}}(co_{2t}) = p_{co_2}(co_{2t})^* - p_{co_{2r}}(co_{2t})^* = \alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}}co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) > 0. \quad (4.27)$$

<sup>20</sup> Die ausführliche Herleitung erfolgt im Anhang A.2.

Es ist ersichtlich, dass die Preise für die beiden Ökosystemleistungen um den Anteil der Grenztransaktionskosten der den Nutznießern zufällt geringer sind, als die des Referenzmodells (s. Gleichungen 4.24 und 4.25).

Werden nicht die Grenzkosten der Leistungserbringer berücksichtigt, so sinkt der Preis auf  $p_{b_{\tau}}(b_t)^*$  bzw.  $p_{CO_2_{\tau}}(CO_{2t})^*$  und es kommt zu einer Ausweitung der nachgefragten Mengen beider Ökosystemleistungen auf  $b_{t_1}$  bzw.  $CO_{2t_1}$  (s. Abb. 4.6).

Abbildung 4.6: Angebot und Nachfrage für Biodiversität bzw. CO<sub>2</sub>-Speicherung II



Quelle: Eigene Darstellung.

Da Payments for Environmental Services jedoch auf dem Nutznießer-Prinzip des Coase-Theorems basieren und die Teilnahme an diesen laut Definition (s. Abschnitt 3.1.2) freiwillig ist, sind auch die Grenzkosten der Leistungserbringer zu berücksichtigen. Die Verhandlungsmacht der Leistungserbringer wird aufgrund des Nutznießer-Prinzips auch dadurch verstärkt, da sie eine Alternative zur Bereitstellung der Öko-

systemleistungen haben und zwar die Produktion des marktfähigen Gutes. Für welche Aufteilung der Produktionen sich die Leistungserbringer entscheiden, ist wiederum von den jeweiligen Gewinnen der jeweiligen Güter und Leistungen abhängig (s. Abschnitt 4.4.1).

Die Angebotsfunktion, die aufgrund der polypolistischen Struktur auf der Seite der Leistungserbringer den Grenzkosten entspricht, wird aus deren Gewinnmaximierungskalkül abgeleitet. Dieses lautet unter Berücksichtigung der Transaktionskosten:

$$\text{max.}! \pi_t = p_y y_t + p_{b_\tau}^* b_t + p_{co_2_\tau}^* co_{2t} - C(y_t) - C(b_t, co_{2t}) \quad (4.28)$$

$$- \beta_b \tau_b(b_t) b_t - \beta_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t}) co_{2t}$$

u. d. NB.:  $b_t - b_0 \geq 0$ , dann  $p_b > 0$ , sonst  $p_b = 0$  und

$$co_{2t} - co_{20} \geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.$$

Durch Differenzierung der Gewinnfunktion nach der jeweiligen Ökosystemleistung lauten die Angebotsfunktionen für

- Biodiversität:

$$p_{b_\tau}(b_t)^* = \frac{\partial C}{\partial b_t} + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \quad (4.29)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$p_{co_2_\tau}(co_{2t})^* = \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right). \quad (4.30)$$

Im Vergleich zu den Grenzkosten des Referenzmodells steigen diese um den Anteil der Grenztransaktionskosten an, den die Leistungserbringer zu tragen haben. Die Grenzkostenkurve verschiebt sich nach oben (s. Abb. 4.6). Durch die Transaktionskosten kommt es somit zu einem Auseinanderfallen der Grenzkosten der Leistungserbringer und der durchschnittlichen Ausgaben der Nutznießer, wodurch sich die Verhandlungsmacht der Leistungserbringer trotz der monopsonistischen Struktur der Payments for Environmental Services verdeutlichen lässt.

Zwei Effekte lassen sich bei der Berücksichtigung von Transaktionskosten aufzeigen. Zum einen kommt es, wie oben schon angesprochen, bei den Nutznießern zu

einer Reduzierung der Durchschnitts- und Grenzausgaben und damit, durch deren Preissetzungsmacht, zu einer Senkung des Preises auf  $p_{b_\tau}(b_t)^*$  bzw.  $p_{co_2\tau}(co_{2t})^*$ . Dies hat einen Anstieg der nachgefragten Menge auf  $b_{t_1}$  bzw.  $co_{2t_1}$  zur Folge. Zum anderen steigen aber die Grenzkosten auf  $GK_\tau$  und damit die Angebotsfunktion auf  $A_\tau$ , was bei dem vorgegebenen Preis durch die Nutznießer zu einer Reduzierung der angebotenen Menge auf  $b_{t_\tau}^*$  bzw.  $co_{2t_\tau}^*$  führt (s. Abb. 4.6). Da die Leistungserbringer Preisnehmer sind, entsprechen der von den Nutznießern bestimmte Preis den Grenzkosten der Leistungserbringer. Hieraus lassen sich nun erneut die gleichgewichtigen Mengen von Biodiversität und gespeichertem Kohlenstoffdioxid bestimmen. Diese lauten für

- Biodiversität:

$$b_{t_\tau}^* = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - \tau_b(b_t)}{\partial p_b / \partial b_t + \partial \tau_b / \partial b_t} \quad (4.31)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$co_{2t_\tau}^* = \frac{\partial U / \partial co_{2t} - \partial C / \partial co_{2t} - \tau_{co_2}(co_{2t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t} + \partial \tau_{co_2} / \partial co_{2t}}. \quad (4.32)$$

Im Vergleich dieser mit dem Referenzmodell wird deutlich, dass das Schutzniveau der biologischen Vielfalt sowie die gespeicherte Menge an Kohlenstoffdioxid aufgrund der Einbeziehung von Transaktionskosten auf  $b_{t_\tau}^*$  bzw.  $co_{2t_\tau}^*$  zurückgeht (s. Abb. 4.6). Dies wird auch anhand der Differenzen der Mengen für die jeweilige Ökosystemleistung deutlich. Diese lauten für

- Biodiversität:

$$\Delta b_t = b_t^* - b_{t_\tau}^* = \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) + \tau_b(b_t) \frac{\partial p_b}{\partial b_t} > 0 \quad (4.33)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\Delta co_{2t} = co_{2t}^* - co_{2t_\tau}^* = \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) + \tau_{co_2}(co_{2t}) \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} > 0. \quad (4.34)$$

Wird die Annahme getroffen, dass die Grenzkosten der Leistungserbringer den gesellschaftlichen Grenznutzen nicht übersteigen, so sind die beiden Differenzen der gleichgewichtigen Menge von Biodiversität und gespeichertem Kohlenstoffdioxid von Referenzmodell und Alternativmodell I größer Null (s. Gleichungen 4.21 und 4.22). Die gleichgewichtige Menge in einer Situation ohne Transaktionskosten ist somit im Vergleich zu einer Situation mit Transaktionskosten größer. Aufgrund der Transaktionskosten und der dadurch geringeren Preise für beide Ökosystemleistungen sowie den höheren Grenzkosten der Leistungserbringer sinkt das gleichgewichtige Schutzniveau.

Beim Übergang von einer transaktionskostenfreien Welt in eine Welt mit Transaktionskosten kommt es neben den beschriebenen Effekten innerhalb der Payments for Environmental Services noch zu einem weiteren nicht zu vernachlässigenden Effekt. Aufgrund des Auseinanderfallens der Grenzkostenkurve  $GK_\tau$  und Durchschnittsausgabenkurve  $DA_\tau$  kommt es zur Abweichung der nachgefragten Menge  $b_{t_1}$  bzw.  $co_{2t_1}$  und der tatsächlich innerhalb der PES-Programme umgesetzten Mengen der beiden Ökosystemleistungen  $b_{t_\tau}^*$  bzw.  $co_{2t_\tau}^*$  (s. Abb. 4.7).

Das Ausmaß dieses Nachfrageüberschusses lässt sich durch die Differenzen der beiden Mengen bestimmen und lautet für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta b_t = b_{t_1} - b_{t_\tau}^* &= \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \left[ \frac{\partial U}{\partial b_t} \beta_b - \left( p_{b_\tau} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] \\ &+ \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \left[ \tau_b \beta_b - \left( p_{b_\tau} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] > 0 \end{aligned} \quad (4.35)$$

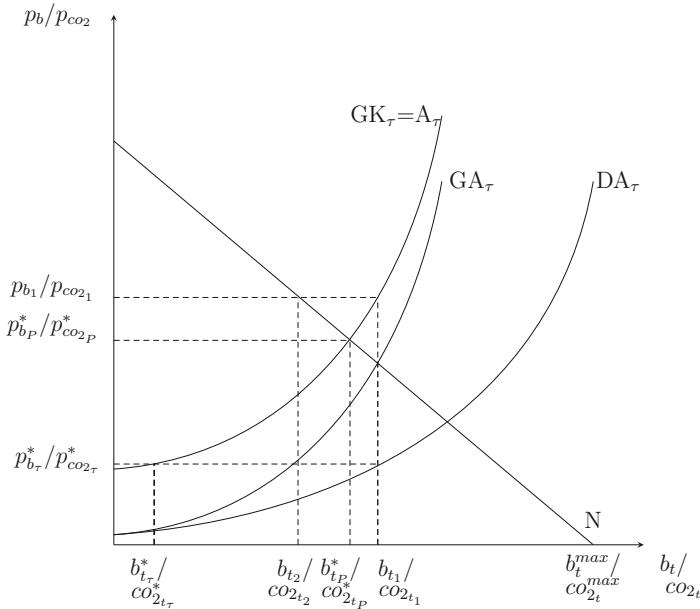
- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta co_{2t} = co_{2t_1} - co_{2t_\tau}^* &= \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left[ \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \beta_{co_2} - \left( p_{co_{2\tau}} - \alpha_{co_2} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] \\ &+ \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left[ \tau_{co_2} \beta_{co_2} - \left( p_{co_{2\tau}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] > 0. \end{aligned} \quad (4.36)$$

Es ist zu erkennen, dass das Ausmaß des Nachfrageüberschusses vor allem von der Höhe der Transaktionskosten, den Grenzkosten der Leistungserbringer, dem gesell-

schaftlichen Grenznutzen sowie dem Preis für die jeweilige Ökosystemleistung bestimmt wird (s. Gleichungen 4.23 und 4.24). Je mehr Transaktionskosten mit einem PES-Programm verbunden sind, desto stärker sinken die verfügbaren finanziellen Mittel für die eigentlichen Zahlungen zum Schutz der jeweiligen Ökosystemleistung und desto mehr steigen die Grenzkosten der Leistungserbringer. Der Abstand zwischen Durchschnittsausgaben der Nutznießer und Grenzkosten der Leistungserbringer wird dadurch immer größer. Daher besteht die Gefahr, dass es zu keinem Angebot an Biodiversität bzw. Speicherung von Kohlenstoffdioxid bei monopsonistischer Preisbildung kommt, wenn die Grenzkosten den Preis für die jeweilige Ökosystemleistung übersteigen.

Abbildung 4.7: Nachfrageüberschuss I



Quelle: Eigene Darstellung.



Um dieser Gefahr entgegen zu wirken ist es notwendig, von der monopsonistischen Preisbildung abzuweichen. Zwei Möglichkeiten sollen kurz aufgezeigt werden.

**1. Preis so setzen, dass nachgefragte Menge erreicht wird:** Besteht der Wunsch bei den Initiatoren der PES-Programme die unter der monopsonistischen Preisbildung nachgefragten Mengen  $b_{t_1}$  bzw.  $co_{2,t_1}$  angeboten zu bekommen, so müssten sie ihren Preis auf  $p_b(b_{t_1})_1$  bzw.  $p_{co_2}(co_{2,t_1})_1$  anheben (s. Abb. 4.7). Dies hätte jedoch zur Folge, dass es zu einem Angebotsüberschuss kommt, da die tatsächlich nachgefragte Menge bei diesem Preis  $b_{t_2}$  bzw.  $co_{2,t_2}$  entspricht. Der gesellschaftliche Nettogrenznutzen würde aufgrund des zu hohen Preises negativ sein und es käme zu Wohlfahrtsverlusten auf Kosten der Gesellschaft und zu Gunsten der Leistungserbringer. Der Schutz der biologischen Vielfalt und Aufbau von CO<sub>2</sub>-Speichern durch die Etablierung von Payments for Environmental Services wäre somit ineffizient gegenüber anderen Schutzinstrumenten.

**2. Wettbewerbspreis setzen:** Eine weitere Möglichkeit, ein höheres Niveau an Biodiversität oder von CO<sub>2</sub>-Senken als bei der monopsonistischen Preissetzung zu erreichen, ist die polypolistische Preissetzung. Bei dieser entsprechen die gesellschaftlichen Grenznutzen der jeweiligen Ökosystemleistungen den Grenzkosten der Leistungserbringer für deren Bereitstellung. Der Preis für Biodiversität und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid würde somit bei  $p_b(b_t)_P$  bzw.  $p_{co_2}(co_{2,t})_P$  festgelegt werden und die gleichgewichtige Menge würde sich bei  $b_{t_P}$  bzw.  $co_{2,t_P}$  einstellen. Durch diese Form der Preissetzung käme es zwar zu einem Anstieg der Preise. Dieser wäre jedoch mit einem höheren Schutzniveau der biologischen Vielfalt und der gespeicherten Menge an CO<sub>2</sub> verbunden als bei der monopsonistischen Preisbildung (s. Abb. 4.7). Aber auch bei der polypolistischen Preissetzung würde es im Vergleich zum Referenzmodell zu einem mengenmäßigen Rückgang des Schutzniveaus und der gespeicherten Menge CO<sub>2</sub> kommen.

Es wird ersichtlich, dass trotz einer monopsonistischen Struktur auf der Seite der Nutznießer/Nachfrager bei Payments for Environmental Services nicht zwangsläufig eine monopsonistische Preisbildung durchgeführt werden kann, wenn möglichst hohe Schutzniveaus erreicht werden sollen. Der Grund ist darin zu sehen, dass Payments for Environmental Services auf dem Nutznießer-Prinzip des Coase-Theorems basieren. Die Entscheidung über die Beteiligung und damit die Durchführung von Schutzmaßnahmen liegt somit bei den Leistungserbringern. Da diese ihre Entschei-

dung an den Gewinnen, welche mit den PES-Programmen verbunden sind, ausrichten, müssen bei der Preissetzung auch deren Kosten für die Durchführung der Schutzmaßnahmen berücksichtigt werden (s. Abschnitt 3.2.2).

Es ist aber zu beachten, dass die künstliche Beibehaltung der monopsonistischen Struktur auf Seiten der Nutznießer, trotz polypolistischer Preisbildung, sinnvoll sein kann. Dies ist mit der hohen Gefahr des Trittbrettfahrerverhaltens aufgrund der globalen Effekte, und damit einer hohen Anzahl an Nutznießern, welche von dem Schutz von Biodiversität und der Speicherung von CO<sub>2</sub> profitieren, zu begründen (vgl. Petersen und Müller (1999), S. 64). Wie schon im Abschnitt 4.4.1 angesprochen, ist auch hier wieder eine Abwägung der Gefahr des Trittbrettfahrerverhaltens und dessen Konsequenzen, mit den Problemen des künstlich geschaffenen Monopsons notwendig.

### c) Effekte auf die Nachfrage der Produktionsfaktoren

Bisher wurden nur die Auswirkungen der Transaktionskosten auf den beiden Umweltmärkten betrachtet. Im Folgenden soll, wie im Referenzmodell, die Analyse hinsichtlich der Produktionsweise der Leistungserbringer erfolgen. Die Nachfrageänderung bei den beiden Produktionsfaktoren weist wieder auf einen Wechsel bei der Produktionsweise des marktfähigen Gutes  $y_t$  hin, welche mit einer Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen verbunden ist. Die Nachfrage nach ökonomisch genutztem Boden  $a_t^w$  und Kapital  $k_t$ , für die Produktion des marktfähigen Gutes  $y_t$ , wird erneut aus dem folgenden Optimierungsproblem abgeleitet<sup>21</sup>:

$$\begin{aligned}
 \max.!\ \pi_{it} &= p_y y_t + p_{b_r}^* b_t + p_{co_2_r}^* co_2 - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) (p_k k_t + p_{a^w} a_t^w) & (4.37) \\
 & - \beta_b \tau_b(b_t) b_t - \beta_{co_2} \tau_{co_2}(co_2) co_2 \\
 \text{u. d. NB. : } & y_t = y(a_t^w, k_t), \\
 & \left. \begin{array}{l} b_t \\ co_{2_t} \end{array} \right\} = f(b_{t-1}, a_t^{nat}, k_t), \text{ wobei } a^{nat} = a_t - a_t^w, \\
 & b_t - b_0 \geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und} \\
 & co_{2_t} - co_{2_0} \geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.
 \end{aligned}$$

---

<sup>21</sup> Eine ausführliche Herleitung der Ergebnisse erfolgt im Anhang A.2.

Neben den Kosten für die Beschaffung der Produktionsfaktoren und der Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen fallen auch Transaktionskosten für die Teilnahme an den beiden PES-Programmen an. Ansonsten entspricht das Optimierungsproblem dem der Herleitung der Produktionsfaktoren aus Abschnitt 4.4.1. Die Nachfrage der Produktionsfaktoren lautet unter Berücksichtigung der Transaktionskosten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$p_{a^w}^* = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( p_{b_\tau}^* - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( p_{co_{2\tau}}^* - \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right] \quad (4.38)$$

- und Kapital:

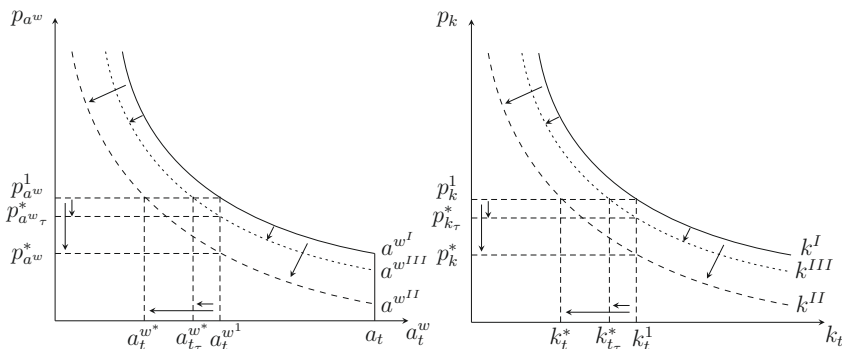
$$p_{k_\tau}^* = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_\tau}^* - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( p_{co_{2\tau}}^* - \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right]. \quad (4.39)$$

Wie im Referenzmodell ist die Nachfrage nach den beiden Produktionsfaktoren wieder negativ von ihrem Preis  $p_{a^w}$  bzw.  $p_k$  abhängig. Die gewinnoptimale Nachfrage der Produktionsfaktoren ist erreicht, wenn der Preis des jeweiligen Inputfaktors für die Produktion des marktfähigen Gutes seiner nominalen Grenzproduktivität entspricht (s. Abb. 4.8).

Aufgrund der Transaktionskosten kommt es aber zu einer Abschwächung des Rückgangs der Nachfrage nach den beiden Produktionsfaktoren, welcher sich durch die Etablierung der Payments for Environmental Services einstellt (s. Abb. 4.8). Die Nachfragekurve verschiebt sich nicht wie im Referenzmodell von  $a_t^{w^1}$  auf  $a_t^{w^*}$  bzw.  $k_t^1$  auf  $k_t^*$ , sondern nur nach  $a_{t_\tau}^{w^*}$  bzw.  $k_{t_\tau}^*$ . Die Ursache ist die geringere Reduzierung der Grenzproduktivitäten der beiden Produktionsfaktoren innerhalb der Produktion des marktfähigen Gutes, wodurch sich die Nachfragekurven nur von  $a^{w^I}$  zu  $a^{w^{III}}$  bzw.  $k^I$  zu  $k^{III}$  verschieben (s. Abb. 4.8). Dieser abschwächende Effekt auf die Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren durch die Transaktionskosten der

PES-Programme kann in zwei Effekte aufgespalten werden. Zum einen kommt es zu einem indirekten Effekt der Transaktionskosten, welche von den Nutznießern zu tragen sind, über die Höhe der Preise für die beiden Ökosystemleistungen. Da diese im Vergleich zum Referenzmodell geringer sind, ist die reduzierende Wirkung der Payments for Environmental Services auf die Grenzproduktivität der Inputfaktoren für die Produktion des marktfähigen Gutes geringer (s. Gleichungen 4.24 und 4.25). Zum anderen wirkt der Anteil der Grenztransaktionskosten, den die Leistungserbringer zu tragen haben, positiv auf die Grenzproduktivität der Produktionsfaktoren. Das heißt, sie wirken dem reduzierenden Effekt der Preise auf die Grenzproduktivität der Produktionsfaktoren in der Produktion von  $y_t$  entgegen. Das genaue

Abbildung 4.8: Nachfrage nach Boden und Kapital II



Quelle: Eigene Darstellung.

Ausmaß der Nachfrageänderung der Produktionsfaktoren lässt sich durch die Differenzen der Nachfragefunktion mit denen des Referenzmodells bestimmen. Diese lauten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\Delta p_{a^w} = p_{a^w}^* - p_{a^w}^{w} = - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( (p_b^* - p_b^w) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \quad (4.40)$$

$$\left. + \frac{\partial c_{co_2}}{\partial a_t^w} \left( (p_{co_2}^* - p_{co_2}^w) + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_2} co_2 + \tau_{co_2}(co_2) \right) \right) \right] < 0$$

- und Kapital:

$$\Delta p_{k_r} = p_k^* - p_{k_r}^* = - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( (p_b^* - p_{b_r}^*) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) + \frac{\partial c_{CO_2}}{\partial k_t} \left( (p_{CO_2}^* - p_{CO_2_r}^*) + \beta_{CO_2} \left( \frac{\partial \tau_{CO_2}}{\partial CO_2} CO_2 + \tau_{CO_2}(CO_2) \right) \right) \right] < 0. \quad (4.41)$$

Da die Zahlungen für die beiden Ökosystemleistungen bei der Berücksichtigung der Transaktionskosten geringer sind als im Referenzmodell  $p_b > p_{b_r}$  bzw.  $p_{CO_2} > p_{CO_2_r}$ , sind die Differenzen der Nachfragefunktionen negativ. Der Änderung der Produktionsweise des marktfähigen Gutes erfolgt aufgrund der Transaktionskosten nicht in dem Ausmaß, wie dies im Referenzmodell erfolgte. Dieser Effekt ist umso stärker, je höher die Transaktionskosten eines PES-Programmes sind, da, wie oben beschrieben, entweder ein indirekter Effekt über die Preise für Biodiversität oder die Speicherung von  $CO_2$  eintritt. Hier wirkt der Anteil der Transaktionskosten, den die Nutznießer zu tragen haben. Und es kommt zu einem direkten Effekt über den Anteil der Transaktionskosten, der von den Leistungserbringern zu tragen ist.

Aufgrund des geringeren Preises für den Schutz biologischer Vielfalt bzw. der Speicherung von Kohlenstoffdioxid und den zusätzlichen Kosten für die Teilnahme an den PES-Programmen verringert sich der Gewinn für die beiden Ökosystemleistungen. Dies führt dazu, dass sich auch die Anreize für eine Änderung der Produktionsweise, z. B. die in Abschnitt 4.4.1 angesprochene Integration der Ansätze der ökologischen Land- und Forstwirtschaft in die industrielle Form der Produktion, dieser marktfähigen Güter verringern. Durch den geringeren Rückgang der Nachfrage der Produktionsfaktoren im Vergleich zum Referenzmodell bestätigen sich die weiter oben beschriebenen Wirkungen auf den Umweltmärkten. So kann durch eine geringere Veränderung der Produktionsprozesse in Form der Nachfrageänderung das geringere Angebot der beiden Ökosystemleistungen erklärt werden.

Ob der Einsatz von ökonomisch genutztem Boden oder Kapital stärker zurückgeführt wird, hängt, wie im Abschnitt 4.4.1 beschrieben, von den Grenzproduktivitäten der jeweiligen Produktionsfaktoren in den einzelnen Produktionsprozessen ab. Je stärker ökonomisch genutzter Boden zu einer Schädigung der beiden Ökosystemleistungen führt, im Vergleich zum Einsatz von Kapital, desto höher wird der Nachfragerückgang dieses Produktionsfaktors gegenüber dem anderen sein (s. Abschnitt 4.4.1).

**d) Zwischenfazit**

Als zusammenfassendes Resultat lässt sich festhalten, dass es durch den Übergang von einer Betrachtung transaktionskostenfreier Payments for Environmental Services zu PES-Programmen mit Transaktionskosten zu einer Abschwächung der im Abschnitt 4.4.1 dargestellten Ergebnisse kommt.

Aufgrund der Transaktionskosten stehen für die eigentlichen Zahlungen weniger finanzielle Mittel zur Verfügung, was sich in einem geringeren Preis für die beiden Ökosystemleistungen niederschlägt. Zwei Effekte lassen sich daher auf den Umweltmärkten feststellen. Zum einen kommt es bei monopsonistischer Preisbildung aufgrund des geringeren Preises zu einer Ausweitung der Nachfrage nach Biodiversität bzw. gespeichertem CO<sub>2</sub>. Zum anderen führt der Anstieg der Grenzkosten für die Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen zu einer Reduzierung der angebotenen und tatsächlichen Schutzbemühungen oder gar einem vollständigen Unterlassen. Aufgrund der Abweichung der Grenzkosten von den Durchschnittsausgaben für den Schutz von Biodiversität und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid bei monopsonistischer Preissetzung stimmen die angebotenen und die nachgefragten Mengen nicht mehr überein. Dadurch kommt es zu einem Nachfrageüberschuss. Um diesen zu verhindern, wäre es notwendig seitens der Nutznießer, die Grenzkosten der Leistungserbringer in die Preissetzung mit einzubeziehen und einen höheren Preis als den Monopsonpreis zu setzen. Somit könnte der Nachfrageüberschuss abgebaut und die Effizienz der Payments for Environmental Services erhöht werden.

Die Wirkungen des Angebotsrückgangs bei den beiden Ökosystemleistungen werden durch die Analyse der Veränderung des Produktionsprozesses bestätigt. Aufgrund der Transaktionskosten und des damit geringeren Preises für Biodiversität und Speicherung von Kohlenstoffdioxid wird mehr von ökonomisch genutztem Boden und Kapital durch die Leistungserbringer nachgefragt als im Referenzmodell. Dies weist darauf hin, dass die Gewinne durch den Verzicht auf einen Teil der Produktion des marktfähigen Gutes zu Gunsten der beiden Ökosystemleistungen geringer sind als im Referenzmodell. Ein einkommens- bzw. gewinnmaximierender Leistungserbringer hat somit einen geringeren Anreiz zur Produktionsumstellung.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass durch zu hohe Transaktionskosten die Gefahr der Ineffizienz und Ineffektivität von Payments for Environmental Services besteht. Sogar ein vollständiges Unterlassen der Schutzbemühungen bzw. Teilnah-

me an PES-Programmen wäre denkbar (vgl. Endres (2000), S. 48 und Hackl et al. (2007), S. 300). Aus diesem Grund sollten Bemühungen unternommen werden, die mit den Payments for Environmental Services verbundenen Transaktionskosten zu senken, um somit deren Effizienz und Effektivität sicher zu stellen.

### **4.4.3 Alternativmodell II – Gebündelte PES-Programme mit Transaktionskosten**

Im vorherigen Teilabschnitt wurden die negativen Wirkungen der Transaktionskosten bzgl. des Schutzniveaus von Biodiversität und des gespeicherten Kohlenstoffdioxids aufgezeigt. Diese können dazu führen, dass andere umweltpolitische Instrumente für den Schutz der beiden Ökosystemleistungen besser geeignet sind.

Eine Möglichkeit der Reduzierung von Transaktionskosten wird in der Bündelung von verschiedenen PES-Programmen gesehen.<sup>22</sup> Dieses wird vor allem damit begründet, dass viele Ökosystemleistungen Kuppelprodukte sind und innerhalb eines Produktionsprozesses bereitgestellt werden können (vgl. Farley und Costanza (2010), S. 2061). Es ist somit möglich, dass es bei der Zusammenlegung von PES-Programmen, vor allem bei der Erarbeitung von Zielvorgaben (Referenzsystemen) und der Erstellung von Monitoringplänen, aufgrund der gemeinsamen Nutzung des dafür benötigten Wissens zu Einsparungen von Ressourcen kommen kann (vgl. Baumert et al. (2000), S. 5 und Cacho et al. (2005), S. 610).

Im folgenden Abschnitt wird das Potential einer Bündelung von Payments for Environmental Services zur Senkung der Transaktionskosten näher analysiert und dargestellt. Zwei Fragen soll in diesem Zusammenhang nachgegangen werden. Welche Wirkungen sind mit einer Bündelung innerhalb des bisherigen Modellrahmens auf den Umweltmärkten und bzgl. der Nachfrage der Produktionsfaktoren zu erwarten? Und was sind die Voraussetzungen, dass es zu einer Senkung der Transaktionskosten aufgrund der Bündelung kommt?

---

<sup>22</sup> Eine ausführliche Beschreibung der Bündelung von Payments for Environmental Services wurde im Abschnitt 4.3 vorgenommen.

### a) Analytischer Rahmen

Bevor die Analyse der Auswirkungen einer Bündelung auf den Umweltmärkten und die Nachfrage der Produktionsfaktoren für das marktfähige Gut erfolgt, sollen die Änderungen des Analyserahmens dargestellt werden. Der analytische Rahmen basiert auf denen des im Abschnitt 4.4.1 beschriebenen Referenzmodells und des in Abschnitt 4.4.2 beschriebenen Alternativmodells I. Dieser muss jedoch an die Änderungen bzgl. der Bündelung der beiden PES-Programme angepasst werden.

Durch die Zusammenlegung der beiden PES-Programme bestehen im Folgenden nicht mehr zwei separate Schutzprogramme, sondern der Schutz beider Ökosystemleistungen ist das Ziel eines PES-Programms. Dieses verfügt über ein gemeinsames Budget, welches zum Schutz von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid eingesetzt wird. Es setzt sich zusammen aus dem Budget des PES-Programms für den Schutz biologischer Vielfalt  $B_{b_i}$  und dem für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid  $B_{co_2}$ . Daher stehen die finanziellen Mittel für die einzelnen Schutzziele, wie bisher auch, im Vorhinein fest. Die Zahlungen erfolgen auch nicht durch eine Einheitszahlung für beide Ökosystemleistungen, sondern durch separate Zahlungen. Aufgrund des gleichen institutionellen Rahmens, welcher durch die Bündelung geschaffen wird (vgl. Deal et al. (2012), S. 72), kommt es zu einer Änderung der Transaktionskostenfunktion. Durch die gemeinsame Nutzung des Know-Hows, z. B. bei den Verhandlungen, der Etablierung von Baselines, des Monitorings usw., entstehen die Transaktionskosten für den Schutz beider Ökosystemleistungen als Gemeinkosten des PES-Programms. Die Höhe der Stücktransaktionskosten ist somit nicht mehr nur von dem Niveau von Biodiversität oder der Menge des gespeicherten Kohlenstoffdioxids abhängig, sondern von beiden Ökosystemleistungen. Um eine möglichst genaue Kostenzurechnung zu der jeweiligen Ökosystemleistung zu ermöglichen ist es notwendig, die Transaktionskosten auf die beiden Ökosystemleistungen aufzuschlüsseln. Der Schutz von Biodiversität soll einen Anteil der Transaktionskosten in Höhe von  $v$  und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid von  $1 - v$  tragen. Es gilt somit für die Transaktionskostenfunktion:

$$T = \tau(b_i, co_2)(vb_i + (1 - v)co_2). \quad (4.42)$$

Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die Transaktionskosten sowohl von den Nutznießern als auch den Leistungserbringern getragen werden. Der Anteil der Nutz-



nießer wird wie bisher durch  $\alpha_b$  für den Schutz von Biodiversität und  $\alpha_{co_2}$  für die Speicherung von  $CO_2$  dargestellt. Für die Leistungserbringer fallen Transaktionskosten in Höhe von  $\beta_b$  für den Schutz biologischer Vielfalt und bei der Speicherung von Kohlenstoffdioxid  $\beta_{co_2}$  an. Somit kann die Transaktionskostenfunktion geschrieben werden als:

$$T = \tau(b_t, co_{2t})(\alpha_b v b_t + \alpha_{co_2} v co_{2t} + \beta_b (1 - v) b_t + \beta_{co_2} (1 - v) co_{2t}). \quad (4.43)$$

Hierbei gilt erneut, dass  $\alpha_b + \beta_b = 1$  und  $\alpha_{co_2} + \beta_{co_2} = 1$ .

Im Folgenden wird analysiert, welche Wirkungen von der Zusammenlegung der beiden PES-Programme auf die Preise und die Schutzniveaus der beiden Ökosystemleistungen sowie die Produktionsweise des marktfähigen Gutes ausgehen.

## b) Effekte auf den Umweltmärkten

Durch die Bündelung der beiden PES-Programme können die separaten Budgetfunktionen der Nutznießer zu einer zusammengefasst werden:

$$B_g = p_b(b_t) b_t + p_{co_2}(co_{2t}) co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t})(\alpha_b v b_t + \alpha_{co_2} (1 - v) co_{2t}). \quad (4.44)$$

Im Unterschied zum Referenzmodell stehen die gesamten finanziellen Mittel, wie schon im Alternativmodell I, nicht nur für die Zahlungen der Ökosystemleistungen zur Verfügung, sondern müssen auch die Transaktionskosten des PES-Programms decken. Diese sind jedoch im Gegensatz zum Alternativmodell I nicht der einzelnen Ökosystemleistung zurechenbar, sondern stellen Gemeinkosten des PES-Programms dar. Wie oben beschrieben erfolgt daher eine Aufschlüsselung auf den Schutz von Biodiversität und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid.

Es soll angenommen werden, dass gilt  $p_b(b_t) > p_b(b_t)_g b_t > p_b(b_t)_\tau b_t$  bzw.  $p_{co_2}(co_{2t}) co_{2t} > p_{co_2}(co_{2t})_g co_{2t} > p_{co_2}(co_{2t})_\tau co_{2t}$ . Somit liegen die Durchschnitts- und Grenzausgaben für die Zahlungen auch zwischen denen des Referenz- und Alternativmodells I (s. Abb. 4.9). Es wird auch in diesem Modellrahmen die Annahme getroffen, dass die Höhe der Gesamtbudgets, d. h. die gesamten verfügbaren finanziellen Mittel, denen des Referenzmodells und des Alternativmodells I, entsprechen.

Auch nach der Zusammenlegung beider PES-Programme besteht auf der Seite der Nutznießer weiterhin eine künstliche Monopsonstruktur, welche zu deren Preissetzungsmacht führt. Die Entscheidungskalküle lassen sich für beide Ökosystemleistungen nach der Veränderung der Transaktionskostenfunktion wie folgt schreiben für

- Biodiversität:

$$\max_t! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_b(b_t)b_t - v\alpha_b\tau(b_t, co_{2t})b_t \quad (4.45)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\max_t! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_{co_2}(co_{2t})co_{2t} - (1-v)\alpha_{co_2}\tau(b_t, co_{2t})co_{2t}. \quad (4.46)$$

Durch Differenzierung beider Nettonutzenfunktionen lassen sich die Preise für beide Ökosystemleistungen bestimmen<sup>23</sup>. Die Preise lauten für

- Biodiversität:

$$p_{b_g}(b_t)^* = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t}b_t - v\alpha_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t}b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \quad (4.47)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$p_{co_{2g}}(co_{2t})^* = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}}co_{2t} - (1-v)\alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}}co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right). \quad (4.48)$$

Die Zahlungen entsprechen erneut den Nettogrenznutzen für den Schutz biologischer Vielfalt bzw. der Speicherung von Kohlenstoffdioxid. Einen positiven Einfluss auf die Höhe der Preise haben die Grenznutzen. Negativ wirken hingegen die Grenzzahlungen sowie die Grenztransaktionskosten des PES-Programms. Dass eine möglichst genaue Aufschlüsselung der Transaktionskosten erfolgen sollte, wird daran ersichtlich, dass es bei einer zu hohen Zurechnung der Transaktionskosten zu einer Senkung des Preises für Biodiversität und einer Erhöhung des Preises für die Speicherung von

---

<sup>23</sup>Die ausführliche Herleitung erfolgt im Anhang A.3.

CO<sub>2</sub> kommen würde. Dieser Effekt kann sich natürlich auch umgekehrt einstellen. Dies hätte allokativen Verzerrungen zwischen den beiden Ökosystemleistungen zur Folge und somit eine Ineffizienz des PES-Programms.

Um die Wirkung durch die Bündelung beider PES-Programme auf die Höhe der Preise im Vergleich zu den beiden vorherigen Modellen aufzuzeigen, werden die Differenzen zu den Preisen des Referenzmodells gebildet. Da die Differenzen zum Referenzmodell den Grenztransaktionskosten entsprechen und somit größer Null sind, werden die Nutznießer die Preise für eine Einheit der jeweiligen Ökosystemleistung gegenüber dem Referenzmodell verringern (s. Gleichungen 4.49 und 4.50). Die Differenzen lauten für

- Biodiversität:

$$\Delta p_{b_g}(b_t) = p_b(b_t)^* - p_{b_g}(b_t)^* = v\alpha_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) > 0 \quad (4.49)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta p_{co_{2g}}(co_{2t}) &= p_{co_2}(co_{2t})^* - p_{co_{2g}}(co_{2t})^* \\ &= (1 - v)\alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) > 0. \end{aligned} \quad (4.50)$$

Dass es zu keiner vollständigen Rückkehr zu den Ergebnissen transaktionskostenfreier PES-Programme kommt, war zu erwarten, da trotz der Bündelung immer noch Transaktionskosten anfallen. Von Interesse ist jedoch, ob und wann es zu einer Reduzierung der negativen Wirkungen kommt. Ob die Verringerung der Preise für die beiden Ökosystemleistungen gegenüber dem Referenzmodell bei separaten oder gebündelten PES- Programmen stärker ausfällt, kann mit Hilfe der Differenz der beiden ersten Differenzen gegenüber dem Referenzmodell analysiert werden. Diese zweiten Differenzen lauten für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_b(b_t) &= \Delta p_{b_r}(b_t) - \Delta p_{b_g}(b_t) \\ &= \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) - v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \leq 0 \end{aligned} \quad (4.51)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_{co_2}(co_{2t}) &= \Delta p_{co_{2r}}(co_{2t}) - \Delta p_{co_{2g}}(co_{2t}) & (4.52) \\ &= \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) - (1-v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \leq 0. \end{aligned}$$

Die Zusammenlegung der beiden separaten PES-Programme führt nur zu einer geringeren Reduzierung der Preise, wenn die Bündelung eine Verringerung der Transaktionskosten, im Vergleich zu der Situation mit separaten PES-Programmen, zur Folge hat. Es müssen somit *economies of scope* bzgl. der Transaktionskosten vorliegen. Die Transaktionskosten eines gebündelten PES- Programms müssen somit geringer sein als die Summe der Transaktionskosten der beiden separaten PES-Programme. Es muss somit gelten:

$$T < T_b + T_{co_2} \text{ bzw. } \tau < \tau_b + \tau_{co_2}. \quad (4.53)$$

Die Ursache für eine Verringerung der gesamten Transaktionskosten kann auf die Realisierung von *economies of scope* bzw. *Verbundeffekte* zurückgeführt werden (vgl. Panzar und Willig (1981), S. 268 und Herdzina (1999), S. 42 und Mettepenningen et al. (2011), S. 643). Von diesen wird gesprochen, wenn es durch die simultane Produktion mehrerer Güter innerhalb eines Unternehmens zu Kosteneinsparungen kommt (vgl. Baumol et al. (1982), S. 71 ff. und Featherstone und Moss (1994), S. 656).

Ursachen für das Auftreten von *economies of scope* ist die gemeinsame Nutzung eines oder mehrerer Produktionsfaktoren für die Herstellung von zwei oder mehreren Gütern bzw. Leistungen (vgl. Panzar und Willig (1981), S. 71 und Callan und Thomas (2001), S. 553). Diese stellen innerhalb der Produktion quasi-öffentliche Güter dar, da bis zu einem gewissen Grad weder der Ausschluss aus der Nutzung noch eine Konkurrenz während der Nutzung um diese Produktionsfaktoren besteht (vgl. Panzar und Willig (1981), S.268).

Eine notwendige Bedingung für das Auftreten von *economies of scope* sind somit Synergieeffekte auf der produktionstechnischen und/oder organisatorischen Ebene, welche zu einer schwachen Subadditivität der Kostenfunktion führen (vgl. Fleming et al. (2010), S. 5 f. und Panzar und Willig (1981), S. 268). Subadditivität wird de-



eine Ausweitung der nachgefragten Menge auf  $b_{t_3}$  bzw.  $co_{2t_3}$  (s. Abb. 4.9). Es muss aber auch berücksichtigt werden, dass es bei einer Realisierung von diseconomies of scope durch die Bündelung beider PES-Programme die negative Wirkung der Transaktionskosten sogar noch verstärkt wird (vgl. Karousakis (2009), S. 20).

Bei der Bestimmung der gleichgewichtigen Menge der beiden Ökosystemleistungen, welche innerhalb des PES-Programms gehandelt werden, sind jedoch erneut die Grenzkosten der Leistungserbringer zu beachten. Diese können nicht außer Acht gelassen werden, da das PES-Programm auf dem Nutznießer-Prinzip des Coase-Theorems basiert und somit die Entscheidung über die bereitgestellte Menge bei den Leistungserbringern liegt. Auf diese Problematik wurde schon im Abschnitt 4.4.2 hingewiesen.

Die Herleitung der Grenzkosten und über diese der angebotenen Menge der beiden Ökosystemleistungen erfolgt wieder aus dem Gewinnmaximierungskalkül der Leistungserbringer. Dieses hat sich aufgrund der Bündelung beider Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms wie folgt geändert:

$$\begin{aligned}
 \max! \pi_t &= p_y y_t + p_b^* b_t + p_{co_2}^* co_{2t} - C(y_t) - C(b_t, co_{2t}) & (4.54) \\
 &- v\beta_b \tau(b_t, co_{2t}) b_t - (1-v)\beta_{co_2} \tau(b_t, co_{2t}) co_{2t} \\
 \text{u. d. NB. : } &b_t - b_0 \geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und} \\
 &co_{2t} - co_{2_0} \geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.
 \end{aligned}$$

Die Grenzkosten entsprechen aufgrund der polypolistischen Struktur auf Seiten der Leistungserbringer im Gewinnoptimum wieder den durch die Nutznießer vorgegebenen Preisen. Somit gilt für

- Biodiversität:

$$p_{b_y}(b_t)^* = \frac{\partial C}{\partial b_t} + v\beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \quad (4.55)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$p_{co_{2_y}}(co_{2t})^* = \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} + (1-v)\beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right). \quad (4.56)$$

Im Gegensatz zu den Nettogrenznutzen der Nutznießer steigen die Grenzkosten der Leistungserbringer aufgrund der Transaktionskosten im Vergleich zum Referenzmodell auf  $GK_g$  (s. Abb. 4.9). Der Anstieg der Grenzkosten entspricht für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta p_{b_g} &= p_b(b_t)^* - p_{b_g}(b_t)^* \\ &= -v\beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) < 0 \end{aligned} \quad (4.57)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta p_{co_{2g}} &= p_{co_2}(co_{2t})^* - p_{co_{2g}}(co_{2t})^* \\ &= -(1-v)\beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) < 0. \end{aligned} \quad (4.58)$$

Die Differenzen zum Referenzmodell geben an, um wie viel die Grenzkosten der Leistungserbringer im Referenzmodell geringer sind als die im Alternativmodell II. Somit ist das Ausmaß des Grenzkostenanstieges erneut von den Grenztransaktionskosten abhängig, die die Leistungserbringer zu tragen haben. Auch bei den Grenztransaktionskosten der Leistungserbringer wird ersichtlich, dass eine möglichst exakte Aufschlüsselung der Transaktionskosten auf die jeweilige Ökosystemleistung erfolgen muss, um allokativen Ineffizienzen zwischen diesen zu vermeiden. Eine ungerechtfertigte, zu hohe Zurechnung der Transaktionskosten zum Schutz biologischer Vielfalt würde zu einem stärkeren Rückgang der angebotenen Menge bei einem gegebenen Preis  $p_b(b_t)_g^*$  und einem zu hohen Angebot an der Speicherung von Kohlenstoffdioxid führen. Es würde somit eine Umverteilung des Angebotes von der CO<sub>2</sub>-Speicherung zu Lasten des Schutzes von Biodiversität erfolgen. Bei einer zu hohen Anrechnung der Transaktionskosten bei der Speicherung von Kohlenstoffdioxid würde sich dieser Effekt jedoch umkehren.

Inwiefern es durch einen gemeinsamen Schutz von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid zu einem geringeren Anstieg der Grenzkosten als bei separaten Schutzbemühungen kommt, kann im Vergleich mit Differenzen des Alternativmodells I dargestellt werden.

Es gilt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_b(b_t) &= \Delta p_{b_\tau} - \Delta p_{b_g} & (4.59) \\ &= \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) - v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \leq 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_{co_2}(co_{2t}) &= \Delta p_{co_{2\tau}} - \Delta p_{co_{2g}} & (4.60) \\ &= \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) - (1-v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \leq 0. \end{aligned}$$

Ob es durch die Bündelung der beiden PES-Programme zu einer positiven Wirkung, d. h. einem nicht so starken Anstieg der Grenzkosten wie in einer Situation mit separaten PES-Programmen kommt, ist wieder von den jeweiligen Grenztransaktionskosten in den verschiedenen Situationen abhängig. Können bei der Zusammenlegung der Payments for Environmental Services economies of scope realisiert werden, so kommt es zu einer Reduzierung der Transaktionskosten. Dies hätte zur Folge, dass der Anstieg der Grenzkosten in dieser Situation geringer ausfällt als bei separaten PES-Programmen. Die Grenzkosten der Leistungserbringer würden dann nur bis  $GK_g$  steigen. Somit kommt es zwar weiterhin zu einem Auseinanderfallen der Grenzkostenkurve  $GK_g$  und Durchschnittsausgabenkurve  $DA_g$ . Der Abstand zwischen beiden verringert sich aber durch eine Zusammenlegung beider PES-Programme (s. Abb. 4.9).

Werden Nettogrenznutzen der Nutznießer und Grenzkosten der Leistungserbringer gleichgesetzt und nach dem Schutzniveau von Biodiversität  $b_t$  und der gespeicherten Menge von Kohlenstoffdioxid  $co_{2t}$  aufgelöst, so kann die gleichgewichtige Menge beider Ökosystemleistungen bestimmt werden. Diese lautet für

- Biodiversität:

$$b_{t_g}^* = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - v \tau_b(b_t, co_{2t})}{\partial p_b / \partial b_t + v \partial \tau / \partial b_t} \quad (4.61)$$



- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$co_{2_{t_g}}^* = \frac{\partial U / \partial co_{2_t} - \partial C / \partial co_{2_t} - (1-v)\tau b_t, co_{2_t}}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2_t} + (1-v)\partial \tau / \partial co_{2_t}}. \quad (4.62)$$

Im Vergleich zum Referenzmodell kommt es, je nach Höhe der Grenztransaktionskosten, erneut zu einem Rückgang des gleichgewichtigen Schutzniveaus der biologischen Vielfalt und des gespeicherten Kohlenstoffdioxids (s. Gleichungen 4.63 und 4.64). Die Differenzen der gleichgewichtigen Mengen zum Referenzmodell lauten für

- Biodiversität:

$$\Delta b_{t_g}^* = b_t^* - b_{t_g}^* = v \left[ \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \frac{\partial \tau}{\partial b_t} + \tau(b_t, co_{2_t}) \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right] > 0 \quad (4.63)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta co_{2_{t_g}}^* &= co_{2_t}^* - co_{2_{t_g}}^* \\ &= (1-v) \left[ \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2_t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2_t}} \right) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} + \tau(b_t, co_{2_t}) \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2_t}} \right] > 0. \end{aligned} \quad (4.64)$$

Ob dieser Rückgang stärker oder geringer ist als der in einer Situation separater PES-Programme, hängt von der Entwicklung der Transaktionskosten nach der Bündelung beider Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms ab. Der Unterschied zwischen den beiden Alternativmodellen kann wieder anhand der Differenzen zwischen den Veränderungen gegenüber dem Referenzmodell bestimmt werden. Diese lauten für

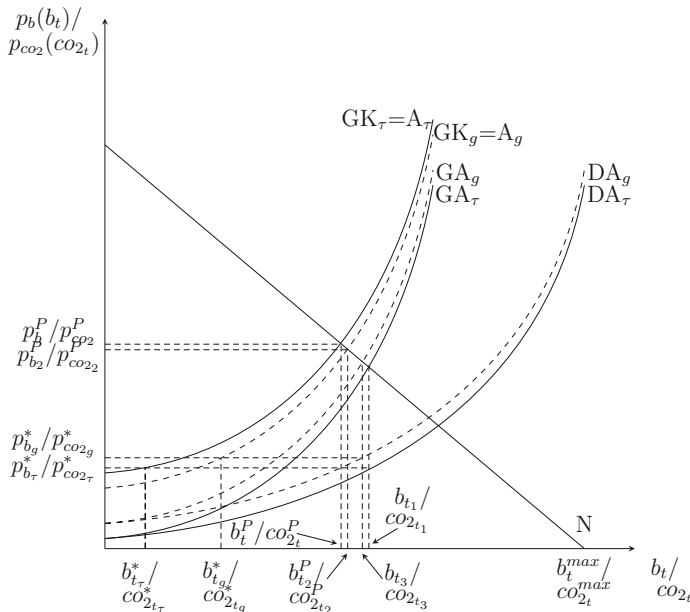
- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta^2 b_t^* &= \Delta b_{t_r}^* - \Delta b_{t_g}^* \\ &= \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (\tau_b(b_t) - \tau(b_t, co_{2_t}v)) \leq 0 \end{aligned} \quad (4.65)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 \Delta^2 co_{2t} &= \Delta co_{2t\tau}^* - \Delta co_{2tg}^* & (4.66) \\
 &= \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \\
 &\quad + \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} (\tau_{co_2}(co_{2t}) - \tau(b_t, co_{2t}(1-v))) \leq 0.
 \end{aligned}$$

Abbildung 4.10: Nachfrageüberschuss II



Quelle: Eigene Darstellung.

Sinken die Transaktionskosten und sind somit die Grenztransaktionskosten der jeweiligen Ökosystemleistung nach der Bündelung geringer als bei separaten PES-Programmen, so sind die zweiten Differenzen größer Null. Dies weist auf einen geringeren Rückgang der gleichgewichtigen Menge gegenüber dem Referenzmodell in einer Situation mit gebündelten PES-Programmen hin als bei separaten PES-

Programmen. Ein Rückgang würde dann nicht auf  $b_{t_r}^*$  bzw.  $co_{2_{t_r}}^*$  erfolgen, sondern auf  $b_{t_g}^*$  bzw.  $co_{2_{t_g}}^*$  (s. Abb. 4.9).

Trotz dieses geringeren Rückgangs der gleichgewichtigen Menge in einer Situation gebündelter Ökosystemleistungen besteht immer noch eine Diskrepanz zwischen der nachgefragten und der angebotenen Menge an Biodiversität  $b_{t_3} - b_{t_g}^*$  bzw. Speicherung von Kohlenstoffdioxid  $co_{2_{t_3}} - co_{2_{t_g}}^*$  (s. Abb. 4.10). Dies führt erneut, aufgrund der monopsonistischen Preissetzung, zu einem Nachfrageüberschuss. Durch den Monopsonpreis, welcher geringer ist als der Preis bei polypolistischer Preissetzung, ist die Nachfrage nach Biodiversität bzw. der Speicherung von Kohlenstoffdioxid höher als die für die Leistungserbringer gewinnoptimale Angebotsmenge. Die Höhe des Nachfrageüberschusses lässt sich wie oben beschrieben aus der Differenz von nachgefragter und tatsächlich angebotener Menge der Ökosystemleistungen ableiten. Der Nachfrageüberschuss beträgt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta b_{t_g} = b_{t_3} - b_{t_g}^* &= \frac{\partial \tau}{\partial b_t} v \left[ \frac{\partial U}{\partial b_t} \beta_b - \left( p_{b_g} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] \\ &+ \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \left[ v \beta_b \tau(b_t, co_{2_t}) - \left( p_{b_g} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] > 0 \end{aligned} \quad (4.67)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta co_{2_{t_g}} = co_{2_{t_3}} - co_{2_{t_g}}^* &= \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} (1 - v) \left[ \frac{\partial U}{\partial co_{2_t}} \beta_{co_2} - \left( p_{co_{2_g}} - \alpha_{co_2} \frac{\partial C}{\partial co_{2_t}} \right) \right] \\ &+ \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2_t}} \left[ (1 - v) \beta_{co_2} \tau(b_t, co_{2_t}) - \left( p_{co_{2_g}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2_t}} \right) \right] > 0. \end{aligned} \quad (4.68)$$

Wie in einer Situation mit separaten PES-Programmen ist das Ausmaß des Nachfrageüberschusses von der Höhe der mit dem PES-Programm verbundenen Grenztransaktionskosten abhängig. Je höher die Grenztransaktionskosten der Leistungserbringer und Nutznießer sind, desto mehr wächst die Diskrepanz zwischen den Grenzkosten der Leistungserbringer und den durchschnittlichen Ausgaben der Nutznießer. Bei monopsonistischer Preissetzung würden im Vergleich zum Referenzmodell somit

die Preise beider Ökosystemleistungen sinken und Angebot und Nachfrage auseinanderfallen. Ob es durch die Bündelung beider Ökosystemleistungen zu einer Verringerung des Nachfrageüberschusses kommt, hängt erneut von der Differenz der Grenztransaktionskosten der beiden Alternativmodelle ab. Dies kann anhand der Differenz des Nachfrageüberschusses aus den Situationen mit separaten und gebündelten PES-Programmen abgeleitet werden. Diese lauten für

- Biodiversität:

$$\Delta^2 b_t = \left( \beta_b \frac{\partial U}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) + \beta_b \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (\tau_b(b_t) - v\tau(b_t, co_{2t})) \quad (4.69)$$

$$- \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (p_{b\tau} - p_{b_g}) - \left( p_{b\tau} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v p_{b_g} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) \leq 0$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\Delta^2 co_t = \left( \beta_{co_2} \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} + \alpha_{co_2} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) \quad (4.70)$$

$$+ \beta_{co_2} \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} (\tau_{co_2}(co_{2t}) - (1-v)\tau(b_t, co_{2t}))$$

$$- \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} (p_{co_{2\tau}} - p_{co_{2g}}) - \left( p_{co_{2\tau}} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v)p_{co_{2g}} \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) \leq 0.$$

Ist es durch die Zusammenlegung der beiden PES-Programme möglich, economies of scope zu realisieren, so sinken die Transaktionskosten. Dies führt aufgrund eines höheren Preises und einer geringeren Diskrepanz zwischen Grenzkosten und Durchschnittsausgaben zu einer Verringerung des Nachfrageüberschusses und damit auch zu einer Erhöhung der Effizienz von Payments for Environmental Services. Trotz einer Senkung der Transaktionskosten ist die Nachfrage der jeweiligen Ökosystemleistungen aufgrund der monopsonistischen Preisbildung immer höher als das Angebot für diese. Eine vollständige Befriedigung der Nachfrage durch die Leistungserbringer ist somit bei monopsonistischer Preisbildung und dem Auftreten von Transaktionskosten nicht möglich. Aus diesem Grund sollte auch in einer Situation, in der es durch die Bündelung beider Ökosystemleistungen zu einer Senkung der Transaktionskosten kommt, über die Anwendung der polypolistischen Preissetzung

nachgedacht werden.<sup>25</sup> Auch bei dieser würde eine Reduzierung der Transaktionskosten positive Effekte aufweisen. Im Vergleich zu einer Situation mit separaten PES-Programmen würde bei einem gebündelten PES-Programm der polypolistische Gleichgewichtspreis auf  $p_{b_2}^P$  bzw.  $p_{co_2}^P$  sinken und die gleichgewichtige Menge auf  $b_{t_2}^P$  bzw.  $co_{2t_2}^P$  ausgeweitet werden (s. Abb. 4.10).

Über Möglichkeiten einer Senkung der Transaktionskosten sollte daher nicht nur bei monopsonistischer Preisbildung nachgedacht werden. Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass die hier beschriebenen positiven Effekte einer Bündelung von Payments for Environmental Services nur auftreten, wenn economies of scope realisiert werden. Treten hingegen diseconomies of scope auf, so kann dies die im Abschnitt 4.4.2 beschriebenen negativen Wirkungen der Transaktionskosten noch verstärken.

### c) Effekte auf die Nachfrage der Produktionsfaktoren

Wie beim Referenzmodell und dem Alternativmodell I kann der Rückgang des Angebots beider Ökosystemleistungen auf eine veränderte Produktionsweise zurückgeführt werden. Somit ist es möglich, dass die Änderung der institutionellen Struktur bei den Payments for Environmental Services und den damit verbundenen Wirkungen auf die Transaktionskosten eine Änderung der Nachfrage nach den Produktionsfaktoren ökonomisch genutzter Boden und Kapital zur Folge hat. Anhand dieser erfolgt wie bisher die Darstellung der Änderung der Produktionsweise durch die Etablierung von Payments for Environmental Services. Die Nachfragefunktionen werden aus dem folgenden Optimierungskalkül abgeleitet, welches sich von dem des Referenz- und Alternativmodells I durch die Transaktionskosten unterscheidet:

$$\begin{aligned}
 \max. \pi_{it} &= p_y y_t + p_{b_y}^* b_t + p_{co_2}^* co_2 - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))(p_k k_t + p_a^w a_t^w) & (4.71) \\
 &- \beta_b v \tau(b_t, co_{2t}) b_t - \beta_{co_2} (1 - v) \tau(b_t, co_{2t}) co_{2t} \\
 \text{u. d. NB. : } & y_t = y(a_t^w, k_t), \\
 \left. \begin{array}{l} b_t \\ co_{2t} \end{array} \right\} &= f(b_{t-1}, a_t^{nat}, k_t), \text{ wobei } a^{nat} = a_t - a_t^w, \\
 b_t - b_0 &\geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und} \\
 co_{2t} - co_{20} &\geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.
 \end{aligned}$$

<sup>25</sup> Die Wirkungen der polypolistischen Preissetzung wurden im Abschnitt 4.4.2 aufgezeigt.

Die Nachfrage nach ökonomisch genutztem Boden und Kapital für die Produktion des marktfähigen Gutes kann wie bisher durch die Preisfunktion der beiden Produktionsfaktoren dargestellt werden. Diese lauten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$p_{a^w_g} = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( p_{b_g}^* - v\beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( p_{co_{2g}}^* - (1 - v)\beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right] \quad (4.72)$$

- und Kapital:

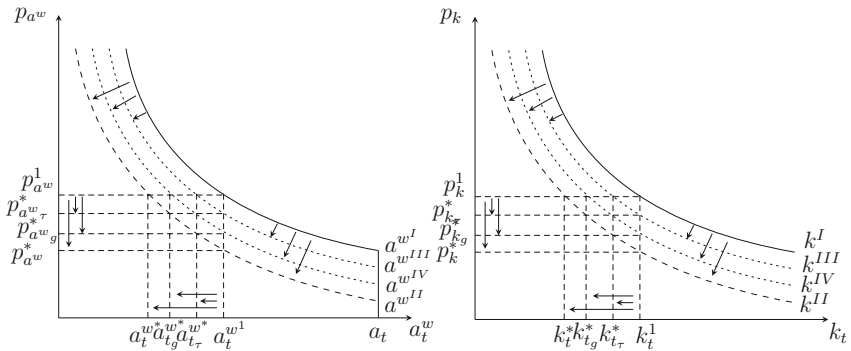
$$p_{k_g} = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_g}^* - v\beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( p_{co_{2g}}^* - (1 - v)\beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right]. \quad (4.73)$$

Mit einem sinkenden Preis der Produktionsfaktoren besteht bei konstanter Grenzproduktivität des jeweiligen Faktors für die Leistungserbringer weiterhin ein Anreiz, ihre Nachfrage nach ökonomisch nutzbaren Boden und Kapital auszuweiten. Durch eine Verringerung (Erhöhung) der Grenzproduktivität von Kapital oder des ökonomisch nutzbaren Bodens kommt es bei einem konstanten Preis zu einem Rückgang (einer Ausweitung) der Nachfrage (s. Gleichungen 4.72 und 4.73).

Mit Hilfe des Referenzmodells in Abschnitt 4.4.1 wurde aufgezeigt, dass es durch die Etablierung von Payments for Environmental Services zu einer Reduzierung der Grenzproduktivitäten beider Produktionsfaktoren kommt. Diese negative Auswirkung auf die Grenzproduktivitäten beruht auf den Wertgrenzschädigungen der beiden Produktionsfaktoren innerhalb des ökologischen Produktionsprozesses beider Ökosystemleistungen (s. Abschnitt 4.4.1). Die Folge ist ein Absinken der Nachfragekurven auf  $a^{II}$  bzw.  $k^{II}$  und damit ein Rückgang der Nachfrage auf  $a_t^{w*}$  bzw.  $k_t^*$  (s. Abb. 4.11). Dieser Effekt wird aufgrund der geringeren Preise für die beiden Ökosystemleistungen durch die Berücksichtigung der Transaktionskosten abgeschwächt.

Dies wiederum führt zu einer Verringerung der Wertgrenzschädigungen. Die Folge ist ein geringerer Rückgang der Nachfrage im Vergleich zum Referenzmodell. Die Grenzproduktivitäten in der Produktion des marktfähigen Gutes geht aufgrund der Transaktionskosten nur noch auf  $a^{wIII}$  bzw.  $k^{III}$  zurück. Die Nachfrage betrug daher bei separaten PES-Programmen unter der Annahme konstanter Preise und der Berücksichtigung von Transaktionskosten  $a_{t\tau}^{w*}$  bzw.  $k_{t\tau}^{*}$ , unter der Annahme konstanter Preise. Sollte die Nachfrage konstant gehalten werden, so müsste dafür der Preis für den jeweiligen Produktionsfaktor sinken, damit es aufgrund der gesunken Grenzproduktivität nicht zu einem Verlust durch dessen Einsatz kommt (s. Abb. 4.11).

Abbildung 4.11: Nachfrage nach Boden und Kapital III



Quelle: Eigene Darstellung.

Das Ziel der Bündelung des Schutzes von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid innerhalb eines PES-Programms ist es, diese negativen Wirkungen der Transaktionskosten abzuschwächen. Anhand der Differenzen der Nachfrage nach den Produktionsfaktoren mit dem Referenzmodell wird jedoch deutlich, dass es trotz der institutionellen Umgestaltung zur Abschwächung des Nachfragerückgangs aufgrund der Transaktionskosten kommt. Die Differenzen der Nachfragefunktionen zum Referenzmodell lauten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\Delta p_{a^w_g} = p_{a^w}^* - p_{a^w_g}^* = - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( (p_b^* - p_{b_g}^*) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right] \quad (4.74)$$

$$+ \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( (p_{co_2}^* - p_{co_{2g}}^*) + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \Big] < 0$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned} \Delta p_{k_g} = p_k^* - p_{k_g}^* = & - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( (p_b^* - p_{b_g}^*) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right] \quad (4.75) \\ & + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( (p_{co_2}^* - p_{co_{2g}}^*) + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \Big] < 0. \end{aligned}$$

Durch die Differenzen zum Referenzmodell ist erkennbar, dass der Nachfragerückgang auch bei der Bündelung beider Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programmes nicht so stark ausfällt wie bei der Nichtbeachtung der Transaktionskosten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass trotz der Bündelung immer noch Transaktionskosten durch die Etablierung der Payments for Environmental Services anfallen. Es kommt somit, unter der Annahme eines konstanten Gesamtbudgets, immer noch zu einer Reduzierung der finanziellen Mittel, welche für die eigentlichen Zahlungen der Schutzbemühungen verwendet werden können. Von Interesse ist, ob der Effekt, welcher im Alternativmodell I zu erkennen war, durch die Bündelung der PES-Programme abgeschwächt wird. Dies kann anhand des Vergleiches der Differenzen beider Alternativmodelle gemessen werden. Die zweiten Differenzen lauten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_{a^w_g} = & \left( \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \right) (p_{b_t}^* - p_{b_g}^*) \quad (4.76) \\ & - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b \left[ b_t \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) + (\tau_b(b_t) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \\ & - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{co_2} \left[ co_{2t} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial \tau_b}{\partial co_{2t}} \right) + (\tau_{co_2}(co_{2t}) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \leq 0 \end{aligned}$$



- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 \Delta^2 p_{k_g} &= \left( \frac{\partial b_t}{\partial k_t} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \right) (p_{b_r}^* - p_{b_g}^*) & (4.77) \\
 &- \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b \left[ b_t \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) + (\tau_b(b_t) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \\
 &- \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \beta_{co_2} \left[ co_{2t} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial \tau_b}{\partial co_{2t}} \right) + (\tau_{co_2}(co_{2t}) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \leq 0.
 \end{aligned}$$

Ob die Bündelung zu dem gewünschten Effekt eines stärkeren Rückgangs der Nachfrage der Produktionsfaktoren führt und damit zur Änderung der Produktionsweise beiträgt, hängt erneut von der Entwicklung der Transaktionskosten ab. Ist die Differenz der Grenztransaktionskosten zwischen den beiden Alternativmodellen positiv, ist der Rückgang der Nachfrage bei separaten PES-Programmen größer als bei einem gebündelten PES-Programm. Die Einbeziehung mehrerer Ökosystemleistung innerhalb eines PES-Programms ist somit nicht mit economies of scope bei den Transaktionskosten verbunden. Kommt es hingegen zur Realisierung von economies of scope bei den Transaktionskosten, so hat dies einen stärkeren Nachfragerückgang als im Alternativmodell I zur Folge. Die Nachfrage nach ökonomisch nutzbarem Boden und Kapital würde dann auf  $a_{t_g}^{w*}$  bzw.  $k_{t_g}^*$  zurückgehen.

Dies kann bei der Realisierung von economies of scope darauf zurückgeführt werden, dass durch geringere Transaktionskosten bei gebündelten PES-Programmen die Zahlungen für die beiden Ökosystemleistungen höher sind, als in einer Situation separater Payments for Environmental Services. Dadurch erhöhen sich der Wertgrenzschädigungen, woraufhin es zu einem stärkeren Absinken der Grenzproduktivitäten beider Produktionsfaktoren kommt. Welcher der beiden Produktionsfaktoren einen stärkeren Nachfragerückgang erfährt, hängt dabei wieder von der Reduzierung der realen Grenzproduktivitäten durch die Summe der realen Grenzscheidungen ab. Ist diese bei ökonomisch genutztem Boden stärker als bei Kapital, so wird der Leistungserbringer seine Nachfrage nach ökonomisch genutzten Boden stärker zurückführen (s. Gleichungen 4.16 und 4.17).

**d) Zwischenfazit**

Anhand des Alternativmodells II wird deutlich, dass durch eine Bündelung des Schutzes biologischer Vielfalt und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid nicht automatisch ein effizienterer Schutz beider Ökosystemleistungen durch Payments for Environmental Services möglich ist. Auch bei der Zusammenlegung beider PES-Programme entstehen weiterhin Transaktionskosten für deren Umsetzung. Es muss jedoch darauf geachtet werden, dass die Transaktionskosten als Gemeinkosten auftreten und über einen Gemeinkostenschlüssel auf beide Ökosystemleistungen aufgeteilt werden. Dies ist notwendig, um so die eine allokativen Ineffizienz durch eine ungenaue Kostenaufteilung zu verhindern.

Die Folgen der Transaktionskosten sind, wie im Alternativmodell I, eine Reduzierung der finanziellen Mittel, welche für die eigentlichen Zahlungen bereitstehen, da Teile des Gesamtbudgets auch die Transaktionskosten decken müssen. Somit sinken die Durchschnitts- und Grenzausgaben der Nutznießer, was im Vergleich zum Referenzmodell zu einer Reduzierung der Monopsonpreise und zu einer Ausweitung der nachgefragten Menge nach gespeichertem Kohlenstoffdioxid und einem höheren Schutzniveau der biologischen Vielfalt führt. Gleichzeitig steigen im Vergleich zum Referenzmodell jedoch wieder die Grenzausgaben der Leistungserbringer. Da diese jedoch die tatsächlich umgesetzte Menge der beiden Ökosystemleistungen bestimmen, wird diese bei einem geringeren Monopsonpreis für die jeweilige Leistung sinken. Nachgefragte Mengen und angebotene Mengen stimmen somit, wie im Alternativmodell I, nicht mehr überein. Es kommt also auch bei der Bündelung von Biodiversität und der Speicherung von CO<sub>2</sub> innerhalb eines PES-Programms zu den gleichen Effekten gegenüber dem Referenzmodell wie bei separaten PES-Programmen mit Transaktionskosten.

Von Interesse ist jedoch, inwiefern diese Effekte durch eine Berücksichtigung beider Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms geringer sind als bei der Etablierung von separaten PES-Programmen. Dies wurde mit Hilfe des Vergleichs der Differenzen der beiden Alternativmodelle zum Referenzmodell analysiert. Hierbei wird deutlich, dass sowohl beim Vergleich der Preisdifferenzen wie auch bei den Mengendifferenzen und der Höhe des Nachfrageüberschusses die Entwicklung der Transaktionskosten entscheidend ist. Können durch die Bündelung beider PES-Programme economies of scope bei den Transaktionskosten realisiert werden, so hat

dies eine Abschwächung der negativen Effekte auf den beiden Umweltmärkten zur Folge. Die Effizienz der Bereitstellung beider Ökosystemleistungen wird somit erhöht. Die These von Mettepenningen et al. (2011) und Baumert et al. (2000), dass für einen Effizienzgewinn bei der Bündelung von Ökosystemleistungen Synergieeffekte mit dieser verbunden sein müssen, konnte somit durch die theoretische Analyse belegt werden (vgl. Baumert et al. (2000), S. 5 und Mettepenningen et al. (2011), S. 643).

Trotz eines geringeren Rückgangs der tatsächlich angebotenen Menge und einer geringeren Ausweitung der nachgefragten Menge beider Ökosystemleistungen besteht bei monopsonistischer Preisbildung auch nach der Zusammenlegung beider PES-Programme eine Diskrepanz zwischen Angebot und Nachfrage.

Hinsichtlich der Änderungen des Produktionsprozesses für das marktfähige Gut kommt es zu den ähnlichen Wirkungen wie bei separaten PES-Programmen. Die Nachfrage nach ökonomisch genutzten Boden und Kapital wird zwar zurückgeführt, dieser Effekt wird aber durch die Transaktionskosten, im Vergleich zum Referenzmodell, abgeschwächt. Inwiefern die Zusammenlegung der beiden PES-Programme wieder zu einem stärkeren Rückgang der Nachfrage nach den beiden Produktionsfaktoren führt, hängt erneut von der Entwicklung der Transaktionskosten ab. Können durch die Berücksichtigung beider Ökosystemleistungen in einem PES-Programm economies of scopes bei den Transaktionskosten realisiert werden, so kommt es zu einer stärkeren Reduzierung der Faktornachfrage in der Produktion des marktfähigen Gutes. Der Grund sind die gestiegenen Wertgrenzschädigungen der Produktionsfaktoren im ökologischen Produktionsprozess.

Es lässt sich somit festhalten, dass die Bündelung des Schutzes biologischer Vielfalt und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid in einem PES-Programm zu einer Steigerung der Effizienz führen kann. Voraussetzung hierfür ist jedoch die Realisierung von economies of scope bei den Transaktionskosten. Das bedeutet, dass die Transaktionskosten des gebündelten PES-Programms geringer sein müssen als die Summe der Transaktionskosten in einer Situation mit separaten PES-Programmen. Dies bedarf jedoch einer empirischen Überprüfung, die in den nächsten beiden Kapiteln der Arbeit anhand des Konzeptes Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) vorgenommen wird.



# 5 Der Schutz von Biodiversität im Konzept des Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus (REDDplus)

Die theoretischen Wirkungen von Transaktionskosten bei Payments for Environmental Services und der Bündelung zweier PES-Programme wurden im vorherigen Kapitel ausführlich dargestellt. Dabei wurde auch aus theoretischer Sicht die Wirkung einer Bündelung verschiedener Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programmes als eine Option zur Reduktion der Transaktionskosten und damit einer effizienteren Bereitstellung von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid aufgezeigt. Dass es sich bei der Idee der Bündelung nicht nur um ein rein theoretisches Gedankenspiel handelt, soll im folgenden Kapitel der Arbeit verdeutlicht werden. Seit 2005 wird versucht, Emissionen zu verringern, welche auf die Abholzung von Wäldern und die Veränderung der Waldstruktur zurückzuführen sind. Innerhalb dieses Ansatzes wird auch die Einbeziehung weiterer Umweltziele, z. B. der Schutz von Biodiversität, diskutiert (vgl. Frey (2008), S. 167 und Brown et al. (2008), S. 107 f.).

Dieser Ansatz des *Reducing Emissions from Deforestation and Degradation* soll im folgenden Kapitel hinsichtlich der institutionellen Ausgestaltung näher beschrieben werden. Am Ende des Kapitels wird dann auf die Möglichkeit der Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität und dessen Auswirkungen auf die institutionelle Struktur eingegangen.

## 5.1 Der Ansatz des Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation

Der Ansatz des *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* wurde 2005 in Montreal von Costa Rica und Papua-Neuguinea in die Diskussion um die Reduktion der Treibhausgasemissionen eingebracht. Seitdem wurde der ursprüngliche Ansatz von 2005 immer wieder ausgeweitet, wodurch sich auch die Ziele und die Maßnahmen innerhalb des Konzeptes verändert haben. In diesem Abschnitt werden zuerst der Entwicklungsprozess und die Grundidee des Ansatzes beschrieben, im Anschluss wird die bisherige institutionelle Ausgestaltung des Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation dargestellt.

Tabelle 5.1: Landnutzung in den tropischen Regionen von 1990 bis 2008

Land	Änderung Waldbestand	Änderung landwirtschaftliche Flächen
Zentralamerika	-11,4	-0,5
Südamerika	-7,9	5,2
Westafrika	-18,2	14,5
Ostafrika	-13,0	0,2
Südliches Afrika	-10,4	1,5
Südostasien	-12,5	8,5

Quelle: Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010a).

### 5.1.1 Idee und Entwicklungsprozess

Die enormen Abholzungsraten seit 1990 und die damit verbundene Änderung der Nutzung der Landflächen, vor allem für die Agrarwirtschaft in den tropischen Regionen, veranlassten Costa Rica und Papua-Neuguinea zu dem Vorschlag, Emissionen durch die Abholzung von Wäldern zu reduzieren (s. Tab. 5.1). Der Grundgedanke des Ansatzes ist, dass Länder in tropischen Regionen mit hohen Abholzungsraten eine Zahlung erhalten und so auf die weitere Abholzung ihrer Wälder verzichten (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 1). Die Abholzung von Wäldern oder die Veränderung von deren Struktur führt zu einem zu einer Beschränkung

der Funktion der CO<sub>2</sub>-Speicherung und zum anderen zur Freisetzung von gespeichertem Kohlenstoffdioxid durch das Abbrennen der Wälder (vgl. Eliasch (2008), S. 19 f.). Es sind somit zwei Arten von Emissionen mit der Abholzung von Wäldern verbunden. Der direkte CO<sub>2</sub>-Ausstoß bei der eigentlichen Rodung und der indirekte CO<sub>2</sub>-Ausstoß durch die Verringerung der Möglichkeiten zur Speicherung von Kohlenstoffdioxid. Das Ausmaß der indirekten Form des CO<sub>2</sub>-Ausstoßes ist von der jeweiligen neuen Nutzungsform der Landflächen abhängig. So ist die Aufnahmefähigkeit von CO<sub>2</sub> bei tropischen Regenwäldern 70% höher als bei landwirtschaftlich genutzten Flächen (vgl. Working Group I of the IPCC (2001), S. 193). Seit Anfang der 1980er Jahre ist ein Anstieg der CO<sub>2</sub>-Emissionen durch die Änderung der Landnutzung zu verzeichnen. Dieser wurde in den 1990er Jahren etwas gedämpft, erfuhr Anfang 2000 aber wieder einen erneuten Anstieg (Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 12). Die Reduktion der Waldflächen durch Abholzung und Veränderung der Waldstruktur verursachten 2004 Emissionen von 17% der gesamten Treibhausgase. Damit ist die Zerstörung von Wäldern der zweitgrößte Verursacher der Emission von Treibhausgasen nach der Nutzung fossiler Brennstoffen (vgl. IPCC (2007), S. 36).

Der Ansatz der Reduktion von Treibhausgasen aus der Abholzung von Wäldern wurde 2005 von Costa Rica und Papua-Neuguinea initiiert. Ziel ist es, die hohen Abholzungsraten, vor allem in den Entwicklungsländern, und die damit verbundenen Emissionen von Treibhausgasen zu stoppen. Um dies zu erreichen, sollen die jeweiligen Länder dafür Zahlungen erhalten, dass sie auf die Abholzung und damit auf landwirtschaftliche oder anderweitige Nutzung der Flächen verzichten (vgl. Frey (2008), S. 167 und Acosta (2010), S. 1). Auf der elften Klimaschutzkonferenz in Montreal beschlossen die Teilnehmerstaaten die Umsetzung dieses Ansatzes. Durch langfristige Zusammenarbeit und Kooperation der Entwicklungs- und Industrieländer soll das im Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen festgesetzte Ziel der *Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration* erreicht werden (vgl. United Nations (1994), Artikel 2). Dieses Ziel wurde 2009 auf der Klimakonferenz in Kopenhagen konkretisiert. Im sog. *Copenhagen Accord* beschlossen die Vertragsparteien, dass sie die globale Erderwärmung auf zwei Grad Celsius reduzieren wollen (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2009), Decision 2/CP.15). Dies soll durch eine nachhaltige lokale Entwicklung und die Verbesse-

zung des Zugangs zu klimafreundlicheren Technologien für die Entwicklungsländer erreicht werden (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2005), Decision 1/CP. 11).

Bezogen sich die Entscheidungen auf der Klimakonferenz in Montreal 2005 allein auf die Abholzung der tropischen Wälder, d. h. auf die langfristige Zerstörung des Waldbestandes und Änderung der Landnutzung (vgl. van der Werf et al. (2009), S. 737), so wurde 2007 auf der Klimakonferenz in Bali der sog. *Bali Action Plan* beschlossen. Dieser sieht neben der Verringerung der Emissionen aus der Abholzung von Wäldern auch die Reduzierung der Emissionen aus der Veränderung der Waldstruktur vor (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2007), Decision 2/CP.13), d. h. die Veränderung der Struktur des Waldbestandes (vgl. van der Werf et al. (2009), S. 737). Neben dieser Ausweitung des Ansatzes zur Emissionsreduktion erfolgte auch noch die Entscheidung über die Einbeziehung von weiteren Zielen, sog. Co-Benefits, und die Beachtung der Lebensweise von indigenen Völkern. Des Weiteren wurden die Maßnahmen, die eine engere und langfristige Zusammenarbeit zwischen Entwicklungs- und Industrieländern umfassen sollen, genauer beschrieben. Zwei Arten von Maßnahmen können unterschieden werden: einerseits Maßnahmen zum Aufbau der Kapazitäten für die Teilnahme an REDD und andererseits direkte Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen durch Abholzung und Veränderung der Waldstruktur. Der Kapazitätsaufbau umfasst vor allem die technische Unterstützung der Länder zur Schaffung institutioneller Rahmenbedingungen für die Teilnahme und den Aufbau eines Monitoringsystems. Der zweite Maßnahmenbereich umfasst die Erarbeitung und Umsetzung von Strategien zu Verhinderung und Reduktion von Emissionen durch die Einbeziehung der einzelnen Verursacher der Waldrodungen (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2007), Decision 2/CP.13).

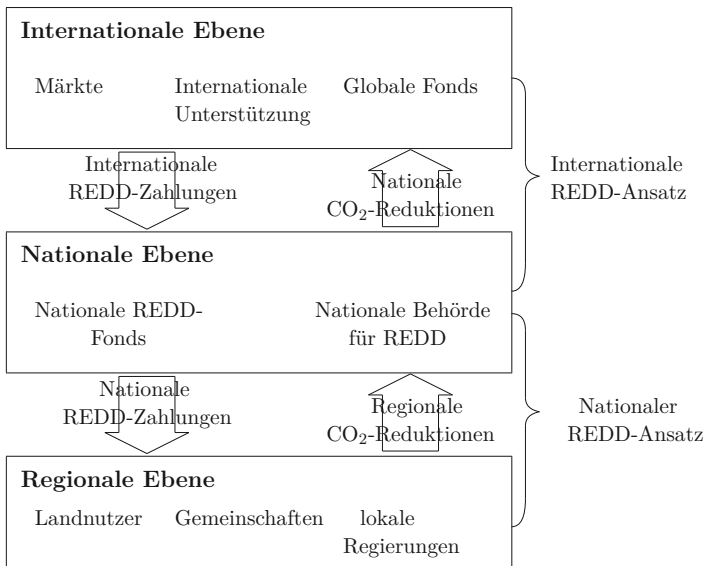
Die Entstehung von Transaktionskosten ist somit vor allem im ersten Bereich der Unterstützungen zu suchen. Durch die Erweiterungen des Ansatzes im *Bali Action Plan* kam es zu einer Umbenennung des Ansatzes in REDDplus (vgl. Wertz-Kanounnikoff und Kongphan-apirak (2009), S. 1). Überlegungen bestehen auch dahingehend, ob der Ansatz als ein mögliches Nachfolgeabkommen für das 2012 auslaufende Kyoto-Protokoll etabliert werden kann (vgl. Schmidt (2009), S. 3 und Angelsen und Wertz-Kanounnikoff (2008), S. 2).



### 5.1.2 Die institutionelle Ausgestaltung

Aus Abbildung 5.1 wird ersichtlich, dass sich der Ansatz zur Reduktion von Emissionen durch die Abholzung und Veränderung von Waldflächen aus mehreren Ebenen zusammensetzt (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 12 und Skutsch et al. (2007), S. 324).

Abbildung 5.1: Mehrebenen-Modell des REDD-Ansatzes



Quelle: Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 12.

Durch diesen Mehrebenenansatz soll erreicht werden, dass es nicht nur zur Umsetzung von Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen auf nationaler Ebene kommt, sondern auch auf regionaler Ebene (vgl. Skutsch et al. (2007), S. 324). Dadurch ist es möglich, regionale Besonderheiten besser bei der Umsetzung von Maßnahmen zu berücksichtigen. Innerhalb dieses institutionellen Rahmens ergeben sich zwei PES-Systeme, eines zwischen der internationalen und nationalen Ebene sowie zwischen der nationalen und regionalen Ebene. Eine direkte Verbindung der internationalen

und regionalen Ebene ist nicht vorgesehen (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 13). Die Umsetzung der einzelnen Maßnahmen kann auf der nationalen und der regionalen Ebene erfolgen. Maßnahmen auf der regionalen Ebene sind dabei auf ein bestimmtes geografisches Gebiet begrenzt oder es handelt sich um einzelne Projekte, die von lokalen Gemeinschaften oder NGO's durchgeführt werden. Darüber hinaus ist ein kombinierter Ansatz möglich, bei dem sowohl Aktivitäten auf nationaler als auch auf regionaler Ebene erfolgen. Voraussetzung hierfür ist die Harmonisierung der Monitoring- und Referenzsysteme. Auch muss eine nationale Institution eingerichtet werden, welche die Aufteilung der finanziellen Mittel auf beide Ebenen vornimmt (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 32 ff.). Bei der Umsetzung von nationalen REDDplus-Strategien sind neben den eigentlichen Schutzbemühungen weitere politische Maßnahmen notwendig. Zu diesen zählen z. B. die Umsetzung von Reformen hinsichtlich der Eigentumsrechte und deren Durchsetzung sowie die Unterlassung von staatlichen Förderungen zur Abholzung von Wäldern (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 13).

Parker et al. (2008) und Parker et al. (2009) beschreiben vier institutionelle Teilkomponenten (Umfang, Referenzsystem, Finanzierung und Verteilung der finanziellen Mittel), welche ein nationales oder regionales REDD-Programm umfasst (vgl. Parker et al. (2008), S. 16 f. und Parker et al. (2009), S. 18 f.). Die Entscheidung über die genaue institutionelle Ausgestaltung der einzelnen Teilkomponenten liegt jedoch bei den jeweiligen Teilnehmerländern. Beim Ansatz der Reduzierung der Emissionen durch die Abholzung und Veränderung der Struktur von Wäldern wird somit ein *Basket Approach* verfolgt. Das bedeutet, jedes teilnehmende Land entscheidet selber darüber, wie es die vereinbarten Ziele erreichen will und das eigene REDD-Programm ausgestaltet (vgl. Parker et al. (2008), S. 16, Parker et al. (2009), S. 18 und Frey (2008), S. 169). Die Zusammensetzung der verschiedenen Optionen innerhalb dieser Teilkomponenten entscheidet letztendlich über die Effizienz, die Effektivität und die Gerechtigkeit des jeweiligen REDD-Programms (vgl. Parker et al. (2008), S. 16, Parker et al. (2009), S. 18 und Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 13). Die verschiedenen Optionen der Ausgestaltung der einzelnen Teilkomponenten des REDD-Ansatzes sollen im Folgenden aufgezeigt werden.

**a) Umfang von REDD-Programmen**

Zwei Einflussfaktoren sind für die Entwicklung des Kohlenstoffdioxidbestandes eines Waldes entscheidend, die gesamte Waldfläche und die Kohlenstoffdioxidichte, d. h. der gespeicherte Kohlenstoffdioxid pro Hektar Wald (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 15). Aus diesen beiden Einflussfaktoren ergeben sich die möglichen Maßnahmen und damit der Umfang eines REDD-Programms. Der mögliche Umfang der Aktivitäten zur Emissionsreduktion durch die Abholzung und Veränderung der Waldstruktur wurde 2007 im Bali Action Plan festgelegt. Durch die Maßnahmen innerhalb eines REDD-Programms soll die Emission von Treibhausgasen aus der Abholzung von Wäldern und der Änderung der Waldstruktur verhindert bzw. verringert werden, indem ein Aufbau von Kohlenstoffdioxidspeichern erfolgt (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2007), Decision 2/CP.13, S. 8). Es sollen somit nicht nur CO<sub>2</sub>-Emissionen durch die Verhinderung der Abholzung und der Veränderung der Waldstruktur verringert werden, sondern auch neue CO<sub>2</sub>-Senken (Waldflächen) aufgebaut werden. Des Weiteren wurde auf der Klimakonferenz in Bali darüber entschieden, dass es auch möglich sein soll, Ziele von anderen internationalen Abkommen in ein REDD-Programm als Nebenziel einzubeziehen (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2007), Decision 2/CP.13, S. 8).

Die Reduktion der Treibhausgase und das Erreichen von Co-Benefits, wie den Schutz von Biodiversität, sind davon abhängig, wie die einzelnen Aktivitäten eines Programms angerechnet werden. Eine zu geringe Ausnutzung des Reduktionspotentials von CO<sub>2</sub>-Emissionen oder des Schutzes von Biodiversität kann zurückgeführt werden auf:

- eine Gleichbehandlung von natürlichen Waldflächen und Plantagen, die mit dem gleichen Wert festgelegt werden und
- die Einbeziehung von Emissionsreduktionen aus der veränderten Waldstruktur bei bestehendem Reduktionspotential von Emissionen aus der Verhinderung der Abholzung von Waldflächen.

Im ersten Fall besteht ein Anreiz dazu, Waldplantagen anzulegen, um so die Förderung des REDD-Programms zu erhalten und gleichzeitig noch einen wirtschaftlichen

Gewinn aus den Produkten der Plantagen zu erzielen. Plantagen sind jedoch überwiegend Monokulturen, was zu einer Reduktion von Biodiversität führt. Im zweiten Fall würden Treibhausgasemissionen und der Verlust an Biodiversität nicht berücksichtigt werden, wenn es zur Abholzung der Wälder kommt. Für das REDD-Land würde ein Anreiz bestehen, erst die Emissionsreduktionen aus den Flächen mit veränderter Waldstruktur anrechnen zu lassen und natürliche Flächen abzuholzen (vgl. Schmidt (2009), S. 12 f.).

### **b) Referenzsysteme von REDD-Programmen**

Einen entscheidenden Einfluss auf die Effizienz und Effektivität eines REDD-Programms dürfte das Referenzsystem bzw. die Baseline des REDD-Programms haben. Das Referenzsystem kann als Vergleichswert für die Beurteilung der Emissionsreduktionen herangezogen werden. Diese dienen zur Festlegung der Zahlungen an das jeweilige REDD-Land, wenn dieses mit seinen Emissionen unterhalb der Baseline ist. Es erhält keine Zahlungen oder gar eine Bestrafung, wenn sie oberhalb des Vergleichswertes liegen (vgl. Angelsen (2008b), S. 471).

Für die Bestimmung der Baselines gibt es verschiedene Möglichkeiten. Erstens die Etablierung einer *historischen Baseline*, zweitens die Etablierung einer *angepassten historischen Baseline* und drittens eine *projizierte Baseline* (vgl. Parker et al. (2009), S. 21f.). Die Einbindung von historischen Daten bei der Erstellung des Referenzsystems wurde auf der Klimakonferenz auf Bali beschlossen (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2007), Decision 11/CP.13). Historische Daten über die Abholzung weisen jedoch einige Mängel auf. So sind Daten für Entwicklungsländer gar nicht oder nur rudimentär vorhanden (vgl. Parker et al. (2009), S. 21 und Angelsen (2008a), S. 55), und die Abholzungen aus der Vergangenheit sind nicht zwangsläufig eine gute Grundlage für die Vorhersage von Abholzungen in der Zukunft. Neben der Abholzungsrate sollte jedoch auch der Waldbestand eines Landes im Verhältnis zu dessen Fläche betrachtet werden (vgl. Angelsen (2008a), S. 55). Angelsen (2008a) plädiert dafür, dass bei der Anwendung von historischen Baselines die sog. *forest transition theory* von Marther (1992) beachtet wird. Diese beschreibt die zeitliche Entwicklung des Waldbestandes eines Landes. Zu Beginn der Abholzungen kommt es zu einem recht starken Rückgang der Waldflächen, was zu einem

sehr geringen Waldbestand führt; nach dem Erreichen dieses Minimums des Waldbestandes steigt dieser jedoch wieder an und stabilisiert sich (vgl. Angelsen (2007), S. 31 ff.).

Ein weiterer Kritikpunkt an der Nutzung von Referenzsystemen, die ausschließlich auf historische Daten zurückgreifen, ist der, dass sie nicht politische und ökonomische Bedingungen eines Landes und deren mögliche Veränderungen berücksichtigen (vgl. Parker et al. (2009), S. 21). Um diesen Kritikpunkt zu umgehen, sollte ein Referenzsystem, welches auf historischen Daten basiert, um einen sog. *development adjustment factor* erweitert werden. Dieser Faktor soll verschiedene ökonomische, politische, geografische und demografische Determinanten umfassen. Hinsichtlich der Anwendung des *development adjustment factor* besteht jedoch das Problem, dass für die Bestimmung des Anpassungsfaktors ebenfalls Daten notwendig sind, die vor allem in Entwicklungsländern gar nicht oder nur begrenzt verfügbar sind (vgl. Angelsen (2008a), S. 57). Referenzsysteme auf Grundlage historischer Daten sollten daher nach Angelsen (2008a) zur Bestimmung von Business-as-usual-Szenarien genutzt werden. Für die Entwicklung von Szenarien über die Entwicklung der Waldflächen aufgrund der Etablierung von REDD, sollte auf eine Nutzung historischer Daten aber verzichtet werden.

Eine weitere Möglichkeit eines Referenzsystems ist die Nutzung einer prognostizierten Baseline. Mit diesen soll, unter Einbeziehung sozio-ökonomischer und struktureller Bedingungen der Abholzung, die Entwicklung der Abholzungsraten und des Waldbestandes beschrieben werden (vgl. Parker et al. (2009), S. 23). Die Bestimmung der prognostizierten Referenzsysteme erfolgt durch die Ermittlung eines Abholzungstrends für die Zukunft auf Grundlage der Faktoren, welche für die Abholzung der Waldflächen verantwortlich sind (Landwirtschaft, Siedlungen, Bevölkerungsdichte usw.). Des Weiteren muss auf Grundlage der im ersten Schritt ermittelten Biomasse die Karbondichte der geschätzten Waldflächen berechnet werden (vgl. Skutsch et al. (2007), S. 328 f.).

Wie zu Beginn schon angesprochen, hat die Ausgestaltung des Referenzsystems eines REDD-Programms entscheidenden Einfluss auf seine Effektivität und Effizienz. Wird das Referenzsystem für die Zertifizierung der Karbonspeicher zu eng gefasst, werden also zu wenig reduzierte Emissionen zertifiziert, so erhält das Land zu geringe Einnahmen aus seinen Emissionsreduktionen. Dies würde dazu führen, dass es kei-

nen Anreiz zur Reduktion von Emissionen gibt. Wird hingegen das Referenzsystem zu weit gefasst, so besteht die Gefahr einer Überschwemmung des CO<sub>2</sub>-Marktes mit günstigen REDD-Zertifikaten, was dazu führt, dass Anstrengungen der Emissionsreduktion in anderen Bereichen sinken würden. Dieser Effekt könnte gedämpft werden, indem das Angebot über eine Verengung der Referenzsysteme reduziert oder, indem die Nachfrage durch die Erhöhung der Emissionsreduktionsziele ausgeweitet wird (vgl. Angelsen (2008a), S. 58 f.). Referenzsysteme haben somit die Aufgabe, Fehlentwicklungen aufzudecken. Damit diese Aufgabe effektiv und effizient erfüllt werden kann, spricht sich Chomitz (2002) für die Etablierung von regionalen oder sektoralen Referenzsystemen aus, um so die Gefahr eines Leakage-Effektes und des Moral-Hazard-Verhaltens zu verringern (vgl. Chomitz (2002), S. 41 f.).

### **c) Finanzierungsmechanismus von REDD-Programmen**

Die am meisten diskutierte Komponente des REDD-Ansatzes ist die Etablierung eines Finanzierungsmechanismus. Drei mögliche Finanzierungsformen für die Reduktion der Emissionen durch Abholzung und Veränderung der Waldstruktur werden diskutiert: erstens die Finanzierung über einen Emissionsmarkt, zweitens die Finanzierung durch einen freiwilligen Fonds mit Geldern aus dem CO<sub>2</sub>-Handel und drittens ein freiwilliger Fonds, welcher sich aus anderen finanziellen Mitteln speist (vgl. Parker et al. (2009), S. 26, Boucher (2008), S. 1). Die Finanzierungsansätze unterscheiden sich vor allem hinsichtlich der Quellen, aus denen die finanziellen Mittel stammen. Die finanziellen Mittel bei der Finanzierung von REDD-Programmen über einen CO<sub>2</sub>-Markt stammen aus dem Handel von REDD-Zertifikaten. Diese können von Industrieländern oder Unternehmen gekauft werden, um so zusätzliche Emissionen auszustoßen, die jedoch durch die Errichtung von CO<sub>2</sub>-Senken neutralisiert werden. Bei dem zweiten Ansatz der Finanzierung, der Verbindung eines Fonds mit dem CO<sub>2</sub>-Markt, generieren sich die finanziellen Mittel des Fonds aus einem Teil der auf dem CO<sub>2</sub>-Markt erzielten Gewinne. Bei dem Ansatz des freiwilligen Fonds stammen dessen finanzielle Mittel von Ländern oder privaten Unternehmen (vgl. Boucher (2008), S. 1). Als Einnahmequelle für die finanziellen Mittel werden z. B. Steuern auf CO<sub>2</sub>-intensive Güter oder aus dem Konsum von Öl in der Europäischen Union und den USA genannt (vgl. Frey (2008), S. 178). Bei diesem Finanzierungsan-

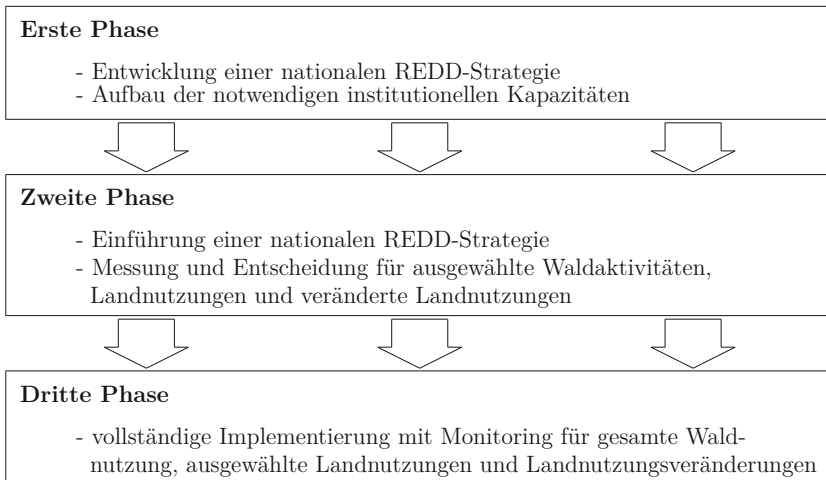
satz besteht im Gegensatz zu den anderen beiden Ansätzen keine Verbindung zum Emissionshandel (vgl. Boucher (2008), S. 1).

Der entscheidende Vorteil der marktbasiereten Lösungsansätze für die Finanzierung ist vor allem, dass langfristig finanzielle Mittel zur Verfügung gestellt werden (vgl. Boucher (2008), S. 1) und dass die Kosten für die Emissionsreduktionen sinken. Bei der Einbindung der REDD-Zertifikate in den Clean Development Mechanism besteht aber die Gefahr, dass dieser Markt destabilisiert wird, da durch zusätzliche Zertifikate der Preis stark beeinflusst wird. Des Weiteren könnte durch günstigere REDD-Zertifikate das Engagement in den Industrieländern sinken, Emissionen zu verhindern. Um dies zu umgehen, sollte ein eigener Markt für REDD-Zertifikate etabliert werden (vgl. Frey (2008), S. 172 f.). Boucher (2008) sieht außerdem noch die Gefahr, dass es nur zu einem Abbau des bestehenden Leakage-Effekts kommt und nicht zu einer zusätzlichen Reduktion von Emissionen. Voraussetzung für einen effizienten REDD-Markt, unabhängig von der konkreten Ausgestaltung, ist die Existenz eines Monitoring- und Zertifizierungssystems (vgl. Frey (2008), S. 182).

Die Zeitspanne bis zur vollständigen Implementierung eines nationalen REDD-Programmes stellt einen Entwicklungsprozess dar. Daher ist es ratsam, innerhalb der verschiedenen Entwicklungsstufen dieses Prozesses auf verschiedene Finanzierungsquellen zurückzugreifen. Dadurch ist es möglich die Besonderheiten in den jeweiligen Entwicklungsabschnitten zuberücksichtigen (vgl. Streck (2010), S. 391 und Verchot und Petkova (2009), S. 10).

Bis zur vollständigen Implementierung des REED-Projektes in einem Land müssen drei Phasen durchlaufen werden (s. Abb. 5.2). Auch die Teilkomponente der Finanzierung kann man sich als einen Korb vorstellen, in dem es mehrere Alternativen gibt. Für jedes Land kann dadurch die individuelle Finanzierungsform ausgewählt werden, je nach dem Entwicklungsstand des REDD-Programms. So ist die erste Phase der Implementierung eines REDD-Projektes durch eine fehlende oder nur rudimentäre Infrastruktur (Monitoring- und Zertifizierungssystem usw.) gekennzeichnet (vgl. Streck (2010), S. 390 und Dutschke et al. (2008), S. 13). Des Weiteren ist die Startphase durch sehr geringe Emissionsreduktionen gekennzeichnet. Diese beiden Charakteristika der ersten Phase bei der Implementierung eines REDD-Projektes führen zu einer geringeren Anzahl an zertifizierten Emissionsreduktionen, welche auf dem Markt gehandelt werden könnten.

Abbildung 5.2: Drei-Phasen-Ansatz



Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an Streck (2010), S. 391.

Somit würde es bei einer Finanzierung der ersten Phase durch einen Marktmechanismus zu einer Unterfinanzierung kommen. Diese kann jedoch durch die Nutzung eines freiwilligen Fonds (auf bilateraler oder multilateraler Ebene) zur Finanzierung abgefangen werden. In der zweiten Phase kommt es zur Umsetzung erster politischer Maßnahmen und Schutzmaßnahmen. Dies führt dazu, dass es zu einem Anstieg der Kosten kommt. Dieser Kostenanstieg könnte durch die Verbindung des Fonds mit dem Emissionshandel gedeckt werden. Ist die notwendige Infrastruktur vollständig implementiert, so ist eine Finanzierung durch einen Marktmechanismus denkbar, der langfristig die notwendigen finanziellen Mittel für die Umsetzung der Schutzmaßnahmen bereitstellen kann (vgl. Boucher (2008), S. 2).

#### d) Zahlungsmechanismus von REDD-Programmen

Die vierte Komponente des REDD-Ansatzes ist der Zahlungsmechanismus, welcher für die Übertragung der finanziellen Mittel an die teilnehmenden Länder eingerichtet



werden muss. Bei der Etablierung eines Zahlungsmechanismus bzw. Transfersystems ist zu beachten, dass

- ein Zugang für alle Länder ermöglicht ist,
- die Ausgestaltung der Zahlungen so erfolgt, dass dadurch Anreize gesetzt werden, die Emissionsziele und die weiteren Nebenziele eines REDD-Programms zu erreichen, und
- dass bei der Etablierung des Zahlungssystems und der Festlegung der Zahlungen auch Aktivitäten berücksichtigt werden, welche die Abholzung von Wäldern beeinflussen, die jedoch nicht messbar sind (vgl. Schmidt (2009), S. 15).

Die Effizienz und die Effektivität des Zahlungsmechanismus beruht auf der Ausgestaltung der beiden Bestandteile des Transfersystems, der Bemessungsgrundlage und des Distributionsmechanismus (s. Abschnitt 3.2.2).

Als Bemessungsgrundlage für die Zahlungen kann sowohl der inputbasierte als auch der outputbasierte Ansatz gewählt werden. Die Anwendung des inputbasierten Ansatzes ist dann von Bedeutung, wenn der Output einer Leistung nicht direkt gemessen werden kann. Dabei handelt es sich unter anderem um politische Maßnahmen wie Landreformen oder die Durchsetzung von Gesetzen. In solchen Fällen erfolgt keine outputbezogene Zahlung, sondern eine Zahlung auf Grundlage der getätigten Inputleistungen. Im Gegensatz dazu besteht bei den beiden outputbasierten Ansätzen ein direkter Zusammenhang zwischen der Zahlung und dem eigentlichen Angebot, da die Zahlungen auf den erbrachten Output bezogen sind. Zu unterscheiden sind in diesem Zusammenhang die Bestands- und die Flussmethode. Bei der Flussmethode werden die Nettoveränderungen des Bestandes an Kohlenstoffdioxid innerhalb einer Periode als Bemessungsgrundlage für die Zahlungen herangezogen, wohingegen bei der Bestandsmethode auf den Bestand an Emissionssenkten in einer Periode als Bemessungsgrundlage zurückgegriffen wird (vgl. Parker et al. (2008), S. 20 und Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 16 f.). Hinsichtlich der Effizienz der verschiedenen Ansätze kann festgehalten werden, dass die Anwendung der outputorientierten Flussmethode gegenüber der Bestandsmethode und des inputbasierten Ansatzes zu bevorzugen ist. Dies kann damit begründet werden, dass die direkte Verbindung zwischen Zahlung und eigentlicher Leistung bei den outputba-

sierten Ansätzen höher ist als beim inputbasierten Ansatz. Des Weiteren besteht die Gefahr bei der Bestandsmethode, dass Waldflächen geschützt werden, welche nicht gefährdet sind. Dies würde zu einer Verknappung der finanziellen Mittel für Regionen führen, in denen das Gefährdungspotential der Abholzung höher ist (vgl. Angelsen und Wert-Kanounnikoff (2008), S. 17).

Der zweite Bestandteil des Zahlungsmechanismus ist der eigentliche Distributionsmechanismus der finanziellen Mittel. Bei dessen Ausgestaltung ist darauf zu achten, dass es zu keinen Fehlanreizen, z. B. der Verlagerung von Abholzung in andere Gebiete, kommt.

Die Zahlungen für die einzelnen Länder sollen zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen führen und werden daher auch auf deren Grundlage ausgezahlt. Dies birgt jedoch die Gefahr, dass Länder mit einem hohen Waldbestand und geringen Abholzungsraten keine Zahlungen erhalten. Diese hätten somit einen Anreiz, die Abholzungsraten zu erhöhen, wodurch es zu einem Leakage-Effekt kommen würde (vgl. Parker et al. (2009), S. 24 und da Fonseca et al. (2007), S. 1645). Um dies zu verhindern, ist bei der Ausgestaltung des Zahlungsmechanismus darauf zu achten, dass auch finanzielle Mittel und damit Zahlungen für Länder mit einem hohen Waldbestand und geringen Abholzungsraten zur Verfügung stehen. So können entweder Umverteilungen der finanziellen Mittel innerhalb eines bestehenden Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus vorgenommen werden oder es werden zusätzliche finanzielle Mittel bereitgestellt. Die Variante der Umverteilung kann durch die Schaffung von kombinierten Anreizen oder eines Verrechnungsmechanismuses erfolgen. Bei beiden Ansätzen wird ein globales Referenzsystem für die Reduktion von Treibhausgasen festgelegt. Da Länder mit einem hohen Waldbestand kaum bzw. keine Emissionen aus der Abholzung von Wäldern ausstoßen, besteht bei ihnen jedoch auch ein geringes Reduktionspotential. Somit würden sie keine finanzielle Unterstützung aus der Reduktion von Emissionen erhalten. Um eine Abholzung von Waldflächen in diesen Ländern zu verhindern, werden bei dem Ansatz der kombinierten Anreize Emissionsreduktionen oberhalb des Referenzsystems von Ländern mit einem geringen Waldbestand nicht bezahlt. Sie erhalten somit nur Gelder bis zum Erreichen des Referenzsystems und nicht für Leistungen über dieses hinaus.<sup>26</sup> Diese eingesparten

---

<sup>26</sup> Ein solches Vorgehen würde jedoch automatisch dazu führen, dass die Länder nur die Ziele ihres Referenzsystems erfüllen. Anstrengungen darüber hinaus würden nicht mehr bestehen und wahrscheinlich auch ausbleiben. Es besteht somit die Gefahr, dass eventuelle Reduktionspotentiale nicht genutzt werden.

finanziellen Mittel werden dann auf Länder mit einem hohen Waldbestand verteilt. Ein weiterer Ansatz zur Umverteilung der finanziellen Mittel sieht eine Steuer oder Abgabe auf Zahlungen für die Reduktion der Emissionen in Ländern mit einem geringen Waldbestand vor. Diese Einnahmen fließen in einen Fonds, z. B. dem Woods Hole Research Center, aus dem dann Bestandszahlungen für die Länder mit einem hohen Waldbestand erfolgen. Es kann jedoch bei diesen beiden Ansätzen zu Verzerrungseffekten hinsichtlich der Emissionsreduktionen durch Länder mit geringem Waldbestand kommen. Die Anreizwirkungen zum Aufbau von CO<sub>2</sub>-Senken durch den Schutz von Waldflächen werden aufgrund der geringeren Zahlungen gesenkt. Im Unterschied zu den Umverteilungsansätzen, die die finanziellen Mittel zur Verhinderung des Leakage aus dem finanziellen Mitteln der Emissionsreduktionen selber generieren, werden bei dem zweiten Ansatz die finanziellen Mittel aus anderen Sektoren generiert. So können etwa Stabilisierungsfonds eingerichtet werden, welche dazu beitragen, Leakages zu verhindern. Die Ressourcen für einen oder mehrere solcher Stabilisierungsfonds könnten z. B. aus Abgaben innerhalb des Schiff- und Flugverkehrs kommen (vgl. Parker et al. (2009), S. 24 f.).

## **5.2 Reducing Emission from Deforestation and Forest Degradation und der Schutz von Biodiversität als Co-Benefit**

Auf der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung 1992 wurden zwei Konventionen verabschiedet, zum einen die *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC), mit der das Ziel der Stabilisierung der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre verfolgt wird, und zum anderen die *Convention of Biological Diversity* (CBD), durch welche der Erhalt der biologischen Vielfalt erfolgen soll. Zwar stehen beide Konventionen für sich alleine und verfolgen separate Ziele, nach Artikel 5 der CBD sollen jedoch auch inter-institutionelle Kooperationen ermöglicht werden (vgl. United Nations (1992), Artikel 5). Möglichkeiten der Zusammenarbeit zwischen beiden Konventionen bestehen hinsichtlich der Analyse des Einflusses des Klimawandels auf die Biodiversität und

bei der Ausarbeitung von Möglichkeiten des Schutzes von Biodiversität die in Maßnahmen des Kyoto-Protokolls zu integrieren wären (vgl. Caparros und Jacquemont (2003), S. 144).

An der zweiten Möglichkeit der Zusammenarbeit zwischen den beiden Konventionen setzt REDD, das als ein mögliches Nachfolgeabkommen für das Kyoto-Protokoll gesehen wird (vgl. Schmidt (2009), S. 3), an. Bei dessen Umsetzung wird die Frage der Einbeziehung von weiteren Zielen, wie der Reduzierung der Armut, mehr Gerechtigkeit, sowie der Schutz weiterer Umweltleistungen, immer wieder diskutiert (vgl. Brown et al. (2008), S. 108 ff.).

### **5.2.1 Begründung für die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität als Co-Benefit**

Für die Integration des Schutzes biologischer Vielfalt als ein weiteres Ziel in den REDD-Ansatz kann wie folgt argumentiert werden. Die Abholzung von Wäldern bzw. die Veränderung ihrer Struktur hat nicht nur Auswirkungen auf die Emission von Treibhausgasen, sondern auch auf den Bestand von Biodiversität (vgl. Ebeling und Yasué (2008), S. 5 und Imai et al. (2009), S. 1 f.). Innerhalb des REDDplus-Ansatzes wurde sich somit für die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität über die Waldstruktur entschieden. Eine andere Möglichkeit wäre der Schutz bestimmter Arten (vgl. Bergseng et al. (2012), S. 12).

Erfolgt eine nachhaltige Bewirtschaftung bestehender und eine Wiederaufforstung abgeholzter Wälder, so könnten davon beide Umweltgüter profitieren (vgl. Imai et al. (2009), S. 3), da sowohl für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid wie auch für die Erhaltung von Biodiversität von einem nachhaltigen Waldmanagement positive Effekte erwartet werden könnten (vgl. Kitayama (2008), S. 2). Diese positiven Effekte bestehen darin, dass es durch eine Steigerung der Diversität innerhalb eines Waldes zu einer Erhöhung seiner Resistenz gegen Umweltveränderungen kommt und somit ein langfristig stabiler Kohlenstoffdioxidspeicher etabliert wird (vgl. Karousakis (2009), S. 11). Es kommt somit zu einer positiven Beeinflussung der beiden Umweltgüter. Jedoch muss eine Differenzierung hinsichtlich verschiedener Regionen erfolgen. Auf globaler Ebene kann zwar ein positiver Zusammenhang zwischen den

beiden Zielen festgestellt werden, dieser ist jedoch nicht automatisch auf die regionale Ebene übertragbar (vgl. Paoli et al. (2010), S. 2 und Strassburg et al. (2010), S. 101). Auf regionaler Ebene kann es dazu kommen, dass dieser positive Effekt zwischen Biodiversität und Speicherung von Kohlenstoffdioxid sehr gering ausfällt, d. h. es kann zwar zu einer Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Speicherung kommen, der Anstieg der Biodiversität als weiteres Ziel ist jedoch sehr gering oder gar nicht vorhanden (vgl. Nelson et al. (2008), S. 9472 und Strassburg et al. (2010), S. 101).

Die Entscheidung, ob der Schutz von Biodiversität als ein weiteres Ziel in den REDD-Ansatz integriert werden soll oder nicht, kann somit nicht pauschal von der globalen Ebene vorgegeben werden. Die Einbeziehung des Biodiversitätsschutzes sollte als Option ermöglicht und dann im Einzelfall für jede Region geprüft werden. Wie schon im Abschnitt 3.4 angesprochen zeigt sich hier der Vorteil der Umsetzung regionaler Maßnahmen, wodurch die Effizienz und Effektivität der jeweiligen PES-Programme und des REDD-Ansatzes gesichert werden kann.

### **5.2.2 Möglichkeiten der Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität als Co-Benefit**

Bei der Integration von Biodiversität als Sekundärziel in den REDD-Ansatz ist die Anpassung des institutionellen Rahmens für die Effizienz eines REDD-Programms von entscheidender Bedeutung. Im Mittelpunkt stehen auch hier wieder die im Abschnitt 5.1.2 angesprochenen einzelnen Komponenten eines nationalen REDD-Programms.

#### **a) Anpassung des Umfanges**

Eine entscheidende Frage für die Umsetzung des Ziels *Erhaltung von Biodiversität* innerhalb des REDD-Ansatzes ist die Bestimmung des Umfanges der nationalen REDD-Programme. Auf die verschiedenen Möglichkeiten der Festsetzung des Umfanges von REDD-Programmen wurde im Abschnitt 5.1.2 ausführlich eingegangen. Als geeigneter Umfang für die Integration des Schutzes von Biodiversität innerhalb des REDD-Ansatzes ist der Mechanismus von REDDplus anzusehen. Dieser

zielt nicht nur auf die Erhaltung und Ausweitung der Speicherkapazitäten von Wäldern für Treibhausgase ab, sondern fordert ebenso eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder (vgl. UN Framework Convention on Climate Change (2007), Decision 2 /CP.13, S. 8). Mit einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Waldflächen ist eine Erhöhung der Biodiversität und damit auch eine Erhöhung der Belastbarkeit des Ökosystems Wald verbunden (vgl. Karousakis (2009), S. 14 und Harvey et al. (2010), S. 3). Es muss also darauf geachtet werden, welche Art von Wald durch ein REDD-Programm bewirtschaftet wird. Positive Effekte hinsichtlich der Biodiversität und der Reduktion von Treibhausgasen sind nur zu erwarten, wenn die Schutzmaßnahmen in Wäldern durchgeführt werden, die durch nachhaltige Abholzungsraten gekennzeichnet sind. Eingriffe, auch in Form von Schutzmaßnahmen, in intakte und altgewachsene Wälder würden sich negativ auf die beiden Ökosystemleistungen auswirken bzw. keine zusätzlichen Leistungen beim Schutz biologischer Vielfalt hervorbringen.

Für einen effektiven Schutz von Biodiversität durch die Integration dieses Zieles in den REDD-Ansatz ist es somit erforderlich, Maßnahmen aufzunehmen, welche zur Erhaltung von Biodiversität beitragen. Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität innerhalb des REDD-Ansatzes können die Einbeziehung von Naturschutzgebieten oder die Einführung von sog. Safeguards sein, um so biodiversitätsfreundliche Bewirtschaftungsmethoden zu etablieren (vgl. Harvey et al. (2010), S. 3 und Grainger et al. (2009), S. 975). Dazu muss auf nationaler Ebene festgelegt werden, welche Ökosysteme innerhalb eines bestehenden Verbundes von Naturschutzgebieten fehlen oder unterrepräsentiert sind. Anhand dieser Festlegung kann dann eine Priorisierung darüber erfolgen, welche Art von Ökosystemen innerhalb eines Landes besonders schützenswert ist und mit entsprechenden Landnutzungsmethoden bewirtschaftet werden muss. Dies kann durch Restriktionen der forstwirtschaftlichen Produktionsweise oder durch die Rückübertragung von Wäldern in Naturschutzgebieten bzw. Reservate erfolgen (vgl. Paoli et al. (2010), S. 5). Auch sollte eine Zusammenarbeit der UNFCCC und der CBD bei der Bündelung beider Umweltziele erfolgen (vgl. Grainger et al. (2009), S. 975). Dadurch können Schutzmaßnahmen, die in denselben Regionen parallel durchgeführt werden, zusammen umgesetzt werden und somit evtl. Kosteneinsparungen erfolgen.

## b) Anpassung des Finanzierungsmechanismus

Die Möglichkeiten zur Ausgestaltung des Finanzierungsmechanismus (Finanzierung über den Markt oder durch einen Fonds) müssen ebenfalls an die Anforderungen, die mit einer Bündelung des Schutzes von Biodiversität an die Reduktion von Treibhausgasen auftreten, angepasst werden. Bei der Anwendung des Marktansatzes ist es, wie im vorherigen Abschnitt beschrieben, erforderlich, schon zu Beginn konkrete Referenzlevel festzulegen und ein kontinuierliches Monitoring durchzuführen. Die Etablierung von Referenzsystem wird durch die Einbeziehung des Sekundärziels Erhaltung/Schutz von Biodiversität erschwert, da Biodiversität ein wesentlich heterogeneres Umweltgut ist als die Speicherung von Treibhausgasen (vgl. Harvey et al. (2010), S. 3 und Ring et al. (2010), S. 52).

Eine Möglichkeit der Finanzierung von Biodiversität über den Emissionsmarkt von REDD wäre die Etablierung von Premiumzertifikaten. Diese Zertifikate von Emissionen zeichnen sich dadurch aus, dass bei der Reduktion der Emissionen zusätzlich auf den Erhalt bzw. den Schutz von Biodiversität geachtet wird (vgl. Grainger et al. (2009), S. 975 und Karousakis (2009), S. 12). Bei der Finanzierung von REDD-Maßnahmen durch den Fonds-Ansatz ist die Quelle, aus der die finanziellen Mittel stammen, entscheidend für die Ausgestaltung des Finanzierungsmechanismus. Erfolgt die Finanzierung durch eine oder mehrere Regierungen, so ist es diesen möglich, darüber zu entscheiden, wie die finanziellen Mittel des Fonds auf die verschiedenen Schutzziele verteilt werden. Sie können somit auf das Erreichen bestimmter Ziele hinwirken. Der Nachteil dieses Ansatzes besteht jedoch darin, dass die finanziellen Mittel politischen Entscheidungen unterliegen und somit nicht immer langfristig zur Verfügung stehen. Werden die finanziellen Mittel allerdings über eine Auktion bereitgestellt, so müssen die Ziele des Fonds auf den Schutz der Biodiversität ausgeweitet werden. Hierbei sollte darauf geachtet werden, dass für den Schutz von Biodiversität eigene finanzielle Mittel generiert werden und nicht die finanziellen Mittel zur Reduktion von Treibhausgasen herangezogen werden (vgl. Karousakis (2009), S. 12). Durch diese Separierung der finanziellen Quellen für die beiden Umweltgüter soll verhindert werden, dass es zu neuen Externalitäten kommt. Diese würden auftreten, wenn finanzielle Mittel, die für die Reduktion von Treibhausgasemissionen gedacht sind, zum Schutz von Biodiversität eingesetzt werden. Auch bei der Integration der Biodiversität als Sekundärziel ist ein phasenweiser Aufbau des Finanzierungs-

mechanismus möglich, um die Nachteile der Finanzierungsansätze zu umgehen (s. Abschnitt 5.1.2). Es ist jedoch fraglich, ob die alleinige Finanzierung nach der vollständigen Implementierung über einen Emissionsmarkt zum Schutz von Biodiversität beiträgt. Die finanziellen Mittel eines Emissionsmarktes haben das Ziel, die Emissionen aus der Abholzung von Wäldern zu reduzieren. Daher dürften diese finanziellen Mittel zuerst in Regionen fließen, welche ein hohes Emissionsreduktionspotential aufweisen. Es wäre daher überlegenswert, zusätzliche Fonds zum Schutz von Biodiversität zu etablieren (vgl. Brown et al. (2008), S. 116 und Harvey et al. (2010), S. 4). Somit würde der Schutz der biologischen Vielfalt nicht von den finanziellen Mitteln des Ziels der Reduktion der Treibhausgase durch den Schutz von Wäldern abhängen.

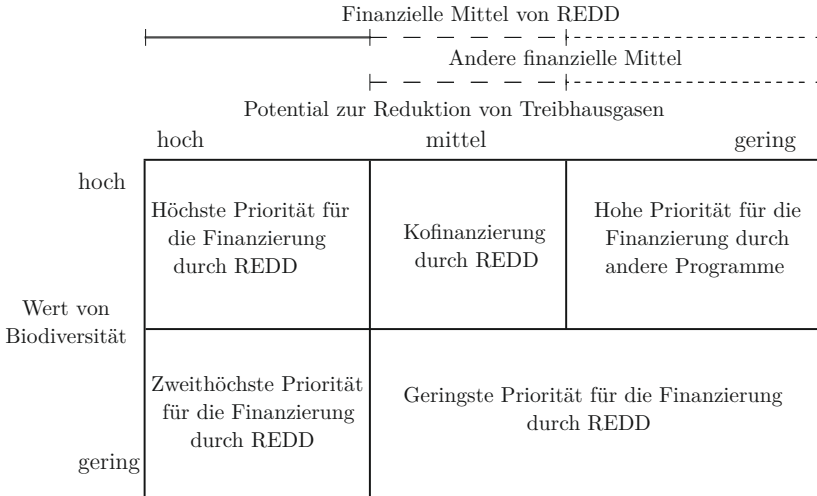
### **c) Anpassung des Zahlungsmechanismus**

Wie im Abschnitt 5.1.2 schon angesprochen, sollte der Zahlungsmechanismus so konstruiert werden, dass nicht nur das Primärziel der Reduktion von Emissionen, sondern auch weitere Ziele verfolgt werden können. Da der REDD-Mechanismus nur mit begrenzten finanziellen Mittel ausgestattet ist, ist es erforderlich, diese anhand bestimmter Kriterien zu verteilen. Ein Kriterium ist die Übereinstimmung der potentiellen Aufnahmefähigkeit von Kohlenstoffdioxid eines Waldbestandes und des Werts von Biodiversität. Die Entscheidung über die geeigneten Regionen, in denen eine Bündelung der beiden Umweltleistungen erfolgen soll, ist notwendig, da nicht pauschal von einer positiven gegenseitigen Beeinflussung der Reduktion von Treibhausgasen und Biodiversität ausgegangen werden kann. Die Wahl der Region ist somit ein entscheidendes Kriterium für die Effektivität eines REDD-Programms. Dass es nicht automatisch zu einer gegenseitig positiven Beeinflussung der beiden Umweltgüter kommt, liegt daran, dass nicht alle Regionen mit einer hohen Biodiversität gleichzeitig das Ökosystem Wald umfassen. In diesen wäre es dann zwar möglich, Biodiversität zu schützen, die Reduzierung von Treibhausgasen würde jedoch ins Leere laufen. Aus diesem Grund ist es bei der Integration des Nebenziels „Erhaltung der Biodiversität“ wichtig, Regionen zu identifizieren, in welchen Synergieeffekte zwischen diesen beiden Zielen bestehen (vgl. Miles und Kapos (2008), S. 1454 und Paoli et al. (2010), S. 1).



Als Entscheidungsgrundlage dafür, in welche Regionen finanzielle Mittel aus dem REDD-Ansatz fließen sollen, nutzen Miles und Kapos (2008) eine zweidimensionale Entscheidungsmatrix, die das *Potential der Reduktion von Emissionen* in *hoch*, *mittel* und *gering*, den *Wert von Biodiversität* in *hoch* und *gering* einteilt (s. Abb. 5.3).

Abbildung 5.3: Priorisierung der Finanzierung durch den REDD-Mechanismus



Quelle: In Anlehnung an Miles und Kapos (2008), S. 1455.

Regionen, die für beide Ökosystemleistungen einen hohen Wert aufweisen, sollten die höchste Priorität bei der Finanzierung durch REDD besitzen, wohingegen Schutzmaßnahmen in Regionen mit einem geringen Potential an Emissionsreduktionen, aber einem hohen Wert an Biodiversität, durch andere Programme finanziert werden sollten. Eine Finanzierung aus Mitteln von REDD und Mitteln anderer Programme sollte in Regionen vorgenommen werden, die ein mittleres Reduktionspotential für Emissionen und einen hohen Wert an Biodiversität aufweisen (vgl. Miles und Kapos (2008), S. 1455).

Neben den Eigenschaften der Regionen, die vor allem für die Effektivität der einzelnen nationalen Programme von Bedeutung sind, sollte auch darauf geachtet werden, welche Opportunitätskosten den Landbesitzern durch die Etablierung von ver-

schiedenen Schutzmaßnahmen entstehen. Ein weiteres Kriterium für die Wahl der Regionen, in welche die finanziellen Mittel fließen sollten, sind somit die Opportunitätskosten. Diese sind zum einen mit die größte Kostenkomponente und zum anderen bestimmen sie gleichzeitig auch die Höhe der Zahlungen für die Reduktion von Treibhausgasemissionen und den Schutz von Biodiversität (s. Abschnitt 3.2.2). Um möglichst viele Waldflächen, die das Potential haben, zum Schutz beider Ökosystemleistungen beitragen zu können, in ein REDD-Programm zu integrieren, sollten Schutzmaßnahmen erst in Regionen mit geringen Opportunitätskosten durchgeführt werden (vgl. Ebeling und Yasué (2008), S. 5 und Miles und Kapos (2008), S. 1454). Es muss aber wieder darauf hingewiesen werden, dass durch die ausschließliche Beachtung von Regionen mit geringeren Opportunitätskosten Regionen mit einem hohen Leistungspotential ausgeschlossen werden könnten. Voraussetzung ist hierbei eine positive Korrelation zwischen der Höhe der Opportunitätskosten und dem Leistungspotential für die Bereitstellung einer der beiden Ökosystemleistungen.

### 5.2.3 Zwischenfazit

Die Bündelung der Ökosystemleistungen Kohlenstoffdioxidbindung und Biodiversität kann wie folgt begründet werden: erstens besteht eine Komplementarität zwischen den beiden Ökosystemleistungen (Paoli et al. (2010), S. 6 und Ring et al. (2010), S. 52), die jedoch regional unterschiedlich ausgeprägt ist (vgl. Nelson et al. (2008), S. 8472 und Strassburg et al. (2010), S. 101) und zweitens werden durch die Berücksichtigung der Biodiversität auch Länder in das REDD-Konzept einbezogen, die einen hohen Waldbestand und geringe Abholzungsraten aufweisen. Diese Länder dürften von der Gefahr eines Leakage potentiell am meisten betroffen sein. Denn es besteht bei diesen ein Anreiz zur Abholzung des Waldbestandes, um dann die Zahlungen für die Aufforstung bzw. den Schutz des noch bestehenden Waldbestandes zu erhalten (s. Abschnitt 3.4). Die Einbeziehung des Schutzes bzw. der Erhaltung der Biodiversität kann somit einem Leakage-Effekt vorbeugen (vgl. Harvey et al. (2010), S. 5).

Zentrale Voraussetzung für die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt in den REDD-Ansatz ist, eine komplementäre Beziehung zwischen dem ökologischen Produktionsprozess von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid.

Für die Bündelung von Ökosystemleistungen bietet der REDD-Mechanismus verschiedene Möglichkeiten. Während der Einführungsphase, in der vereinzelte Versuchsmaßnahmen durchgeführt werden, sollte möglichst darauf geachtet werden, wie eine Bündelung der beiden Ökosystemleistungen vollzogen werden kann und eine Evaluation verschiedener Ansätze vorgenommen werden. Die Ergebnisse einer solchen Evaluation sollten dann in den weiteren Entscheidungsprozess mit einbezogen werden. Eine weitere Möglichkeit wäre die Einrichtung von Arbeitsgruppen, die Richtlinien für die Bündelung der beiden Umweltleistungen erarbeiten. Die für die Umsetzung der zusätzlichen Schutzmaßnahmen entstehenden Kosten können durch die in Abschnitt 5.2.2 angesprochenen Möglichkeiten der Finanzierung gedeckt werden.

Karousakis (2009) sieht die Gefahr, dass es durch eine Bündelung der Speicherung von Kohlenstoffdioxid und der Erhaltung der Biodiversität zu einem Anstieg der Transaktionskosten kommt, wenn das Ziel des Schutzes von Biodiversität zu stark in den Vordergrund rückt. Dieser Anstieg der Transaktionskosten würde dann zu einer Verringerung der geschützten Waldflächen, deren nachhaltigen Nutzung und somit des Schutzes bzw. Erhalts der Biodiversität führen. Um diesen Effekt zu verhindern, ist es von großer Bedeutung, dass die Grenzen des REDD-Mechanismus bei der Integration des Schutzes von Biodiversität als Sekundärziel berücksichtigt werden (vgl. Karousakis (2009), S. 20). Zu diesem negativen Effekt kommt es jedoch nur, wenn die Transaktionskosten zweier separaten Schutzprogramme höher sind als die bei einer Bündelung. Von einem negativen Effekt der Integration des Schutzes von Biodiversität aufgrund des Anstiegs der Transaktionskosten durch die Einbeziehung beider Ökosystemleistungen zu schließen, wäre nicht ausreichend. Diese müssten mit der Summe der Transaktionskosten von zwei separaten PES-Programmen verglichen werden (s. Abschnitt 4.4.3).



# 6 Economies of scope bei den Transaktionskosten von REDDplus in Südostasien und Südamerika

Im Abschnitt 4.4.3 wurde aufgezeigt, dass die Bündelung von zwei oder mehreren Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms zu einer Steigerung der Effizienz bzgl. der Bereitstellung dieser Ökosystemleistungen führen kann. Voraussetzung für diese Wirkungen war jedoch die Realisierung von Verbundvorteilen bei den Transaktionskosten, sog. economies of scope.

Im folgenden Kapitel der Arbeit wird empirisch untersucht, inwiefern bei der Umsetzung des Konzeptes der *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*, durch die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität, economies of scope bei den Transaktionskosten realisiert werden können. Die Analyse erfolgt anhand dreier Länder Mittel- und Südamerikas (Costa Rica, Mexiko, Peru) und dreier Länder Südasiens (Kambodscha, Indonesien, Vietnam).

Im ersten Abschnitt des Kapitels wird die Entwicklung der Biodiversität und der Landnutzung in den jeweiligen Ländern dargestellt. Dadurch kann die Notwendigkeit des Einsatzes von REDDplus verdeutlicht werden. Im zweiten Abschnitt erfolgt eine Darstellung der Ursachen, die für die Entwicklung der Biodiversität und die Änderungen in der Landnutzung verantwortlich sind. Auf Grundlage dieser Analyse der bisherigen Entwicklung in den Ländern erfolgt eine Beschreibung der Umsetzung des REDDplus-Ansatzes innerhalb der sechs Länder und der Ziele, die mit der Etablierung des REDDplus-Mechanismus erreicht werden sollen. Hierzu werden ein

Business-as-usual-Szenario und ein REDD-Szenario erstellt. Anhand dieser Szenarios erfolgt die Analyse der Möglichkeit der Realisierung von economies of scope bei den Transaktionskosten des REDDplus-Ansatzes im dritten Abschnitt dieses Kapitels.

## 6.1 Entwicklung der Biodiversität und Ursachen für den Verlust in den einzelnen Ländern bis 2010

Bevor die eigentliche Analyse der Realisierung von economies of scope durch die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität in den REDD-Ansatz erfolgt, soll die Wahl der in die Analyse einbezogenen Länder begründet werden. Dazu wird zu Beginn die Entwicklung der biologischen Vielfalt in den einzelnen Ländern anhand verschiedener Indikatoren aufgezeigt. Durch diese ist erkennbar, dass in allen Ländern die biologische Vielfalt gefährdet ist und somit Schutzbemühungen vorgenommen werden sollten. Im Anschluss erfolgt dann die Analyse der verschiedenen Ursachen für den Rückgang des Bestandes an Biodiversität, an denen die einzelnen Schutzmaßnahmen ausgerichtet werden.

### 6.1.1 Entwicklung der Biodiversität

Wie im Abschnitt 2.1 aufgezeigt, ist der Begriff der Biodiversität kein homogener Begriff. Aus diesem Grund muss bzw. sollte bei der empirischen Darstellung der Biodiversität auf verschiedene Indikatoren zurückgegriffen werden.

Ein Indikator zur Darstellung der Situation der Biodiversität ist die Anzahl der gefährdeten Arten in einem Land, die durch die *Rote Liste* der International Union for Conservation of Nature (IUCN) erfasst werden. Die Rote Liste der IUCN teilt die weltweit bekannten Arten in neun Kategorien ein. Davon beschreiben drei Kategorien (*kritisch gefährdet* (CR), *gefährdet* (EN) und *verwundbar* (VU)) die Anzahl der gefährdeten Arten auf der Welt bzw. in einer Region. Eine weitere Kategorie der Roten Liste sind *ausgestorben* und *in der Wildnis ausgestorben* (EX); hierbei

handelt es sich um Arten, bei denen das letzte Individuum gestorben ist und somit die Art entweder in der freien Wildbahn oder vollständig vernichtet wurde. Sind Arten gemäß der IUCN Kriterien nicht als gefährdet eingestuft, jedoch kurz vor der Gefährdung, so werden sie in die Kategorie *beinahe gefährdet* eingestuft. Des Weiteren gibt es die Kategorien *ungefährdet*, *Datendefizit* (DD) und *nicht evaluiert* (vgl. Standards and Petitions Subcommittee of the IUCN (2010), S. 7 ff.). Die Einteilung der Arten in die entsprechenden Gefährdungskategorien erfolgt anhand der folgenden Kriterien:

- Populationsentwicklung,
- Größe des Verbreitungsgebietes, dessen Fragmentation und Veränderung,
- kleine Populationsgröße, die Fragmentation und Veränderung der Population,
- sehr kleine Populationsgröße oder sehr eingeschränkte Verteilung,
- quantitative Analysen des Aussterberisikos.

Den einzelnen Kriterien liegen verschiedene biologische Indikatoren zu Grunde, mit denen die entsprechende Einstufung der Arten erfolgt.<sup>27</sup>

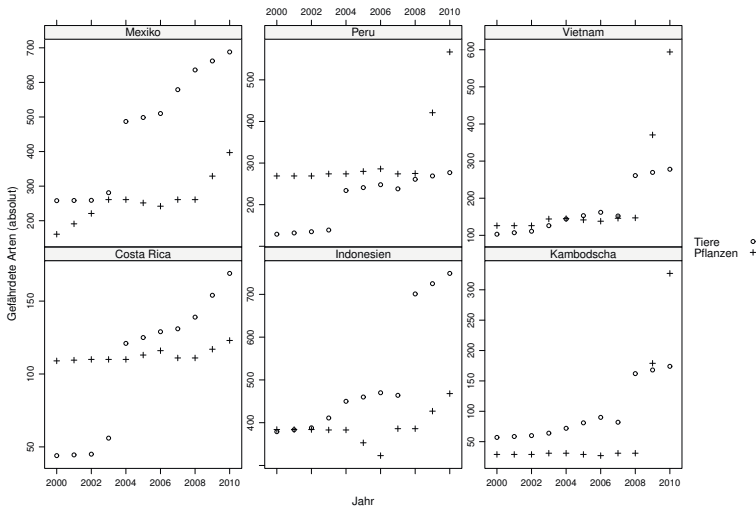
Wird die Entwicklung der gefährdeten Arten für die Analyse des Zustandes der Biodiversität herangezogen, so ist ein absoluter Anstieg der gefährdeten Arten sowohl bei den Pflanzen als auch bei den Tieren in allen Ländern, die in die Analyse einbezogen werden, zu erkennen. Den größten Anstieg der gefährdeten Pflanzen in den letzten beiden Jahren haben Kambodscha, Peru und Vietnam zu verzeichnen. So waren 2010 in Kambodscha 327 Pflanzen, in Peru 567 Pflanzen und in Vietnam 594 Pflanzen gefährdet. Bei den gefährdeten Tieren hingegen wiesen Indonesien und Mexiko mit Abstand die meisten gefährdeten Arten auf, mit 749 gefährdeten Tieren in Indonesien und 688 gefährdeten Tieren in Mexiko im Jahr 2010 (s. Abb. 6.1). Hingegen ist der Anteil der gefährdeten Arten an der Gesamtzahl der bekannten Arten<sup>28</sup> in den betrachteten Ländern abnehmend bzw. stabil.

---

<sup>27</sup> Eine genaue Beschreibung der Einteilung der Arten in die jeweiligen Gefährdungskategorien gemäß den Kriterien und biologischen Indikatoren wird im Standards and Petitions Subcommittee of the IUCN (2010), S. 14, beschrieben.

<sup>28</sup> Der Anteil der gefährdeten Arten an der Gesamtzahl der bekannten Arten wurde wie folgt berechnet:  $\frac{(CR+EN+VU)}{(Gesamt-EX-DD)}$  (vgl. The IUCN Red List of Threatened Species (2011a)).

Abbildung 6.1: Gefährdete Arten (absolut)



Quelle: The IUCN Red List of Threatened Species (2011a).

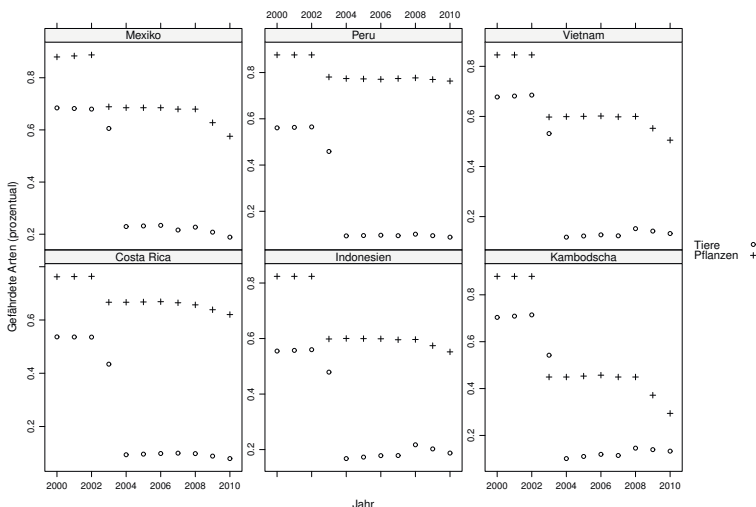
Wird jedoch der prozentuale Anteil der gefährdeten Arten an allen bewerteten Arten betrachtet (s. Abb. 6.2), so ist zu berücksichtigen, dass die bewerteten Arten in den einzelnen Jahren und damit die Gesamtanzahl der Arten variieren. Dies ist darauf zurückzuführen, dass erstens nicht alle Arten bekannt sind und bewertet werden und zweitens bei manchen Arten die notwendigen Informationen unzureichend sind und eine Einteilung in die jeweilige Kategorie nicht erfolgen kann (vgl. The IUCN Red List of Threatened Species (2011b), S. 7–14). Der Rückgang des prozentualen Anteils der gefährdeten Arten ist somit eher auf einen überproportionalen Anstieg neu entdeckter bzw. bewerteter Arten zurückzuführen als auf einen Rückgang der gefährdeten Arten, wie an den absoluten Zahlen gesehen werden kann.

Werden nur die gefährdeten Arten in die Analyse der Situation und Entwicklung der Biodiversität einbezogen, so wird nicht der gesamte Begriff der Biodiversität, wie er im Abschnitt 2.1 definiert wurde, erfasst. Um die Situation der Biodiversität in den sechs für die weitere Analyse ausgewählten Ländern möglichst genau darzustellen, ist es erforderlich, neben der Artendimension des Biodiversitätsbegriffes



auch die Lebensraum- bzw. Ökosystemdimension mit einzubeziehen. In der Convention on Biological Diversity wurde daher neben den gefährdeten Arten auch die Entwicklung der Waldflächen und Waldarten innerhalb einer Region als Indikator aufgenommen.

Abbildung 6.2: Gefährdete Arten (prozentual zur Gesamtanzahl)



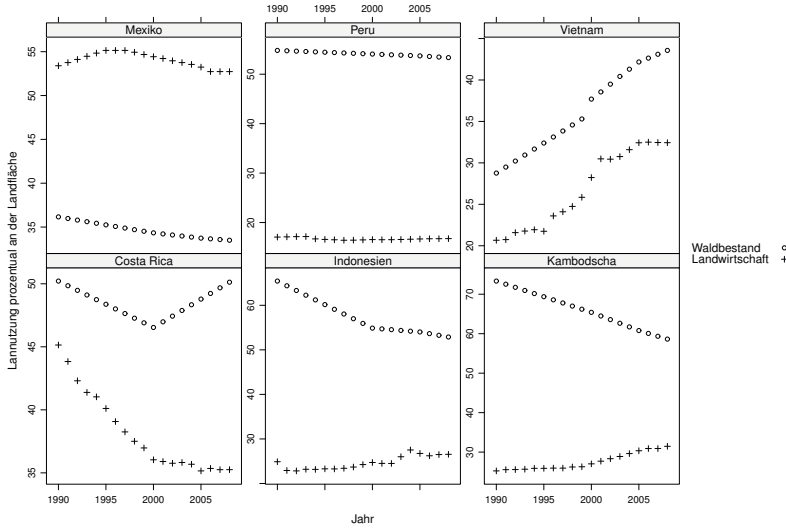
Quelle: The IUCN Red List of Threatened Species (2011a).

Da Wälder Ökosysteme mit einer sehr hohen biologischen Vielfalt sind, wird die Entwicklung der Waldflächen als Indikator zur Darstellung der Situation der Biodiversität eines Landes herangezogen. Sie sind Lebensraum, sowohl für Pflanzen als auch für Tiere und Mikroorganismen, und somit ist bei einem Rückgang der Waldflächen und damit der Lebensräume auch mit einem Rückgang der biologischen Vielfalt zu rechnen (vgl. Biodiversity Indicators Partnership (2010)).

Von 1990 bis 2010 ist ein enormer Rückgang der Waldflächen zu verzeichnen (s. Abb. 6.3). Die Folge ist der Verlust einer der wichtigsten terrestrischen Lebensräume für die meisten Pflanzen- und Tierarten. Der größte Rückgang der bewaldeten Flächen ist in Kambodscha mit 22 % und in Indonesien mit 21 % zu verzeichnen, in Vietnam hingegen wurden im gleichen Zeitraum die Waldflächen um 47 % ausgeweitet

(Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010a) und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 224).

Abbildung 6.3: Entwicklung der Landnutzung von 1990 bis 2008



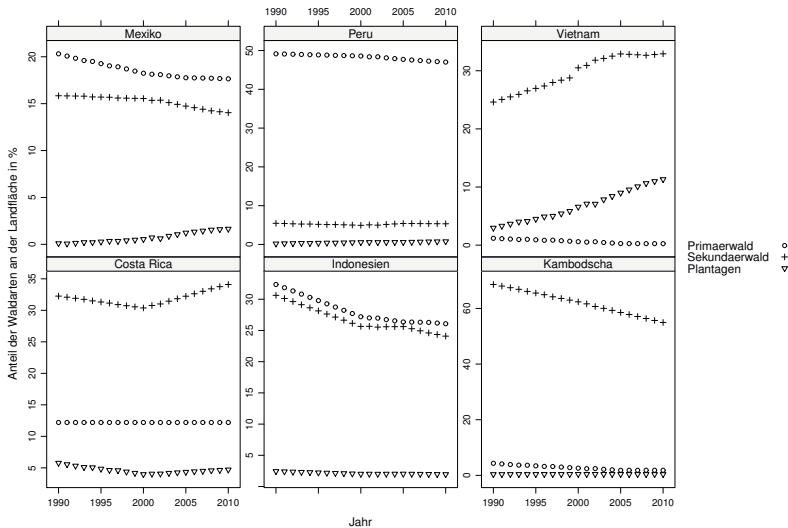
Quelle: Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010a) und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 224.

Ebenso hat Costa Rica seine Waldflächen von 1990 bis 2010 um 1,59 % ausgeweitet, wohingegen Mexikos und Perus Waldflächen um 7,81 % und 3,08 % reduziert wurden. Allerdings ist auch der Begriff des Waldes kein homogener Begriff, er setzt sich aus verschiedenen Waldarten zusammen.

Neben der gesamten Waldfläche eines Landes sollten somit auch die Entwicklungen der verschiedenen Waldarten zur Analyse der Situation der Wälder und damit der Ökosystemdimension der biologischen Vielfalt herangezogen werden. Die FAO unterscheidet im *Global Forest Resource Assessment* zwischen drei Waldarten: Primärwald, Sekundärwald und Plantagen. Vor allem Primärwälder werden für die Beurteilung der Situation der biologischen Vielfalt als wichtig erachtet, da sie eine hohe Anzahl an Pflanzen- und Tierarten beherbergen. Die FAO definiert Primärwälder als

„forests of native species, in which there are no clearly visible indications of human activity and the ecological processes have not been significantly disturbed.“ (Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 52). Primärwälder zeichnen sich also dadurch aus, dass ihre ökologischen Prozesse nicht durch menschliche Aktivitäten verändert oder beeinflusst wurden und sie daher einen hohen Grad an biologischer Vielfalt aufweisen.

Abbildung 6.4: Entwicklung der Waldarten von 1990 bis 2010



Quelle: Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010b), S. 20, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010c), S. 31, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010d), S. 23, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010e), S. 34, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f), S. 37 und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010g), S. 21.

Wird die Entwicklung der einzelnen Waldarten und insbesondere die der Primärwälder zur Analyse der Situation der biologischen Vielfalt herangezogen, so ist festzustellen, dass der Anstieg der Waldflächen in Vietnam und in Costa Rica vor allem auf die Ausweitung von Plantagen und Sekundärwald und zu Ungunsten des Primärwaldes erfolgte. In Costa Rica sind die Flächen der Primärwälder von 1990 bis

2010 konstant geblieben, in Vietnam hingegen wurden die Primärwaldflächen um 79 % verringert und die der Plantagenflächen mehr als verdoppelt (s. Abb. 6.4). In Mexiko und Indonesien wiederum sind ca. 50 bis 55 % der Waldflächen Primärwald und ca. 5 % Plantagen. Jedoch ist auch in diesen beiden Ländern ein enormer Rückgang der Primärwaldflächen und ein Anstieg der Plantagenflächen erkennbar. Auch in Kambodscha kann die Rodung von 58 % des Primärwaldes und 20 % des Sekundärwaldes als treibende Kraft für den Rückgang der Waldflächen angesehen werden. Zu berücksichtigen ist dabei auch, dass der Primärwald in Kambodscha gerade 3 bis 5 % der Landfläche ausmacht und der Sekundärwald ca. 60 % (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010b), S. 20, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010c), S. 31, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010d), S. 23, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010e), S. 34, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f), S. 37 und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010g), S. 21.).

Zusammenfassend kann also gesagt werden, dass durch den Rückgang der Waldflächen insgesamt und die Reduzierung der einzelnen Waldarten, insbesondere der Primärwälder, ein Rückgang bzw. eine Gefährdung der biologischen Vielfalt in allen sechs Ländern zu befürchten ist. Zwar weisen Vietnam und Costa Rica einen steigenden Waldbestand von 1990 bis 2010 auf, dieser Anstieg basiert jedoch vor allem auf einer Ausweitung von Sekundärwäldern und Plantagen. Auch in den anderen Ländern ist der Rückgang der Waldflächen vor allem auf die Rodung von Primärwald zurückzuführen. Eine Ausnahme innerhalb dieser Ländergruppe stellt Peru dar. Peru weist nur einen leichten Rückgang der gesamten Waldflächen sowie der Primärwälder auf.

Auf die Darstellung der genetischen Dimension des Biodiversitätsbegriffes wird hier aufgrund sehr begrenzter Daten und der dadurch sehr geringen Aussagefähigkeit bzgl. der genetischen Diversität innerhalb der sechs Länder verzichtet. Zur Darstellung der Situation der Biodiversität innerhalb der sechs Länder wird im Folgenden noch auf zwei weitere Indikatoren, den *National Biodiversity Index* und den *GEF Benefits Index for Biodiversity*, eingegangen.

Der einmalig erhobene *National Biodiversity Index*, wurde 2001 im *Global Biodiversity Outlook* ausgewiesen. Er basiert auf der Vielfalt und regionalen Einzigartigkeit von Lebewesen und Pflanzen innerhalb der vier terrestrischen Wirbeltierklassen und der Gefäßpflanzen eines Landes. Die einzelnen Länder sind innerhalb einer Skala von 0,000 bis 1,000 eingeordnet. Wobei der Indexwert 0,000 Grönland und der Indexwert 1,000 Indonesien zugeordnet wird (vgl. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2001), S. 252). Aufgrund der einmaligen Ermittlung des National Biodiversity Index ist es nicht möglich, die Entwicklung der Biodiversität innerhalb eines Landes über einen gewissen Zeitraum zu analysieren. Es kann jedoch für das Jahr 2001 eine Querschnittanalyse bzgl. der Biodiversität eines Landes durchgeführt werden. Gemäß der Festsetzung der Convention on Biological Diversity ist Indonesien das Land mit der höchsten biologischen Vielfalt. Dies bedeutet, dass Indonesien die meisten Wirbeltier- und Gefäßpflanzenarten beherbergt, die es sonst nirgendwo anders auf der Welt gibt. Innerhalb des sechs Länderpanels ist Mexiko mit einem Indexwert von 0,928 das zweitreichste Land an biologischer Vielfalt. Die geringste biologische Vielfalt und damit auch Anzahl an Wirbeltier- und Pflanzenarten weisen nach dem National Biodiversity Index Kambodscha (0,568) und Vietnam (0,682) auf (s. Tab. 6.1).

Als weiterer Indikator kann der *GEF Benefit Index for Biodiversity* herangezogen werden. Dieser erfasst nicht nur eine einzelne Dimension des Biodiversitätsbegriffes, sondern bezieht sowohl die Arten- als auch die Ökosystemdimension des Biodiversitätsbegriffes ein. Er ist der gewichtete Durchschnitt der Länderpunkte für die terrestrische und die maritime Biodiversität, mit dessen Hilfe der potentielle Nutzen des Schutzes von Biodiversität gemessen wird (vgl. Global Environmental Facility (2005), S. 2). Die Skala des GEF Benefit Index for Biodiversity verläuft von 0 (kein Biodiversitätspotential) bis 100 (volles Biodiversitätspotential) (vgl. Weltbank (2011b)). Abgesehen von Vietnam ist in allen anderen Ländern die Biodiversität erheblich zurückgegangen. Den stärksten prozentualen Rückgang des Potentials aus der biologischen Vielfalt einen Nutzen zu ziehen hat Mexiko mit 13,94 % zu verzeichnen, gefolgt von Costa Rica mit 12,20 % und Kambodscha mit 10,36 %. Das größte Potential zur Erhaltung der Biodiversität weisen Indonesien mit 80,96 % und Mexiko mit 68,68 % auf, das geringste Biodiversitätspotential hat hingegen Kambodscha mit 3,48 % (s. Tab. 6.1).

Tabelle 6.1: GEF Benefits Index for Biodiversity und National Biodiversity Index

Land	National Biodiversity Index		GEF Benefits Index for Biodiversity	
	2001	2005	2008	prozentuale Änderung
Costa Rica	0,820	11,08	9,72	-12,20 %
Mexiko	0,928	75,81	68,68	-13,94 %
Peru	0,843	36,32	33,36	-8,14 %
Kambodscha	0,568	3,88	3,48	-10,36 %
Indonesien	1,000	89,95	80,96	-9,99 %
Vietnam	0,682	11,66	12,05	3,36 %

Quelle: Weltbank (2011b) und Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2001), S. 249.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es sich bei den sechs in die Analyse einbezogenen Ländern um Länder handelt, die einen hohen Wert an Biodiversität nach dem National Biodiversity Index aufweisen. Dies trifft vor allem für Indonesien und Mexiko zu. Jedoch ist in allen Ländern ein erheblicher Rückgang der biologischen Vielfalt erkennbar, z. B. anhand des absoluten Anstiegs der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten seit 2000. Neben dieser Gefahr für die Artenvielfalt ist jedoch im Zeitraum 1990 bis 2010 auch ein enormer Rückgang des Lebensraums Wald insgesamt und der Primärwälder zu verzeichnen. Der Rückgang bzw. die Degradierung des Lebensraumes Wald und der Anstieg der gefährdeten Arten spiegelt sich auch im Rückgang des GEF Benefits Index for Biodiversity im Zeitraum von 2005 bis 2008 wider.

### 6.1.2 Ursachen für den Verlust an biologischer Vielfalt

Im vorherigen Abschnitt wurde der Verlust an biologischer Vielfalt innerhalb der sechs Länder (Costa Rica, Mexiko, Peru, Indonesien, Kambodscha und Vietnam) beschrieben. Es stellt sich nun die Frage, was die Ursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt innerhalb der drei mittel- bzw. südamerikanischen und der drei südostasiatischen Länder sind.

Wurde im Abschnitt 2.3.3 allgemein auf die Ursachen des Verlustes biologischer Vielfalt eingegangen, so soll dies nun vor diesem Hintergrund in Bezug auf das Sechs-Länderpanel erfolgen.

### **a) Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen**

Die einzelnen Länder weisen unterschiedliche Ursachen für den Rückgang der Waldflächen, die als Indikator für die Situation der Biodiversität gilt, aus. Die Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen wird jedoch von allen als Ursache für den Rückgang ihrer biologischen Vielfalt angeführt (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 38, Government of Cambodia (2011), S. 34 f., Government of Mexico (2010), S. 22, Government of Peru (2011), S. 59 und Government of Vietnam (2011), S. 33). In Indonesien wird die Abholzung nicht durch die Landwirtschaft, sondern vor allem durch die Ausweitung von Plantagen zur Produktion von Palmöl, vorangetrieben (vgl. Government of Indonesia (2009), S. 5). Durch die Ausweitung landwirtschaftlich genutzter Flächen aufgrund der Rodung, vor allem von Primärwäldern, kommt es zur Zerstörung wichtiger Lebensräume für Pflanzen und Tiere und somit indirekt zu einer Vernichtung der biologischen Vielfalt über die Artendimension des Biodiversitätsbegriffes. Aber auch direkt erfolgt eine Vernichtung der biologischen Vielfalt, da durch die Rodung von Primärwäldern die Ökosystemdimension des Biodiversitätsbegriffes betroffen ist. Werden die Anteile der landwirtschaftlichen Flächen an der gesamten Landfläche betrachtet, so ist vor allem in den drei südostasiatischen Ländern eine Ausweitung der Flächen für die Landwirtschaft zu erkennen (s. Abb. 6.3). Die stärksten Ausweitungen erfolgten in Vietnam mit 49,5 %, in Indonesien und Kambodscha sind im Zeitraum von 1990 bis 2008 zusätzliche Flächen im Umfang von 6,7 % (Indonesien) und 5,5 % (Kambodscha) zur landwirtschaftlichen Produktion genutzt worden. In den mittel- und südamerikanischen Ländern hingegen ist eher ein Rückgang bzw. ein Gleichbleiben der landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erkennen. In Mexiko und Peru wurden die Flächen zur landwirtschaftlichen Nutzung um etwa 1 bis 2 % verringert und in Costa Rica sogar um 21,9 % (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010a)).

### **b) Waldbrände und illegaler Holzschlag**

Ein zweiter entscheidender Faktor für den Rückgang der biologischen Vielfalt in den betrachteten Ländern ist das unkontrollierte Schlagen von Holz und das Legen von Waldbränden (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 38 f., Government of

Indonesia (2009), S. 5 f., Government of Cambodia (2011), S. 37 und Government of Vietnam (2011), S. 35).

Tabelle 6.2: Waldbrände und Eigentumsrechte 1990, 2000 und 2005 (in Tausend Hektar)

		Eigentumsrechte			Waldbrände		
		1990	2000	2005	1990	2000	2005
Costa Rica	privat	1941,87	1799,12	1365,70	na	44,1	26,1
	öffentlich	622,56	576,79	1124,84			
	andere	0	0	0			
Mexiko	privat	na	na	16997	110,483	66,224	37,749
	öffentlich	na	na	2894			
	andere	na	na	45687			
Peru	privat	na	10518	12617	0,8494	35	12
	öffentlich	na	5749	42340			
	andere	na	1203	13785			
Indonesien	privat	15487	90224	89449	38,129	122,39	4,74
	öffentlich	103058	9185	8408			
	andere	0	0	0			
Kambodscha	privat	0	0	0	na	na	na
	öffentlich	12944	11546	10731			
	andere	0	0	0			
Vietnam	privat	109	2255	3120	na	na	na
	öffentlich	5603	6402	9398			
	andere	3651	3068	559			

Quelle: Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010b), S. 11 und 33, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010c), S. 19 und 52, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010d), S. 15 und 41, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010e), S. 22 und 59, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f), S. 23 und 65 Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010g), S. 12 und 35.

Aufgrund der Illegalität dieser Tätigkeiten ist es recht schwer abzuschätzen, welches Ausmaß diese haben. In den Country Reports des *Global Forest Resources Assessment* sind für den illegalen Holzschlag keine Statistiken ausgewiesen. Für das Ausmaß der Waldbrände werden jedoch Daten ausgewiesen. Diese sollten aber nur als Orientierung und nicht als das tatsächliche Ausmaß angesehen werden. So ist zwischen 2000 und 2005 in Costa Rica, Peru und Indonesien ein Rückgang der Wald-



brände zu erkennen. Für Mexiko ist ein Rückgang sogar schon seit 1990 erkennbar. Die Zahl der unkontrollierten Waldbrände ist in Costa Rica im Zeitraum von 2000 bis 2005 um ca. 40 % von 44100 Hektar auf 26100 Hektar gesunken, Mexiko konnte die illegalen Waldbrände innerhalb des gleichen Zeithorizontes sogar um ca. 43 % verringern und im Vergleich zu 1990 um etwa 65%, von 110483 Hektar auf 37749 Hektar (s. Tab. 6.2).

Wird die Entwicklung der Waldbrände in Peru und Indonesien für den Zeitraum von 1990 bis 2005 betrachtet, so kann dieser in zwei Teile aufgespalten werden: erstens der Zeitraum von 1990 bis 2000, in dem es in beiden Ländern zu einem Anstieg der Waldbrände kam; in Peru um 40 % und in Indonesien um mehr als die doppelte Waldfläche als 1990. Zweitens der Zeitraum von 2000 bis 2005, innerhalb dessen es in Peru zu einem Rückgang der Waldbrände von 35000 Hektar auf 12000 Hektar und in Indonesien von 122390 Hektar auf 4740 Hektar kam. Die Flächen, die durch Waldbrände zerstört wurden, sind gemessen an der gesamten Waldfläche der Länder im Jahr 2005 recht gering. So wurden in Indonesien etwa 0,005 % des Waldbestandes durch Feuer zerstört, hingegen ist Costa Rica mit 1.05 % des Waldbestandes das Land mit der größten zerstörten Waldfläche durch Brände (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010c), S. 52, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010d), S. 41, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010e), S. 59 und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f), S. 65).

Vom Auftreten von Waldbränden kann jedoch nicht unmittelbar auf eine Gefährdung der Wälder und der biologischen Vielfalt geschlossen werden, da die Vitalität und die Reproduktivität einiger Waldökosysteme von Bränden abhängt. Durch das Leben von Bränden besteht jedoch die Gefahr, dass diese außer Kontrolle geraten und die Brände auf andere Ökosysteme übergreifen. Dies verursacht sowohl in der entsprechenden Region Umweltschäden, da es zu Bodenerosionen und zur Vernichtung von Lebensräumen kommen kann. Außerdem führt dies zu überregionalen Umweltschäden, da sowohl während als auch nach den Bränden Treibhausgase freigesetzt werden (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 74 f.).

### c) Definition und Durchsetzung von Eigentumsrechten

Eine weitere Ursache für den Rückgang des Waldbestandes und damit der Biodiversität ist die unzureichende Vergabe von Eigentumsrechten bzw. deren rechtliche Umsetzung (s. Abschnitt 2.3.3). Dieses Problem wird vor allem von Costa Rica, Peru und Kambodscha angeführt (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 38, Government of Cambodia (2011), S. 35, Government of Mexico (2010), S. 29 und Government of Peru (2011), S. 60). In Kambodscha ist der gesamte Waldbestand staatliches Eigentum und untersteht dem Ministerium für Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 33). In Costa Rica und Peru hingegen teilt sich der Waldbestand auf private, staatliche und andere Eigentümer auf (s. Tab. 6.2). Seit 2005 ist der Waldbesitz Costa Ricas fast pari auf den privaten und öffentlichen Sektor des Landes aufgeteilt. Im Unterschied dazu ist die eigentumsrechtliche Aufteilung in Peru erst im Zeitraum zwischen 2000 und 2005 abgeschlossen worden. So waren im Jahr 2000 gerade einmal 17,4 Mio. Hektar der gesamten Waldfläche des Landes eigentumsrechtlich definiert, was ca. 25 % der gesamten Waldfläche entsprach. Der größte Anteil fiel dabei dem privaten Sektor mit ca. 10,5 Mio. Hektar zu. Seit 2005 ist der Staat der größte Eigentümer der Waldflächen mit 42,3 Mio. Hektar (s. Tab. 6.2).

Die Ursache des Verlustes bzw. der Zerstörung von Waldflächen scheint somit weniger bei der eigentlichen Definition der Eigentumsrechte zu liegen als vielmehr bei deren Durchsetzung. Dass es durch eine Definition und Durchsetzung der Eigentumsrechte zu einer Verringerung der Abholzungsraten kommen kann, ist auf den Anreiz für ein nachhaltiges Management der Waldflächen zur Erhaltung des Eigentums und damit potentieller Einkommensquellen zurückzuführen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 122). So besitzt der private Sektor zwar Eigentumsrechte an Waldflächen, jedoch sind diese nicht zwangsläufig auch mit den Nutzungsrechten der Flächen verbunden. In Costa Rica z. B. fallen über der Hälfte der Waldflächen eigentumsrechtlich dem privaten Sektor zu, das Recht zur Bewirtschaftung der gesamten Waldflächen hat jedoch der Staat (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 238). Somit wurden zwar die Eigentumsrechte definiert, der private Besitzer kann die Flächen jedoch gar nicht oder nur sehr eingeschränkt so nutzen, wie er es für richtig hält. Dies kann zu illegalen Handlungen, wie illegalem Holzschlag und Brandrodungen, führen. Durch

die unzureichende Definition der Eigentumsrechte an der biologischen Vielfalt eines Landes bzw. deren nicht ausreichende Durchsetzung werden die natürlichen Ressourcen als Allgemeingut angesehen. Die Folge kann eine Übernutzung und damit langfristigen Zerstörung der biologischen Vielfalt sein, wie dies im Abschnitt 2.3.3 dargestellt wurde.

#### d) Armut und Bevölkerungswachstum

Neben der unzureichenden Durchsetzung der Eigentumsrechte sowie der Ausweitung der Landwirtschaft und der Zerstörung von Waldflächen durch Brände, wird von Kambodscha, Mexiko, Peru und Indonesien vor allem die Armut der Bevölkerung und das enorme Bevölkerungswachstum als eine Ursache für die Zerstörung der Biodiversität angeführt.

Tabelle 6.3: Bruttoinlandsprodukt und Bevölkerung

	Bruttoinlandsprodukt in Mrd. US\$			Bevölkerung in Mio.	
	2007	2008	2009	2010	2020
Costa Rica	26,27	29,66	29,93	4,6	5,1-5,3
Mexiko	1025,58	1089,87	874,81	110,6	116,7-122,7
Peru	107,49	129,11	130,32	29,5	32,0-33,7
Indonesien	432,11	510,50	540,27	232,5	247,9-258,8
Kambodscha	8,63	10,34	10,44	15,1	17,7-18,2
Vietnam	71,11	90,27	97,18	89,0	95,6-100,5

Quelle: Weltbank (2011a) und United Nations (2011).

Wird die Entwicklung des Bruttoinlandsproduktes als Indikator für die Armut herangezogen, so kann festgehalten werden, dass in allen der sechs betrachteten Ländern seit Anfang 2000 ein enormes Wirtschaftswachstum erfolgte, mit jährlichen Wachstumsraten von etwa 5 % bis 20 %. Die Wachstumsraten sind jedoch sehr volatil und 2009 kam es in allen Ländern zu einem Rückgang des Bruttoinlandsproduktes, am stärksten in Mexiko mit 19 % (s. Tab. 6.3) (vgl. Weltbank (2011a)).

Zwar stieg das Bruttoinlandsprodukt, jedoch ist der Anteil der unter der Armutsgrenze<sup>29</sup> lebenden Bevölkerung vor allem in den südostasiatischen Ländern hoch. So lebten 2007 in Kambodscha 28,2 %, in Indonesien 2009 18,7 % und in Vietnam 2008 13,1 % der Bevölkerung unter der Armutsgrenze (vgl. Weltbank (2011d)). In den mittel- und südamerikanischen Ländern hingegen liegt der Anteil der Bevölkerung, die unter der Armutsgrenze lebt, zwischen 0,65 % in Costa Rica (2009) und 5,9 % in Peru (2009) (vgl. Weltbank (2011d)).

Von besonderer Bedeutung für die Analyse der Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt in den sechs Ländern ist jedoch die Armut in den ländlichen Regionen, da deren Lebensgrundlage meist auf den Erzeugnissen des Waldes basiert. Der Anteil der ländlichen Bevölkerung, der unter der Armutsgrenze lebt, ist vor allem in Mexiko mit 60,8 % (2008) und Peru mit 60,3 % (2009) sehr hoch. Hingegen haben Indonesien und Vietnam die geringsten prozentualen Anteile der ländlichen Bevölkerung unter der Armutsgrenze mit 17,4 % (2009) und 18,7 % (2008) (s. Tab. 6.4) (vgl. Weltbank (2011c)).

Tabelle 6.4: Prozentualer Anteil der Bevölkerung unter der Armutsgrenze

	an der Gesamtbevölkerung			an der ländlichen Bevölkerung		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009
Costa Rica	-	-	0,65%	21,2%	22,2%	23%
Mexiko	-	3,44%	-	60,8%	-	-
Peru	-	-	5,9%	64,6%	59,8%	60,3%
Indonesien	-	-	18,7%	20,4%	18,9%	17,4%
Kambodscha	28,2%	-	-	34,5%	-	-
Vietnam	-	13,07%	-	-	18,7%	-

Quelle: Weltbank (2011d) und Weltbank (2011c).

Aufgrund der hohen Armut der ländlichen Bevölkerung werden vor allem der illegale Holzschlag, um Brennholz zu erhalten, und die illegale Rodung von Flächen zur landwirtschaftlichen Nutzung vorangetrieben (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 32 und 35 und Government of Mexico (2010), S. 29). Diese Situation der Armut

---

<sup>29</sup> Die Armutsgrenze wird von der Weltbank auf US\$ 1,25 PPP pro Tag festgesetzt (Weltbank (2011d)).

innerhalb der ländlichen Bevölkerung dürfte sich aufgrund des Bevölkerungswachstums in den nächsten Jahren noch verschärfen. Abgesehen von Costa Rica weisen alle anderen Länder Bevölkerungswachstumsraten von 10 bis 20 % von 2010 bis 2020 auf (s. Tab. 6.3). Sollte die Armut aufgrund des enormen Bevölkerungswachstums innerhalb der Länder weiter ansteigen, so dürfte dies den Druck auf die biologische Vielfalt, der ohnehin durch das Bevölkerungswachstum besteht, weiter erhöhen. Zum einen wird der Druck durch die Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen wachsen, um die Versorgung der Bevölkerung mit Lebensmitteln zu sichern und zum anderen dürfte der Ausbau der Infrastruktur weiter forciert werden, um der Bevölkerung einen Zugang zu Elektrizität und sauberem Wasser zu gewährleisten. Dies könnte zu einer weiteren Zerstörung von Lebensräumen durch Abholzungen führen.

#### **e) Ausbau der Infrastruktur und steigender Energiebedarf**

Neben den bisher beschriebenen Ursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt innerhalb der einzelnen Länder wird als weitere zentrale Ursache auf den Ausbau der Infrastruktur im Bereich der Wasser- und Energieversorgung verwiesen. Der Ausbau der Infrastruktur und der steigende Energiebedarf werden vor allem in Kambodscha, Vietnam und Peru als eine Ursache für den Verlust von Biodiversität angesehen.

So kommt es in Kambodscha zur Abholzung von Wäldern und damit zur Zerstörung von Lebensräumen aufgrund des Energiebedarfs. Dieser wird vor allem durch Brennholz, welches nicht nur die primäre Energiequelle für die ländliche Bevölkerung, sondern auch für Teile der Industrie ist, gedeckt (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 35).

In Vietnam wird ein jährlicher Anstieg der Energienachfrage um 11 % von 26209 MW (2010) auf ca. 44162 MW (2015) erwartet. Dieser soll vor allem durch den Ausbau der Wasserenergie gedeckt werden. So sollen bis 2025 21 große Staudämme, die eine Stromleistung von ca. 4610 MW produzieren, gebaut werden. Für diese Großprojekte werden 4227 Hektar natürlicher Wald und 1367 Hektar Plantagen gerodet. Neben diesen 21 Großprojekten werden noch mehrere kleine Staudämme errichtet, die eine Kapazität von 3860 MW umfassen sollen (vgl. Government of Vietnam (2011), S. 37 f.). Auch in Peru stellt der steigende Energiebedarf eine Herausfor-

derung für den Erhalt der Biodiversität dar. Der Energiebedarf soll auch hier vor allem mit Wasserkraft gedeckt werden. Auch dies dürfte, wie in Vietnam, mit einem Rückgang von Waldflächen und damit von Lebensräumen verbunden sein. Ein weiteres Problem stellt in Peru der Ausbau von Straßen dar, z. B. der Ausbau des Nord-, Süd- und Zentralhighwaysystems (vgl. Government of Peru (2011), S. 58 und 60).

### 6.1.3 Zwischenfazit

In diesem Abschnitt wurde die Entwicklung der biologischen Vielfalt der sechs Länder aufgezeigt. Es ist deutlich sichtbar, dass in allen sechs Ländern sowohl die Artenvielfalt, als auch die Ökosystemvielfalt gefährdet ist. Seit 2000 steigt die Anzahl der gefährdeten Arten. Aber auch der Rückgang der Waldflächen und hier vor allem der Primärwälder deutet auf einen erheblichen Verlust der biologischen Vielfalt in den jeweiligen Ländern hin. Neben diesen Indikatoren, welche nur einen Teil des Begriffs der Biodiversität erfassen, wurden Biodiversitätsindizes betrachtet. Diese setzen sich aus verschiedenen Indikatoren zusammen und versuchen somit die biologische Vielfalt in einem Indikator zu erfassen. Betrachtet wurden zum einen der National Biodiversity Index und der GEF Benefits Index for Biodiversity. Da der National Biodiversity Index nur einmal, im Jahr 2001, erhoben wurde, kann durch diesen nur aufgezeigt werden, dass alle Länder durch einen hohen Bestand an Biodiversität gekennzeichnet sind. Es besteht somit das Potential für Synergieeffekten zwischen dem Schutz der biologischen Vielfalt und der Reduktion von Treibhausgasen aus der Zerstörung von Wäldern. Der GEF Benefits Index for Biodiversity wurde hingegen zweimal erhoben, 2005 und 2008. Beim Vergleich beider Erhebungen wird deutlich, dass in allen Ländern, abgesehen von Vietnam, ein Rückgang des Index zu verzeichnen ist. Dies weist darauf hin, dass es innerhalb der drei Jahre zu einem Verlust des möglichen Nutzens aus der biologischen Vielfalt gekommen ist und es somit auch einen Rückgang des Bestandes dieser gab.

Im zweiten Teilabschnitt wurden dann die verschiedenen Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt aufgezeigt. Dabei wurde sich vor allem auf die Readiness Preparation Proposals (R-PP) der sechs Länder bezogen, die sie für die Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) zur Teilnahme an REDD erstellen mussten. Die

Ursachen sind in den meisten Ländern, abgesehen von manchen Ausnahmen, recht ähnlich. Auch stimmen diese mit denen im Abschnitt 2.3.3 aufgezeigten Ursachen für den Verlust biologischer Vielfalt überein.

In fast allen Ländern, abgesehen von Costa Rica, ist eine der Hauptursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt die Rodung von Waldflächen für die landwirtschaftlichen Nutzung. Aber auch die unzureichende Definition bzw. Durchsetzung der Eigentumsechte wird als eine der zentralen Ursachen vor allem von Costa Rica, Peru und Kambodscha angeführt. Es scheint sich hierbei aber nicht primär um ein Problem des Mangels der Definition der Eigentumsrechte zu handeln, sondern eher um die Einführung und Durchsetzung der Nutzungsrechte und -regeln. Eine dritte Ursache, welche auch schon im Abschnitt 2.3.3 angesprochen wurde, ist das starke Bevölkerungswachstum in den betrachteten Ländern und ein Anstieg des Anteils der unter der Armutsgrenze lebenden Bevölkerung, vor allem im ländlichen Raum. Da diese insbesondere auf die natürlichen Ressourcen des Waldes angewiesen sind, kommt es zu einem Anstieg von illegalen Waldrodungen und Holzschlag. Als weitere Gefahr für den Bestand der biologischen Vielfalt wird der Ausbau der Infrastruktur und der steigende Energiebedarf, aufgrund des Bevölkerungswachstums, gesehen. Diesem Problem sehen sich vor allem Vietnam und Peru ausgesetzt. Bei ihnen soll in den nächsten Jahren verstärkt in die Infrastruktur der Wasserenergie investiert werden. Kambodscha hingegen deckt einen Großteil seines Energiebedarfs durch Brennholz. In allen drei Ländern wird somit verstärkt auf Waldflächen für den Bau von Staudämmen oder die direkte Nutzung von Holz als Energiequelle zurückgegriffen.

## **6.2 Maßnahmen zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen und zum Schutz von Biodiversität**

Durch die Teilnahme am REDDplus-Programm sind die einzelnen Länder verpflichtet, verschiedene Maßnahmen umzusetzen, um ihre Treibhausgase, die durch die Abholzung von Wäldern bzw. deren Degradierung entstehen, zu verringern. Da es sich

bei REDDplus primär um ein Waldschutzprogramm zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen handelt, ist die Wahl der konkreten Maßnahmen stark vom aktuellen Waldbestand und den Abholzungsraten des einzelnen Landes abhängig. Demnach können die Länder gemäß da Fonseca et al. (2007) in vier Kategorien (hoher Waldbestand und hohe Abholzungsraten, hoher Waldbestand und geringe Abholzungsraten, geringer Waldbestand und hohe Abholzungsraten, sowie geringer Waldbestand und geringe Abholzungsraten) eingeteilt werden (s. Tab. 6.5).

Tabelle 6.5: Ländereinteilung gemäß Waldbestand und Abholzungsraten für 2010

	<b>Geringer Waldbestand (&lt;50 %)</b>	<b>Hoher Waldbestand (&lt;50 %)</b>
<b>Geringe Abholzungsraten (&lt;0,22 %/Jahr)</b>	<b>Vietnam</b> (Waldbestand 42 % und Aufforstung 1,05 %)	<b>Costa Rica</b> (Waldbestand 51 % und Aufforstung 0,88 %)
<b>Hohe Abholzungsraten (&gt;0,22 %/Jahr)</b>	<b>Mexiko</b> (Waldbestand 33 % und Abholzung 0,24 %)	<b>Peru</b> (Waldbestand 53 % und Abholzung 0,22 %) <b>Kambodscha</b> (Waldbestand 57 % und Abholzung 1,25 %) <b>Indonesien</b> (Waldbestand 52 % und Abholzung 0,72 %)

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an da Fonseca et al. (2007), S. 1465.

In diesem Abschnitt werden die verschiedenen Maßnahmen der einzelnen Länder kurz beschrieben. Begonnen wird dabei mit den drei Ländern des südostasiatischen Raums (Indonesien, Kambodscha und Vietnam), danach folgt die Darstellung der Maßnahmen der mittel- und südamerikanischen Länder (Costa Rica, Mexiko und Peru).



## 6.2.1 REDDplus Strategie der südostasiatischen Länder

Im folgenden Teilabschnitt werden die einzelnen Maßnahmen der südostasiatischen Länder aufgezeigt. Hierzu gehören bisher ergriffene gesetzlichen Maßnahmen und die Interessengruppen, die in das jeweilige nationale REDDplus-Programm einbezogen werden.

### a) Indonesien

Wird die Klassifizierung der Länder gemäß des Schemas von da Fonseca et al. (2007) vorgenommen, so zählt Indonesien zu den Ländern mit einem hohen Waldbestand, aber auch mit hohen Abholzungsraten, (s. Tab. 6.5). Zu berücksichtigen ist auch, dass die Strategieentwicklung in den jeweiligen Ländern nicht nur von einer Gruppe innerhalb dieses Landes erfolgt, sondern innerhalb eines Kooperationsverfahrens zwischen mehreren nationalen und internationalen Interessengruppen. In Indonesien sind in diesem Strategieentwicklungsprozess auf nationaler Ebene die nationale Regierung, lokale Regierungen, Vertreter von zivilgesellschaftlichen Gruppen, indigene Völker und das National Council on Climate Change vertreten. Hinzu kommen noch nationale und internationale Nichtregierungsorganisationen und internationale Organisationen wie die Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit und die Food and Agriculture Organization (vgl. Government of Indonesia (2009)), S. 11 f.). Indonesien richtet die einzelnen Maßnahmen seines REDDplus-Programms an den einzelnen Waldkategorien aus. Einbezogen werden Schutzgebiete, sog. Produktionswälder, Ölpalmlantagen und Torfwälder. Die Maßnahmen für diese sollen kurz aufgezeigt werden.

**1. Die Strategie für Schutzgebiete** umfasst drei Maßnahmen: die Überarbeitung der indonesischen Schutzstrategie, die Verbesserung der Managementstrukturen für die Schutzgebiete sowie die Bestätigung und Sicherung der Schutzgebietsgrenzen.

**2. Die Strategie für Produktionswälder** konzentriert sich auf Maßnahmen zur Änderung der Produktionsweise in Wäldern. So ist vorgesehen, dass die Verantwortung für die Ausgestaltung der Produktionsweise dezentralisiert auf die lokalen Regierungen übertragen wird.<sup>30</sup> Dabei soll von diesen verstärkt auf ökologische Be-

<sup>30</sup> Mit dieser Maßnahme wird auf die unzureichende Entscheidung der Dezentralisierung der Eigentumsrechte aus den 1980er Jahren eingegangen. Die Bezirksregierungen bekamen zu dieser Zeit zwar die Eigentumsrechte an den Waldflächen zugesprochen, die Entscheidung über die Form der Bewirtschaftung unterlag jedoch weiterhin der Zentralregierung. Die Folgen waren vor allem illegale Waldrodungen (s. Abschnitt 2.3.3). Durch die Dezentralisierung der Entscheidungen über die Bewirtschaftungsmethoden können diese an die Kapazitäten und Fähigkeiten der jeweiligen Bezirksregierungen angepasst werden.

dingungen geachtet werden und die Nutzungsbedingungen für Wälder mit freiem Zugang verändert werden. Neben dieser Dezentralisierung der Verantwortung sollen Maßnahmen zur Eindämmung des illegalen Holzschlages getroffen werden, etwa durch eine bessere Durchsetzung der bestehenden Gesetze. Die Bewirtschaftung der Wälder soll dahingehend erneuert werden, dass die Produktionsziele nicht mehr vorgeschrieben, sondern im Einverständnis mit den Betroffenen vereinbart werden. Des Weiteren sollen Anreize zur Anwendung von Verfahren zur Verringerung der CO<sub>2</sub>-Emissionen und der Einhaltung von Nachhaltigkeitskriterien gesetzt werden (vgl. Government of Indonesia (2009), S. 28).

**3. Bei den Strategien für die Palmölplantagen** liegen die Schwerpunkte vor allem auf einer besseren Ausnutzung der Flächen. So sollen die Pflanzen räumlich besser angeordnet und die Produktion pro Bodeneinheit erhöht werden. Ein weiteres Ziel ist die Verhinderung von Bränden innerhalb der Palmölplantagen.

**4. Die Strategie für Torfwälder** hat ihren Schwerpunkt in einer besseren Kontrolle der Brände. Hierfür sollen Wasserstandstabellen und Präventionsmaßnahmen gegen Brände eingeführt werden, sowie die Arbeit zwischen der Regierung und den Kontrollinstanzen verbessert werden.

Eine Maßnahme, die vor allem der Zerstörung von Primärwald und Torfwäldern zu Gunsten von Plantagen entgegen wirken soll, ist die, dass für die Schaffung neuer Plantagen alternative Landflächen genutzt werden und keine Rodungen von funktionierenden Primärwäldern erfolgen sollen (vgl. Government of Indonesia (2009), S. 29). Dass dieses Ziel in Indonesien immer wieder verfehlt wird, musste während der Analyse immer wieder festgestellt werden. Anfang April 2012 wurde bekannt, dass auf Sumatra erneut 1600 Hektar des dortigen Torfsumpfwaldes für die Palmölindustrie gerodet und ausgetrocknet werden sollen (vgl. Utler (2012)). Ob Indonesien somit seine Ziele, welche es in seinem Readiness Preparation Proposal angegeben hat, einhalten kann, ist somit fraglich.

## b) Kambodscha

Die Situation des Waldes in Kambodscha ist, wie in Indonesien, durch einen hohen Waldbestand und hohe Abholzungsraten gekennzeichnet (s. Tab. 6.5). In dem Prozess der Ausarbeitung der Strategie des kambodschanischen REDDplus-Programms werden die verschiedensten Interessengruppen des Landes mit einbezogen, um etwai-

ge Konflikte möglichst früh auszuräumen. So ist die Einbeziehung zivilgesellschaftlicher Gruppen und indigener Völker von großer Bedeutung, da der Wald für etwa 41% der Landbevölkerung eine primäre Einkommensquelle ist. Die zentrale Rolle bei der Erarbeitung des nationalen REDDplus-Programms spielt jedoch die kambodschanische Regierung, da ihr die Durchsetzung der gesetzlichen Regelungen zufällt und der kambodschanische Wald zu fast 100% staatliches Eigentum ist (s. Tab. 6.2). Weitere nationale Interessengruppen sind der private Sektor Kambodschas und Forschungsinstitute, wie das Cambodia Development Resource Institute. Darüber hinaus werden auch internationale Nichtregierungsorganisationen und Entwicklungspartner in die Erarbeitung der REDDplus-Maßnahmen einbezogen. Diesen fällt vor allem die Aufgabe des Kapazitätsaufbaus für die Teilnahme an REDDplus, der Unterstützung bei der Implementierung und internationale Abstimmung zu (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 21 f.).

Die kambodschanische REDDplus-Strategie umfasst zum einen die effizientere Ausgestaltung des Managements der kambodschanischen Wälder und zum anderen Strategien zur Verhinderung der Abholzung des Waldes durch Verursacher außerhalb des Waldsektors.

**1. Die Steigerung der Effizienz des Waldmanagements** umfasst drei Schwerpunkte: das *National Forest Programme*, das *Nature Protected Areas management* und das *Sustainable management of flooded forest resource*. Das *National Forest Programme* beinhaltet die Begrenzung und Registrierung von dauerhaften Waldreservaten, die Verbesserung des Managements durch Zertifizierung dieser Wälder und der Neuaufforstung. Aber auch die Stärkung von Gemeinschaftswäldern und Ausarbeitung alternativer Modelle der gemeinschaftlichen Bewirtschaftung sollen erreicht werden. Ein entscheidender Aspekt innerhalb dieses Programms ist die verbesserte Durchsetzung der bestehenden Waldgesetzgebung und des Kapazitätsaufbaus sowie der Ausbildung innerhalb der Waldschutzbehörden. Die Regelungen der nationalen Schutzgebiete Kambodschas wurden 2008 durch das *Protected Areas Law* festgesetzt. Auf dessen Grundlage soll vor allem die Errichtung von Managementzonen und die Entwicklung eines Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus vorangebracht werden. Weitere Maßnahmen sind die Erarbeitung von lokalen Verträgen mit ansässigen Gemeinschaften über die Etablierung von Ökotourismus- und Aufforstungsprogrammen zur Sicherstellung deren Lebensgrundlage. Außerdem sollen die trade-offs zwischen

der Reduzierung der Treibhausgasemissionen und weiterer Ökosystemleistungen des Waldes bewertet werden. Festgelegt wurde auch, dass mit der Etablierung des nationalen REDDplus-Programms die Ziele der Biodiversitätskonvention von 1992 als zusätzliches Ziel verfolgt werden sollen.

**2.** Es sollen auch Maßnahmen getroffen werden, die die **Verursacher außerhalb des Waldsektors** betreffen. So sollen bei der Planung der Landnutzung auf lokaler Ebene die Bestimmungen des nationalen REDDplus-Programms mit einbezogen werden. Ein zentraler Punkt ist hierfür die Überarbeitung des Konzessionssystems. Neben den bisherigen Landkonzessionen sollen sog. REDDplus-Konzessionen für alternative Landnutzungen etabliert werden. Weitere Maßnahmen sind ein schneller Aufbau des REDDplus-Finanzierungsmechanismus und die Kooperation mit Nachbarländern, um Maßnahmen in Grenzregionen miteinander abzustimmen (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 40 ff.).

### c) Vietnam

Das einzige südostasiatische Land, innerhalb des hier betrachteten Länderpanels, das einen Anstieg und keine Reduzierung seiner Waldflächen in den letzten Jahren vorzeigen kann, ist Vietnam. Nach der Kategorisierung von da Fonseca et al. (2007) ist Vietnam ein Land mit einem geringen Waldbestand, da noch unter 50 % der gesamten Landfläche bewaldet sind. Jedoch weist es hohe Aufforstungsraten auf, im 2010 lag diese bei 1,05 % (s. Tab. 6.5).

Die Interessengruppen, welche bei der Etablierung des vietnamesischen REDDplus-Programms mit einbezogen werden, lassen sich auf die nationale Ebene, Provinzebene und lokale Ebene aufteilen. Auf der nationalen Ebene ist die vietnamesische Regierung mit weiteren Regierungsorganisationen (z. B. dem Central Committee for Flood and Stream Control, das National Committee for Ethnic Minorities usw.) vertreten. Neben den nationalen Interessengruppen werden auch internationale Organisationen, wie die Food and Agriculture Organization, die Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit usw. mit einbezogen. Aber auch Nichtregierungsorganisationen, vietnamesische Universitäten und Forschungsinstitute unterstützen den Aufbau des vietnamesischen REDDplus-Programms. Auf der mittleren Ebene sind die Regierungen der einzelnen Provinzen vertreten, denen die Koordination zwischen den einzelnen Ministerien und Ebenen zufällt. In die Erarbeitung der Strategiepläne

ne und Maßnahmen für das REDDplus-Programm werden außerdem staatliche und private Unternehmen einbezogen. Der lokalen Ebene fallen vor allem administrative Aufgaben hinsichtlich bestimmter Projekte zu. Interessengruppen auf dieser Ebene sind die lokalen Regierungen, Landnutzer und ethnische Minderheiten (vgl. Government of Vietnam (2011), S. 22 f.).

Da Vietnam in den letzten Jahren einen großen Teil seines Waldbestandes wieder aufgeforstet hat, liegt der Schwerpunkt der Maßnahmen auf der institutionellen Ebene und weniger im Bereich der weiteren Aufforstung. Sechs Maßnahmenkomplexe werden dem vietnamesischen REDDplus-Programm zugrunde gelegt. Erstens sollen die negativen Einflüsse von Infrastrukturvorhaben auf die Umwelt verringert werden. Dazu sollen die sektoralen Pläne im landwirtschaftlichen, ökonomischen und ökologischen Bereich besser aufeinander abgestimmt werden. Diese Maßnahme zielt auf die in Abschnitt 6.1.2 angesprochene Problematik des Infrastrukturausbaus ab. Zweitens soll die Verteilung der Nutzungsrechte an Waldflächen neu gestaltet werden. Private Haushalte und Gemeinschaften sollen Angebote für die Nutzungsrechte erhalten. Parallel soll auch Aufklärungsarbeit bzgl. der nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern geleistet werden. Bei der Vergabe der Nutzungsrechte ist jedoch auch eine intensivere Abstimmung zwischen dem Ministerium für Landwirtschaft und ländlicher Entwicklung sowie dem Umweltministerium notwendig. Der dritte Maßnahmenkomplex umfasst Reformen innerhalb der Forstverwaltung. So ist in einigen Regionen ein Verbot der Abholzung und in anderen die Herabsetzung der Abholzungsraten angedacht. Zwei weitere Reformmaßnahmen im Verwaltungsbe-  
reich sind die Erleichterung der Erlaubnis-anträge zur Wiederaufforstung und die Kennzeichnung der Herkunft wichtiger Holzprodukte. Als vierter Maßnahmenkomplex kann die Durchsetzung von Umweltanforderungen angesehen werden. Innerhalb dieses Bereiches soll die Qualität der Berichte über den Umwelteinfluss von wirtschaftlichen Aktivitäten, durch deren regelmäßige Kontrollen, aufrecht erhalten werden. Bei wirtschaftlichen Aktivitäten mit einem stark negativen Einfluss auf die Umwelt, sollen verpflichtend Umweltmanagementpläne für diese Aktivitäten ausgearbeitet werden. Auf der privaten Haushaltsebene ist der fünfte Maßnahmenkomplex anzusiedeln, mit dem beabsichtigt wird, Einkommensquellen außerhalb des Agrarsektors und neue Energiequellen zu erschließen sowie Maßnahmen zur Verringerung des Brandrisikos durchzusetzen. Der letzte Maßnahmenkomplex zielt auf

die Verhinderung eines Leakage-Effekts innerhalb Vietnams ab. Dieser soll durch eine möglichst gerechte Ausgestaltung des Zahlungsmechanismus des vietnamesischen REDDplus-Programms verhindert werden. Eine Ausgestaltung soll vor allem hinsichtlich der regionalen Besonderheiten vorgenommen werden (vgl. Government of Vietnam (2011), S. 43 ff.). Konkrete Vorschläge wurden hierzu aber nicht vorgebracht.

## **6.2.2 REDDplus Strategie der mittel- und südamerikanischen Länder**

Nachdem im vorherigen Abschnitt die Maßnahmen innerhalb der einzelnen südostasiatischen Länder aufgezeigt wurden, werden im Folgenden die Maßnahmen der REDDplus-Maßnahmen innerhalb der mittel- und südamerikanischen Länder genauer dargestellt.

### **a) Costa Rica**

Gemäß der Einordnung nach da Fonseca et al. (2007) ist Costa Rica durch einen hohen Waldbestand und hohe Aufforstungsraten gekennzeichnet. Zentrale Interessengruppen des REDDplus-Programms in Costa Rica sind die costa-ricanische Regierung, das National Forest Office, die indigenen Völker, aber auch Nichtregierungsorganisationen (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 22 ff.).

Costa Rica zählt zu den Ländern innerhalb des Panels, die schon Erfahrungen mit der Umsetzung von PES-Programmen haben. So wurde 1997 das Payment for Environmental Services Program (PPSA) etabliert, das als Grundlage für den Aufbau des costa-ricanischen REDDplus-Programms dient. Zur Erreichung des Hauptziels, der Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen, werden drei zentrale Maßnahmen hinsichtlich des Waldbestandes unternommen. Zum einen soll eine Erhöhung der finanziellen Mittel für die Nationalparks und für biologische Reservate durchgeführt werden. Zum anderen will die costa-ricanische Regierung die Abholzungsraten zwischen den Jahren 2000 und 2005 bis 2030, durch die Erhaltung des unter dem bestehenden PES-Programm erfassten Waldbestandes, der beabsichtigten Ausweitung des Waldbestandes unter dem bestehenden PES-Programm und durch die Instandsetzung

zerstörter Wälder, halbieren. Darüber hinaus ist die Erhöhung der Karbonspeicher durch den Aufbau von Waldplantagen und die Anwendung von Agroforestry Systemen geplant (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 44 f.). Neben diesen direkten Maßnahmen zum Aufbau neuer Karbonspeicher und damit der Verringerung von Treibhausgasemissionen werden auch begleitende Maßnahmen wie die Verbesserung der Kontrollen hinsichtlich illegaler Aktivitäten (z. B. Aufbau eines digitalen Kontrollsystems) durchgeführt. Des Weiteren soll das bisherige Payments for Environmental Services Program mit neuen und langfristigeren finanziellen Mitteln ausgestattet werden als dies bisher erfolgte (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 46 ff.). Auch innerhalb des costa-ricanischen REDDplus-Programms wird der Schutz der biologischen Vielfalt mit einbezogen. So soll bei der Aufforstung und Errichtung biologischer Reservate und Nationalparks darauf geachtet werden, dass diese mit Korridoren vernetzt werden und es somit nicht zu einer Abgrenzung von Lebensräumen und den in ihnen lebenden Arten kommt (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 49 f.). Auf die Bedeutung der Vernetzung von Lebensräumen wurde im Abschnitt 4.4.1 hingewiesen.

### b) Mexiko

Mit einem Waldbestand von 33 % der Landfläche und einer Abholzungsrate von 0,24 % im Jahr 2010 zählt Mexiko gemäß dem oben angeführtem Schema zu einem Land mit einem geringen Waldbestand und hohen Abholzungsraten (vgl. da Fonseca et al. (2007), S. 1465). Somit sollte der Schwerpunkt der Maßnahmen auf der Verringerung der Abholzungsraten und der Aufforstung bzw. Verbesserung der Waldqualität bei den Maßnahmen des REDDplus-Programms liegen. Die wichtigsten Interessengruppen, die beim Aufbau des REDDplus-Programms mit einbezogen werden, sind zum einen der *National Forest Council*, welcher sich aus der Regierung, Organisationen von Landbesitzern, Nichtregierungsorganisationen und akademischen Forschungsinstitutionen zusammensetzt. Seine Aufgabe besteht in der Kontrolle und der Evaluation der verschiedenen Waldpolitiken. Zum anderen ist das *Technical Advisory Committee for Environmental Services Project* eingebunden, in dem wiederum die Regierung, Organisationen von Landbesitzern, Nutzer von Umweltleistungen und weitere private Organisationen vertreten sind. Die Aufgabe dieses Gremiums ist die Ausarbeitung von Empfehlungen zur Verbesserung der gesetzlichen Regelungen

von Waldschutzprogrammen. Die Überarbeitung der Programme erfolgt dann von regionalen und lokalen Beratern. Die letzte Interessengruppe, die in die Erarbeitung des REDDplus-Programms einbezogen werden soll, sind die indigenen Völker Mexikos und zivile Bevölkerungsgruppen, für die der Wald als Lebensgrundlage dient (vgl. Government of Mexico (2010), S. 14 ff.).

Auch die Maßnahmen des mexikanischen REDDplus-Programms können in direkte, den Waldbestand und die Abholzungsraten betreffende Maßnahmen, und in Maßnahmen zur institutionellen Veränderung aufgeteilt werden. Maßnahmen innerhalb des ersten Bereiches sind die Erhöhung der Waldflächen, z. B. durch Renaturierung zerstörter Wälder, wodurch der Aufbau neuer Karbonspeicher gesichert werden soll. Für die mexikanische Forstwirtschaft sollen priorisierte Produktionsgebiete festgelegt werden, innerhalb derer eine nachhaltige Produktion erfolgen kann. Es wird jedoch nicht nur die Forstwirtschaft in die REDDplus-Maßnahmen einbezogen, sondern auch die Landwirtschaft, hier insbesondere die unkontrollierte Viehwirtschaft innerhalb der Wälder. Um letztere zu verringern, sollen Anreizsysteme etabliert und die Zusammenarbeit zwischen dem Umweltministerium (SEMARNAT) und Landwirtschaftsministerium (SAGARPA) verbessert werden. Die Anreizsysteme sollen so ausgerichtet werden, dass es zu einem Abbau der Viehwirtschaft innerhalb der Wälder kommt. Neben diesen auf die Wirtschaftszweige Land- und Forstwirtschaft abzielenden Maßnahmen soll die Zertifizierung von Waldflächen und der Aktivitäten innerhalb dieser verbessert werden, um so auch den Wert der Ökosystemleistungen des Waldes zu verdeutlichen. Außerdem sollen ökonomische Aktivitäten innerhalb von Wäldern auf die Gemeinschaftsebene übertragen und Guidelines zum Waldmanagement erarbeitet werden, um illegale Abholzungen zu verhindern bzw. zu verringern (vgl. Government of Mexico (2010), S. 28 f.). Maßnahmen im institutionellen Bereich sind vor allem die Verbesserung des Kontrollsystems und die Durchsetzung von Bestrafungen. In das Kontrollsystem sollen Gemeinschaften und andere Interessengruppen mit einbezogen werden, um so die Effizienz zu erhöhen. Zur Verringerung der Defizite bei den Nutzungsrechten von Waldflächen sollen die Holz- und Kohlenrechte an internationale Nutzungsrechte angepasst werden und eine bessere Kooperation zwischen den verschiedenen Regierungsebenen Mexikos erfolgen (vgl. Government of Mexico (2010), S. 29).



Das mexikanische REDDplus-Programm sieht zwar die Berücksichtigung des Schutzes weiterer Ökosystemleistungen vor, jedoch wird nicht explizit auf den Schutz von Biodiversität hingewiesen. Bevor eine Festlegung auf bestimmte Ökosystemleistungen erfolgt, soll untersucht werden, inwiefern es weitere negative Einflüsse auf Ökosysteme gibt und innerhalb welcher Regionen es potentiell möglich ist, den Schutz weiterer Ökosystemleistungen in das REDDplus-Programm als zusätzliche Ziele mit einzubeziehen (vgl. Government of Mexico (2010), S. 41).

### c) Peru

Aus Tabelle 6.5 ist ersichtlich, dass die Situation des Waldes in Peru durch eine hohe Bewaldung, gemessen an der gesamten Landfläche, gekennzeichnet ist. Die jährliche Abholzungsrate für das Jahr 2010 ist aber auch als sehr hoch einzustufen (vgl. da Fonseca et al. (2007), S. 1465).

Damit die Maßnahmen vernünftig umgesetzt und nicht von verschiedenen Gruppen untergraben werden, setzt die peruanische Regierung auf eine starke Einbindung verschiedener Interessengruppen des Landes, die von der Einführung von REDDplus betroffen sind. So wurde ein Runder Tisch eingerichtet, an welchem 70 öffentliche und private Gruppen und Institutionen sowie indigene Völker beteiligt sind. Innerhalb dieses Kreises besteht die Möglichkeit, den staatlichen Organisationen, z. B. der technischen Gruppe der *National Climate Change Commission*, Vorschläge für die Erarbeitung von Maßnahmen zu unterbreiten und sie bei der Umsetzung des REDDplus-Programms zu unterstützen (vgl. Government of Peru (2011), S. 37 f.). Von der Regierungsseite sind das Ministerium für Umwelt und dessen Unterabteilungen, das Landwirtschaftsministerium mit dem General Bureau of Forestry and Wildlife, das Wirtschafts- und Außenministerium sowie die Regionalregierungen in den Aufbauprozess des peruanischen REDDplus-Programms involviert (vgl. Government of Peru (2011), S. 18 ff.). Des Weiteren werden in den Implementierungsprozess Nichtregierungsorganisationen, Beratungsfirmen und Forschungseinrichtungen einbezogen (vgl. Government of Peru (2011), S. 23).

Das Hauptziel, das mit der Umsetzung des REDDplus-Programms in Peru verfolgt wird, ist eine dauerhafte Reduzierung der Treibhausgasemissionen. Darüber hinaus wird sich aber explizit für die Einbeziehung des Erhaltes der biologischen Vielfalt als Nebenziel ausgesprochen (vgl. Government of Peru (2011), S. 67). Aufgrund des

hohen Waldbestandes von 53 % an der gesamten Landfläche liegt das zentrale Augenmerk der Maßnahmen auf der Reduzierung der Abholzungsraten. Ansatzpunkt sind insbesondere die oben beschriebenen Ursachen, welchen entgegen gewirkt werden soll. Dies soll vor allem durch eine Verbesserung der Koordination der staatlichen Ebenen und des Monitorings durch eine intensivere Ausbildung und Schulungen erfolgen. Auch die Klärung eigentumsrechtlicher Fragen, vor allem bzgl. der indigenen Völker, ist ein weiterer Punkt zur Eindämmung der illegalen Abholzung von Waldflächen. Bei der wirtschaftlichen Entwicklung des Landes und dem Ausbau der Infrastruktur, vor allem Straßen, Energieversorgung und Bergbau, soll verstärkt auf umweltpolitische Aspekte geachtet und der Einfluss dieser Projekte auf umweltpolitische Ziele evaluiert werden. Aufgrund des angenommenen Bevölkerungswachstums sollen soziale und ökologische Siedlungsprojekte initiiert werden, um so eine zu starke Abwanderung in Wälder zu verhindern und so die Gefahr von illegalen Rodungen zu verringern. Unterstützt werden diese Projekte von Bildungsangeboten hinsichtlich des nachhaltigen Managements von Ökosystemen und der Entwicklung alternativer Lebensformen für die waldabhängige Bevölkerung (vgl. Government of Peru (2011), S. 68 ff.).

### 6.2.3 Zwischenfazit

Die einzelnen Länder greifen zwar auf einen Maßnahmenkasten zurück, welche konkreten Maßnahmen allerdings umgesetzt werden, ist von den Ursachen des Waldverlustes und der Einordnung in das von da Fonseca et al. (2007) angeführte Schema abhängig. Dies wird anhand der nationalen REDDplus-Strategien deutlich.

Ein Ziel setzen sich jedoch alle Länder, eine Verbesserung bzw. Änderung der Bewirtschaftung durch eine nachhaltigere Nutzung der Waldflächen. Kambodscha, Mexiko und Costa Rica haben sich des Weiteren zum Ziel gesetzt, ihre Wälder durch Aufforstung auszuweiten bzw. den derzeitigen Bestand durch eine Verringerung der Abholzungsraten zu erhalten. Neben diesen direkten Maßnahmen zum Schutz bzw. zur Erneuerung des Waldbestandes werden noch verschiedene institutionelle Maßnahmen in den einzelnen Ländern durchgeführt. Ein Schwerpunkt liegt hier vor allem auf der Definition und besseren Durchsetzung der Eigentumsrechte (Peru) sowie der Neugestaltung von Nutzungsrechten und Zugangsbedingungen (Indonesien und Vi-

etnam). Dies wurde auch als eine der Hauptursachen für den Verlust von bewaldeten Flächen genannt. In Kambodscha und Peru sollen zur Eindämmung illegaler Aktivitäten innerhalb des Waldes für die dortige Bevölkerung neue Lebensgrundlagen geschaffen werden. Dies soll durch ein verstärktes Angebot von Bildungsinitiativen erfolgen. Auch soll der Druck auf die Waldflächen dadurch verringert werden, dass bei Infrastrukturmaßnahmen Gutachten zur ökologischen Verträglichkeit erstellt werden, vor allem in Peru und Vietnam, wo in den nächsten Jahren vor allem in die Wasserenergie investiert werden soll. Die Umsetzung bzw. Verbesserung von Kontrollsystemen im Forstbereich wird nur von Mexiko in Angriff genommen. Jedoch setzen sich die meisten Länder zum Ziel, die bestehende Waldgesetzgebung besser und konsequenter um- und durchzusetzen.

Es ist aber darauf hinzuweisen, dass insbesondere in Costa Rica und Mexiko die ausgearbeiteten Strategien zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus der Zerstörung von Wäldern bereits Zielsetzung in den bestehenden PES-Programmen dieser Länder waren. Es kommt somit nur zu einer Verschiebung der Verantwortlichkeiten. Es besteht daher die Gefahr, dass die Umsetzung von REDDplus nicht zu einer Verringerung der Treibhausgase führt. Auch dies kann zur Ineffizienz und Ineffektivität von REDDplus führen, wie im Abschnitt 3.4 angesprochen.

## **6.3 Paneldatenanalyse zur Überprüfung von economies of scope bei Transaktionskosten des REDDplus-Ansatzes**

Im Abschnitt 4.4.3 wurde aufgezeigt, dass es nur zu einer Steigerung der Effizienz aus Sicht der Transaktionskosten durch die Bündelung von Ökosystemleistungen in einem PES-Programm kommt, wenn bzgl. der Transaktionskostenfunktion economies of scope vorliegen. Karousakis (2009) sieht in der Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität in den REDDplus-Ansatz die Gefahr steigender Transaktionskosten. Sie rät daher mit der Option der Einbeziehung von zusätzlichen Ökosystemleistungen vorsichtig umzugehen (vgl. Karousakis (2009), S. 20). Jedoch berücksichtigt sie nur den Anstieg der gesamten Transaktionskosten ohne den Vergleich mit einer Si-

tuation separater PES-Programme. Von Interesse ist jedoch, inwiefern economies of scope realisiert werden können und so die Transaktionskosten für den Schutz der einzelnen Ökosystemleistung verringert werden.

Im folgenden Abschnitt soll empirisch überprüft werden, ob durch die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt in den REDDplus-Ansatz economies of scope bei den Transaktionskosten realisiert werden können und somit ein effizienter Schutz von Biodiversität und eine effiziente Reduzierung von Kohlenstoffdioxid erfolgen kann.

### **6.3.1 Datenherkunft und Datenaufbereitung**

Im folgenden Teilabschnitt wird die Herkunft der benötigten Daten und deren Aufbereitung für die spätere empirische Analyse dargestellt. Da es sich bei REDDplus um ein sehr junges Schutzprogramm handelt, das sich zurzeit in der Implementierungsphase befindet, ist eine Projektion der Daten erforderlich. Die benötigten Daten für die empirische Analyse des Vorliegens von economies of scope bei der Bündelung des Schutzes von Biodiversität und der Reduzierung von Treibhausgasen bzgl. der Transaktionskosten sind die Transaktionskosten der einzelnen Länder, der Waldbestand und dessen einzelne Kategorien, die Karbonspeicher, sowie die Waldflächen, welche primär zum Schutz der Biodiversität gedacht sind.

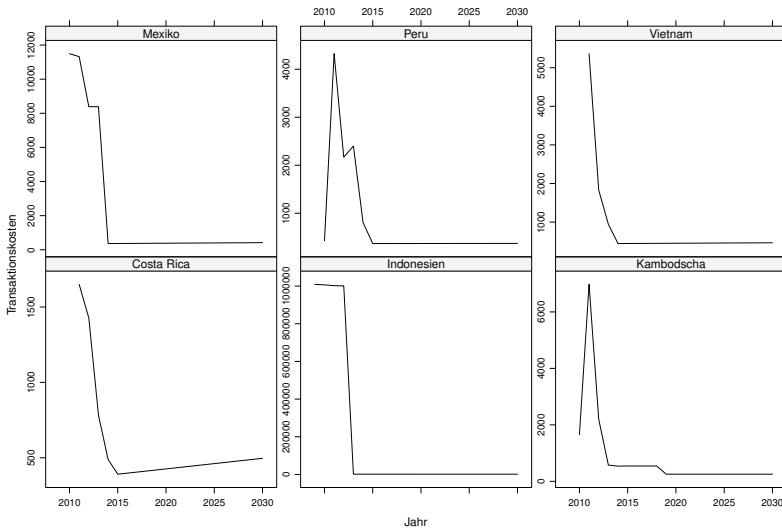
Deren Entwicklung und die Aufbereitung für die spätere Panelschätzung soll im Folgenden genauer beschrieben werden.

#### **a) Entwicklung der Transaktionskosten bis 2030**

Die Datenreihen für die Transaktionskosten lassen sich in zwei Abschnitte teilen, die Transaktionskosten der Implementierungsphase und die des restlichen Zeitraums. Die Datenquelle für die Transaktionskosten der Implementierungsphase sind in den Readiness Preparation Proposals der einzelnen Länder enthalten, die auf der Homepage der Forest Carbon Partnership Facility zur Verfügung gestellt werden (vgl. The Forest Carbon Partnership Facility (2010)). Die Transaktionskosten nach der

Implementierungsphase der REDDplus-Programme in den einzelnen Ländern stammen von Hardcastle et al. (2008). Sie haben für die einzelnen Länder die Monitoringkosten eines REDDplus-Programms berechnet. Da nach der Implementierungsphase die Transaktionskosten überwiegend aus Monitoringkosten bestehen, wird auf diese Datenquelle zurückgegriffen (s. Abschnitt 4.2.1).

Abbildung 6.5: Transaktionskosten der nationalen REDDplus-Programme (in Tausend US\$)



Quelle: Eigene Darstellung.

Die einzelnen Länder fangen zu unterschiedlichen Zeitpunkten mit der Umsetzung ihrer REDDplus-Strategien an. Indonesien ist das erste Land, das mit der Umsetzung des REDDplus-Programms 2009 begonnen hat, die Implementierungsphase dauert vier Jahre bis 2012 (vgl. Government of Indonesia (2009), S. 33). Kambodscha, Mexiko und Peru starteten ihre REDDplus-Programme 2010, die Implementierungsphase in Kambodscha und Mexiko beträgt vier Jahre bis 2013 und die von Peru fünf Jahre bis 2014. (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 87, Government of Mexico (2010), S. 59 und Government of Peru (2011), S. 14 ff). In Costa Rica und Vietnam wird mit der Umsetzung der REDDplus-Programme 2011 begonnen, Vietnam weist

mit drei Jahren den geringsten Implementierungszeitraum auf (Government of Costa Rica (2010), S. 92 und Government of Vietnam (2011), S. 83). Die Transaktionskosten in der Implementierungsphase der Länder können in vier Gruppen eingeteilt werden. Diese sind die Kosten für Organisation und Beratung, Ausarbeitung der REDD-Strategie, die Entwicklung des Referenzszenarios und der Erstellung eines Monitoringsystems. Costa Rica hat mit US\$ 4,3 Mio. die geringsten Transaktionskosten während der Einführungsphase, während Indonesien mit US\$ 4,02 Mrd. die mit Abstand höchsten Transaktionskosten aufweist (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 92 und Government of Indonesia (2009), S. Annex 10). In Kambodscha, Mexiko und Vietnam hat die Etablierung des Monitoringsystems den größten Anteil an den Gesamtkosten mit 45,9 % in Kambodscha, 76,4 % in Mexiko und 38,8 % in Vietnam (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 87, Government of Mexico (2010), S. 59 und Government of Vietnam (2011), S. 83 ff.). Die Ausarbeitung der REDDplus- Strategie ist hingegen in den anderen drei Ländern der größte Kostenblock an den gesamten Transaktionskosten mit 99,6% in Indonesien, 24,9 % in Peru und 51,5 % in Costa Rica (vgl. Government of Indonesia (2009), Annex 10, Government of Peru (2011), S. 14 ff. und Government of Costa Rica (2010), S. 92). Die Kostenkomponenten der einzelnen Länder und in der Implementierungsphase sind im Anhang B.2 dargestellt.

Hardcastle et al. (2008) ermitteln die Monitoringkosten ab der Implementierungsphase für die einzelnen Länder anhand dreier Kriterien: zum einen die Ausstattung der Länder mit Fernerkundungssatelliten, deren Kosten sind zwar von der zu kontrollierenden Waldfläche unabhängig, aber nicht von der Waldfläche der Länder im Verhältnis zum Referenzszenario. Die Waldfläche eines fiktiven Landes des Referenzszenarios ist auf 100 % festgelegt. Zum anderen wird die Ausstattung der Länder mit Forststatistiken herangezogen. Diese sind von der zu kontrollierenden Fläche in den einzelnen Ländern abhängig. Dabei ist die Waldfläche des Referenzlandes wieder auf 100 % gesetzt. Die Kosten sinken bei Ländern mit einer kleineren Waldfläche proportional, aber maximal nur bis zu 1/3 der Kosten, für Länder mit einer größeren Waldfläche steigen die Kosten proportional an. In die Waldstatistiken wird ebenfalls mit aufgenommen, inwiefern die CO<sub>2</sub>-Emissionen durch Abholzung gemessen wurden.

Tabelle 6.6: Summary Statistics der Transaktionskosten (in Tausend US\$)

	Costa Rica (2011–2030)	Mexiko (2010–2030)	Peru (2010–2030)
Summe	11.449	46.221	16.059
Mittelwert	572	2.201	764
Standardabweichung	342	3.884	997
Median	457	396	371
Maximum	1.650	11.493	4.324
Minimum	391	364	369
-----			
	Indonesien (2009–2030)	Kambodscha (2010–2030)	Vietnam (2011–2030)
Summe	4.041.413	17.162	15.861
Mittelwert	183.700	817	793
Standardabweichung	396.140	1.496	1.122
Median	1.259	253	456
Maximum	1.009.102	6.975	5.363
Minimum	1.222	253	444

Quelle: Eigene Darstellung.

Für die drei bisherigen Indikatoren werden die Länder anhand eines Scorings bewertet (s. Anhang B.3). Das dritte Kriterium ist der Aufwand für die Erstellung der Baseline. Die Kosten sind hierbei von der Wahl des jeweiligen Referenzsystems abhängig (vgl. Hardcastle et al. (2008), S. 5 ff.). Die Annahmen und die Berechnung der Monitoringkosten für den Zeitraum nach der Implementierungsphase bis 2030 sind im Anhang B.4 dargestellt. Ausgewiesen werden die Monitoringkosten bei Hardcastle et al. (2008) als gesamte Monitoringkosten und als Monitoringkosten je Hektar Waldfläche. Die Transaktionskosten der einzelnen Länder nach der Implementierungsphase der REDDplus-Programme berechnen sich aus der Waldfläche des REDDplus-Szenarios in den einzelnen Jahren multipliziert mit den von Hardcastle et al. (2008) ausgegebenen Monitoringkosten je Hektar Waldfläche. Da Hardcastle et al. (2008) die Monitoringkosten in Pfund Sterling ausweisen, wurden diese mit dem Wechselkurs vom 22. Februar 2011 von 1,62294 US\$/£ in US\$ umgerechnet. In Abbildung 6.5 sind die Transaktionskosten der einzelnen Länder dargestellt. In der Implementierungsphase, in der vor allem Kosten für den Beschluss von Ver-

ordnungen und Gesetzen, die Entscheidung für Maßnahmen und die institutionelle Ausgestaltung anfallen, entstehen den Ländern sehr hohe Transaktionskosten. Diese sinken jedoch, je weiter der Implementierungsprozess der REDDplus-Programme in den einzelnen Ländern fortgeschritten ist. Es wird die Annahme getroffen, dass nach der Implementierungsphase nur noch die Monitoringkosten der REDDplus-Programme als Transaktionskosten anfallen (s. Abschnitt 4.2.1). Das aus Sicht der Transaktionskosten umfangreichste REDDplus-Programm wird von Indonesien, mit US\$ 4,04 Mrd. aufgelegt. Costa Rica hingegen hat mit einer Gesamtsumme von US\$ 11,4 Mio. die geringsten Transaktionskosten für die Umsetzung und Durchführung seines REDDplus-Programms vorzuweisen (s. Tab. 6.6). Im Durchschnitt fallen für die REDDplus-Programme der sechs Länder im jeweiligen Beobachtungszeitraum Transaktionskosten von US\$ 691,36 Mio an.

#### **b) Entwicklung der Waldflächen bis 2030**

Die Annahmen bzgl. der Entwicklung der Waldflächen bis 2030 stellen die Basis für die Berechnung der Transaktionskosten nach der Implementierungsphase und der Berechnung der Karbonspeicher dar. Die gesamte Waldfläche der Länder soll in drei Waldkategorien aufgeteilt werden: Primärwald, Sekundärwald und Plantagen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 23 ff.). Zwei Szenarien sollen für die Entwicklung des Waldes dargestellt werden: ein Business-as-usual-Szenario (BAU-Szenario) und ein REDDplus-Szenario. Als Datenquelle für die drei Waldkategorien dient das FAO Global Forest Resources Assessment 2010 und die dazugehörigen Länderberichte (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010b), S. 7, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010c), S. 12, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010d), S. 10, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010e), S. 17, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f), S. 17, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010g), S. 9 und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 224 ff.). Die Länderberichte des FAO Global Forest Resources Assessment 2010 weisen die Daten nur für die Jahre 1990, 2000, 2005 und 2010 aus. Die fehlenden Werte wurden aus den Durchschnitts dieser Jahre gemäß des Schemas im Anhang B.1 berechnet. Die



Zeitreihen von 1990 bis 2010 für die drei Waldkategorien wurden als Grundlage für die Erstellung der beiden Szenarien genutzt.

**1. Das BAU-Szenario** beschreibt die Entwicklung der unterschiedlichen Flächen der Wälder, unter der Annahme, dass sich an den institutionellen und gesellschaftlichen Gegebenheiten in dem jeweiligen Land nichts ändert. Dazu wurde die durchschnittliche Abholzrate der einzelnen Waldkategorien in den Ländern im Zeitraum 2000 bis 2010 ermittelt und der Waldbestand mit dieser fortgeschrieben.

**2. Das REDDplus-Szenario** hingegen beschreibt die Veränderungen der drei Waldkategorien und damit auch der gesamten Waldfläche durch die Umsetzung der REDDplus-Maßnahmen. In die Berechnung des REDDplus-Szenarios werden die Aufforstungsvorhaben der einzelnen Länder im Rahmen der nationalen REDDplus-Strategien, die in den nationalen Readiness Preparation Proposals beschrieben werden, bis zum Jahr 2030 fortgeschrieben. Die folgenden Annahmen wurden für die einzelnen Länder für das REDDplus-Szenario getroffen:

- Die **costa-ricanische** Regierung hat sich zum Ziel gesetzt, den Bestand aller drei Waldkategorien zu erhöhen. Folgende Ziele wurden dabei für die einzelnen Waldarten festgelegt:
  - Der Primärwaldbestand unter dem PPSA soll bis 2030 um 113.000 Hektar erhöht werden.
  - Der Bestand des Sekundärwaldes soll durch die Regeneration von zerstörten Waldflächen um 20.000 Hektar und durch die Umwandlung von Agrarland in Sekundärwald um 724.000 Hektar aufgeforstet werden.
  - Zur Ausweitung der Plantagen sollen pro Jahr 8.500 Hektar private landwirtschaftliche Flächen aufgeforstet werden.

Die einzelnen Maßnahmen zur Aufforstung in den Waldkategorien wurden gleichmäßig auf die Jahre des Zeitraums 2009 bis 2030 aufgeteilt (vgl. Government of Costa Rica (2010), S. 44 f.).

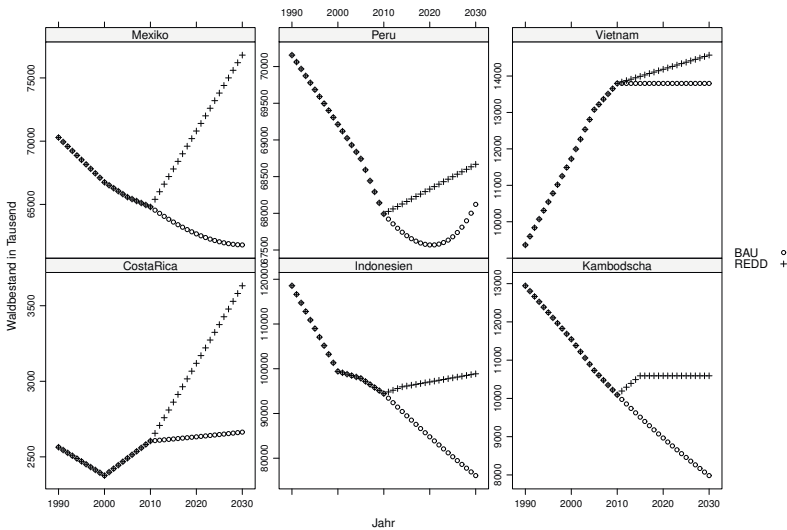
- In **Mexiko** wird das Ziel verfolgt, 12 Mio. Hektar Sekundärwald aufzuforsten und diese Flächen nachhaltig zu bewirtschaften (vgl. Government of Mexico (2010), S. 28). Da sich der Aufbau von Karbonspeichern als Ziel gesetzt wurde

(s. Abschnitt 6.2.2), wird davon ausgegangen, dass die Flächen von Primärwald und Plantagen konstant bleiben, um so eine Verringerung der Waldfläche insgesamt und damit der Karbonspeicher zu verhindern.

- Die **peruanische** Regierung hat keine konkreten Aufforstungsziele innerhalb der REDDplus-Strategie festgelegt, jedoch sollten zwischen 2005 und 2009 135.143 Hektar wieder aufgeforstet werden (vgl. Government of Peru (2011), S. 52). Da es jedoch in Peru im Zeitraum von 2005 bis 2009 zu einer Verringerung der Waldflächen kam, ist sicherlich davon auszugehen, dass das Aufforstungsvorhaben nicht durchgesetzt wurde. Daher soll angenommen werden, dass 2030 jährlich etwa 6.757 Hektar Sekundärwald aufgeforstet werden und der Bestand an Primärwald und Plantagen konstant bleibt.
- Das REDDplus-Programm in **Indonesien** sieht vor allem eine Aufforstung von Plantagen vor. So sollen bis 2030 erstens eine Million Hektar schnell wachsende Bäume auf Plantagen von kleinen Landbesitzern angepflanzt werden, zweitens sollen eine Million Hektar gerodete Waldfläche für die Palmölindustrie als neue Plantagen genutzt werden und drittens sollen bis 2014 für die Papierindustrie eine Million Hektar als Plantagen aufgeforstet werden (vgl. Government of Indonesia (2009), Annex 6). Da die Daten für die drei Waldkategorien in Indonesien erst ab dem Jahr 2000 vorliegen, wird für Indonesien zur Berechnung der Karbonspeicher auf den Gesamtbestand des Waldes zurückgegriffen.
- Innerhalb der **kambodschanischen** REDDplus-Strategie wurden keine konkreten Aufforstungsziele festgelegt. Jedoch wurde 2009 durch das National Forestry Program das Ziel festgesetzt, dass bis 2015 60 % der Landfläche bewaldet sein sollen (vgl. Government of Cambodia (2011), S. 109). Der Waldbestand soll zwischen 2010 und 2015 gemäß der Anteile der Waldkategorien am gesamten Waldbestand von 2010 auf die drei Waldkategorien aufgeteilt werden. Für den Zeitraum nach 2015 wird die Annahme getroffen, dass der Waldbestand konstant auf dem Niveau von 2015 bleibt.
- Die **vietnamesische** REDDplus-Strategie sieht bisher keine konkreten Maßnahmen zur Aufforstung von Waldflächen vor. Jedoch wurde 1992 das *Five Million Hectars Reforestation Program* verabschiedet. In diesem wurden drei

Ziele bis zum Jahr 2010 festgesetzt: erstens sollen 2010 43% der Landesfläche mit Wald bedeckt sein, zweitens sollen zwei Millionen Hektar 2010 als Schutzgebiete deklariert sein und drittens drei Millionen Hektar als Produktionswald aufgeforstet werden (vgl. Government of Vietnam (2011), S. 30). Da die letzten beiden Ziele nicht erreicht wurden, wurde die Differenz zwischen dem bis 2010 aufgeforsteten Sekundärwald und den zwei Millionen Hektar bis 2030 auf den Sekundärwald verteilt und die Differenz zwischen den bis 2010 aufgeforsteten Plantagen und den drei Millionen Hektar über den Zeitraum von 2011 bis 2030 auf den Plantagenwald aufgeteilt.

Abbildung 6.6: Entwicklung der Waldflächen von 1990 bis 2030 (in Tausend Hektar)



Quelle: Eigene Berechnungen.

Beide Szenarien sind in Abbildung 6.6 für die beiden Länder grafisch dargestellt. Der gesamte Waldbestand eines Landes setzt sich aus den drei Waldkategorien Primärwald, Sekundärwald und Plantagen zusammen. Wird in den einzelnen Ländern nicht durch Maßnahmen zum Schutz des Waldes der Entwicklung bei der Abholzung vor allem von Primär- und Sekundärwäldern entgegengewirkt, so kommt es zu

einem weiteren Rückgang der Waldflächen. Von dieser Entwicklung auszunehmen sind Peru und Vietnam. In Peru kommt es ab 2020 wieder zu einem Anstieg der Waldflächen, der Grund hierfür ist jedoch in einem enormen Anstieg der Flächen für Plantagen, der den Rückgang bei den Primär- und Sekundärwaldflächen kompensiert, zu sehen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f), S. 37). In Vietnam hingegen wurde das politisch vorgegebene Ziel, dass 43 % der Landesfläche bewaldet sein sollen, erreicht. Daher ist hier schon seit 1990 kein Rückgang der Waldflächen zu verzeichnen. Aber auch dieser Anstieg ist vor allem durch den Anstieg von Plantagenwald und den Rückgang von Primärwald gekennzeichnet (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010g), S. 21).

### c) Entwicklung der Karbonspeicher und Biodiversität bis 2030

Zwei Ziele werden durch REDDplus und die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität verfolgt, die Erhöhung der Speicherung von Kohlenstoffdioxid und damit die Verringerung der Treibhausgase durch die Abholzung und Degradierung von Wäldern und der Erhalt der biologischen Vielfalt. Als Indikator für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid durch die Ausweitung von Waldflächen werden die im *Global Forest Resources Assessment* in den *Global Tables*, Tabelle 11, ausgewiesenen Karbonspeicher in lebender Biomasse der einzelnen Länder genutzt. Da die Indikatoren für Biodiversität meist nicht auf nationaler Ebene und/oder in nicht ausreichend langen Zeitreihen für eine empirische Analyse vorliegen, wird auf die Waldflächen, die primär zum Schutz von Biodiversität gedacht sind, als Indikator für die Entwicklung der Biodiversität zurückgegriffen. Diese sind ebenfalls im *Global Forest Resources Assessment* in den *Global Tables*, Tabelle 5, ausgewiesen (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 240 ff.). Sowohl für die Karbonspeicher der Länder als auch für die Waldflächen, die primär für Biodiversität genutzt werden, liegen die Daten, wie schon bei den Waldkategorien, nur für die Jahre 1990, 2000, 2005 und 2010 vor. Daher wurden die fehlenden Werte ebenfalls aus den Durchschnitten dieser Jahre gemäß dem Schema in Anhang B.1 berechnet.

**1. Die Entwicklung der Karbonspeicher** wird auf Grundlage der Entwicklung der Waldflächen bis 2030, die in den oben aufgestellten Szenarien dargestellt wurde,

bestimmt. Für den Zeitraum von 1990 bis 2010 liegen historische Daten der Primär-, Sekundär- und Plantagenwälder sowie der Karbonspeicher vor. Somit wurde für jedes der Länder eine lineare Regression der Wachstumsraten der Karbonspeicher in Abhängigkeit von den Wachstumsraten der drei Waldkategorien durchgeführt. Die Regressionsergebnisse sind in Anhang B.5 dargestellt. Eine Ausnahme bildet jedoch Indonesien. Da für dieses Land erst Daten der Waldkategorien ab 2000 vorliegen, wurde in diesem Fall auf eine Aufteilung des Gesamtwaldes verzichtet und die Schätzung in Abhängigkeit der Änderung der Gesamtwaldfläche durchgeführt. Die Berechnung der Karbonspeicher für die Jahre 2011 bis 2030 erfolgt nun mit Hilfe der geschätzten Koeffizienten. Der aktuelle Karbonspeicher ergibt sich wie folgt:

$$CO_{2it} = CO_{2it-1} + \Delta CO_{2it}. \quad (6.1)$$

Der Karbonspeicher des  $i$ -ten Landes in Periode  $t$  berechnet sich aus dem Karbonspeicher des  $i$ -ten Landes aus der Vorperiode  $CO_{2it-1}$  und der Veränderung des Karbonspeichers des  $i$ -ten Landes in der aktuellen Periode  $t$ .

Die Veränderung des Karbonspeichers in Land  $i$  zum Zeitpunkt  $t$  berechnet sich aus der Veränderung des Primärwaldes in Land  $i$  zum Zeitpunkt  $t$   $\Delta pf_{it}$ , der Veränderung des Sekundärwaldes in Land  $i$  zum Zeitpunkt  $t$   $\Delta sf_{it}$  und der Veränderung des Plantagenwaldes in Land  $i$  zum Zeitpunkt  $t$   $\Delta plf_{it}$  jeweils multipliziert mit dem jeweiligen Koeffizienten  $\lambda_{ji}$ , wobei  $j=1, 2, 3$ . Die Regressionsgleichung lautet:

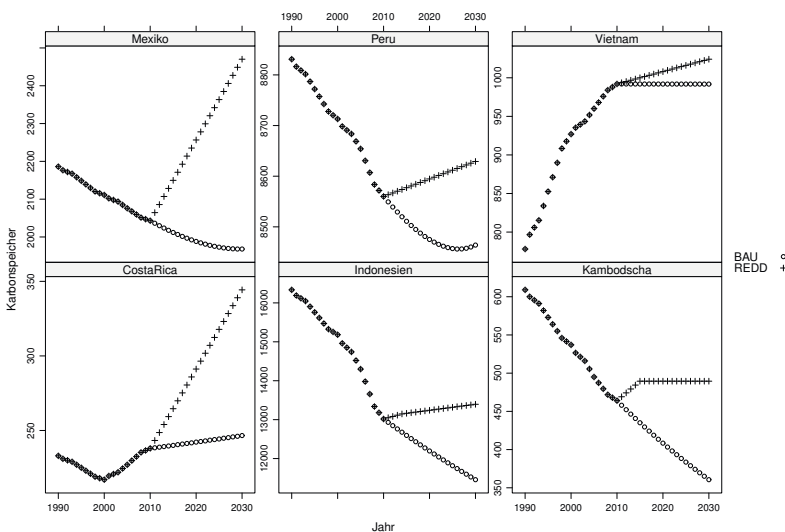
$$\Delta CO_{2it} = \lambda_{1t} \Delta pf_{it} + \lambda_{2t} \Delta sf_{it} + \lambda_{3t} \Delta plf_{it} + u_{it}. \quad (6.2)$$

Da die Karbonspeicher von der Entwicklung der Waldkategorien abhängig sind, kommt es zu einer Reduzierung der Karbonspeicher, wenn in den Ländern keine Umsetzung der REDDplus-Maßnahmen erfolgt (s. Abb. 6.7). Ausgenommen von dieser Entwicklung sind Costa Rica, Peru und Vietnam. Da es in Peru ab 2025 zu einem Anstieg, vor allem der Plantagenwälder kommt und dieser den Rückgang der Primär- und Sekundärwälder kompensiert, kommt es auch zu einem Anstieg der Kohlenstoffdioxidsspeicherung ab 2025 in Peru ohne die Umsetzung der REDDplus-Maßnahmen. Durch die starke Aufforstung von Plantagenwäldern in Vietnam ist es seit den 1990er Jahren nicht zu einem Rückgang der Karbonspeicher wie in den anderen Länder gekommen, sondern zu einem Anstieg. Dieser ist jedoch ab 2010

konstant, da das Ziel der Bewaldung von 43% der Landesfläche erreicht wurde und die Annahme für das BAU-Szenario getroffen wurde, dass weder weitere Abholzungen noch weitere Aufforstungen erfolgen.

Durch die Umsetzung der REDDplus-Maßnahmen würde es jedoch in allen Ländern zu einem Anstieg der Karbonspeicher durch die Ausweitung ihrer bewaldeten Flächen kommen. Somit wäre es auch in Peru möglich, den positiven Trend schon ab 2010 einzuleiten, der sich nicht allein durch die Ausweitung der Plantagenwälder, sondern vor allem durch die Ausweitung von Sekundärwäldern einstellen würde.

Abbildung 6.7: Entwicklung der Karbonspeicher von 1990 bis 2030 (in Millionen Tonnen gespeichertem CO<sub>2</sub>)

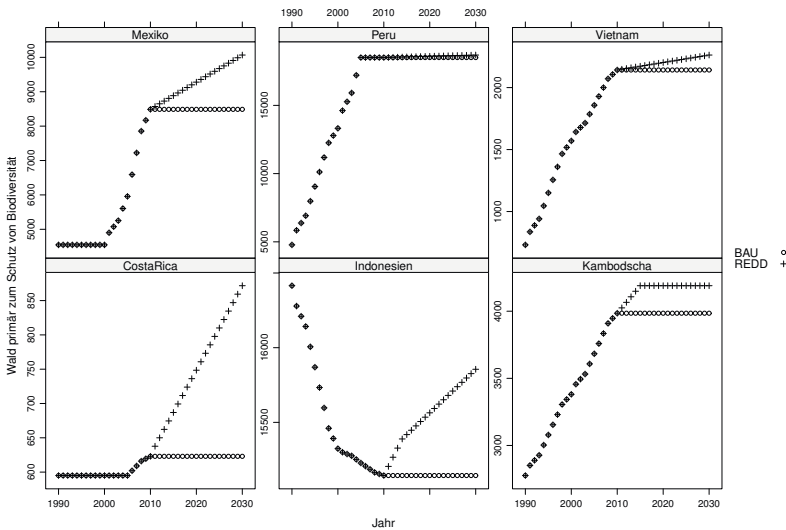


Quelle: Eigene Darstellung.

**2.** Im Zusammenhang mit der **Entwicklung der Wälder zum Schutz von Biodiversität** muss klargestellt werden, dass es sich bei diesen nicht um Schutzgebiete handelt. Der Unterschied zwischen beiden Gebietsdefinitionen besteht in der Zielsetzung. So ist das Ziel eines Schutzgebiets nicht zwangsläufig der Schutz der biologischen Vielfalt, sondern kann auch der Schutz von Grundwasser oder des Bodens sein (vgl. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h), S. 56 f.).

Auf die Waldflächen zum Schutz von Biodiversität wird als Indikator für die biologische Vielfalt zurückgegriffen, da die meisten Indikatoren für Biodiversität entweder nicht in einer ausreichenden Datenbasis zur Verfügung stehen, z. B. der National Biodiversity Index und der GEF Benefits Index for Biodiversity, oder nicht auf nationaler Ebene vorliegen, z. B. der Red List Index. In allen Ländern ist seit 1990 die Waldfläche zum Schutz von Biodiversität angestiegen, eine Ausnahme bildet jedoch Indonesien, wo es zu einem Rückgang kam (s. Abb. 6.8).

Abbildung 6.8: Entwicklung der Waldflächen für Biodiversität von 1990 bis 2030 (in Tausend Hektar)



Quelle: Eigene Darstellung.

Da für den Schutz der biologischen Vielfalt in den Readiness Preparation Proposals keine konkreten Ziele vorgegeben wurden, wird die 2004 von der Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (2004) getroffenen Decision VII/30 herangezogen. In dieser wurde das Ziel festgeschrieben, dass bis zum Jahr 2010 10 % der weltweiten ökologischen Regionen geschützt werden sollen (vgl. Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (2004), Decision VII/30, Annex II). Dieses Ziel soll insofern abgewandelt werden, als 10 % der nationalen Waldflächen

bis 2010 als Schutzgebiete für Biodiversität eingerichtet werden sollen. In allen sechs Ländern wurde dieses Ziel erreicht. Aus diesem Grund wird für das BAU-Szenario angenommen, dass die Waldflächen zum Schutz von Biodiversität von 2011 bis 2030 konstant bleiben. Durch die Umsetzung der REDDplus-Maßnahmen soll der Anteil der Waldflächen zum Schutz von Biodiversität an den gesamten Waldflächen konstant gehalten werden. Somit kommt es aufgrund des Anstiegs der Waldflächen auch zu einem Anstieg der Wälder, welche primär zum Schutz der biologischen Vielfalt genutzt werden.

### 6.3.2 Spezifikation des ökonometrischen Modells

Für die Analyse des Vorliegens von economies of scope bei den Transaktionskosten des REDDplus-Ansatzes durch die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität wird auf den Ansatz von Callan und Thomas (2001) zurückgegriffen. Die Transaktionskostenfunktion  $T$  ist von den Produktionsmengen der beiden Ökosystemleistungen Karbonspeicher  $co_{2it}$  und Biodiversität  $b_{it}$  abhängig:

$$T_{it} = T(co_{2it}, b_{it}), \text{ mit } i = cr, in, ka, me, pe, \text{ und } vi \text{ und } t = t_0, \dots, 2030. \quad (6.3)$$

Economies of scope liegen bei den Transaktionskosten des REDDplus-Ansatzes vor, wenn die Transaktionskosten durch die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt sinken. Es muss daher gelten:

$$\frac{\partial^2 T_{it}}{\partial co_{2it} \partial b_{it}} < 0. \quad (6.4)$$

Es wird angenommen, dass die Transaktionskosten linear von den einzelnen Produktionsmengen der Karbonspeicherung  $co_{2it}$  und dem Schutz von Biodiversität  $b_{it}$  sowie der Interaktionsvariablen  $co_{2it} b_{it}$  abhängen (vgl. Callan und Thomas (2001), S. 554). Die allgemeine Schätzgleichung der Transaktionskostenfunktion eines REDD-plus-Programmes unter Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität lautet somit für Land  $i$  zum Zeitpunkt  $t$ :

$$T_{it} = c + \mu_1 co_{2it} + \mu_2 b_{it} + \mu_3 (co_{2it} b_{it}) + u_{it}, \quad (6.5)$$

*mit  $i = cr, in, ka, me, pe, \text{ und } vi$  und  $t = t_0, \dots, 2030$ .*



Economies of Scope liegen hinsichtlich der Transaktionskosten bei den jeweiligen nationalen REDDplus-Programmen vor, wenn der Koeffizient des Interaktionsterms  $\mu_3$  negativ ist (vgl. Callan und Thomas (2001), S. 555). Die Transaktionskosten  $T_{it}$  setzen sich aus den die Readiness Costs der einzelnen Länder und den Monitoringkosten nach der Implementierungsphase in tausend US\$ zusammen. Die Variable  $co_{2,it}$  misst das in lebender Biomasse gespeicherte Kohlenstoffdioxid in den einzelnen Ländern in Millionen Tonnen und die Variable  $b_{it}$  die Waldflächen, die primär zum Schutz von Biodiversität genutzt werden sollen, in tausend Hektar.

Im folgenden Abschnitt soll anhand der im Abschnitt 6.3.1 beschriebenen Daten für die Länder Costa Rica, Mexiko, Peru, Indonesien, Kambodscha und Vietnam analysiert werden, ob durch die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität economies of scope bei der Bereitstellung von Karbonspeichern innerhalb der nationalen REDDplus-Programme auftreten.

### 6.3.3 Ergebnisse der Paneldatenanalyse

Aufgrund der sehr kurzen Zeitreihen für die einzelnen Länder wird auf die Paneldatenanalyse als ökonometrischen Analyserahmen zurückgegriffen. Paneldaten zeichnen sich durch die Kombination von Querschnitts- und Längsschnittdaten aus (vgl. Greene (2008), S. 180 und Wooldridge (2009), S. 444). Da die REDDplus-Programme in den jeweiligen Ländern in unterschiedlichen Jahren beginnen und somit die einzelnen nationalen Zeitreihen unterschiedlich lang sind, handelt es sich um ein unvollständiges bzw. unbalanced Panel (vgl. Greene (2008), S. 184 und Baltagi (2008), S. 181). Die Anwendung von Paneldaten bei der empirischen Analyse weist mehrere Vorteile gegenüber der reinen Querschnittsdaten- bzw. Zeitreihenanalyse auf. Die Datenbasis wird ausgeweitet, was zu einer Erhöhung der Freiheitsgrade und damit zu einer Verringerung des Problems der Multikollinearität führt. Es ist möglich, Heterogenität zwischen den einzelnen Ländern durch die Einbeziehung von Zeitreihen bei der Querschnittsdatenanalyse besser zu überprüfen. Eine bessere Darstellung von dynamischen Effekten ist mit Hilfe der Paneldatenanalyse gegeben, die bei Querschnittsdaten nicht möglich ist und bei Zeitreihen die Gefahr einer ungenauen Messung der Koeffizienten birgt. Des Weiteren können Effekte überprüft werden, die auf nicht vorhandene bzw. nicht beobachtbare Variablen zurückzuführen sind. Diese sind für die einzelnen Länder des Datensatzes über den gesamten Zeitraum

konstant. Und es ist durch die Kombination von Querschnitts- und Längsschnittdatensätzen eine bessere Überprüfung von komplexen Verhaltensmodellen möglich (vgl. Hsiao (1993), S. 1–6).

Als Ausgangspunkt für die Paneldatenanalyse wird das folgende allgemeine Regressionsmodell genutzt:

$$T_{it} = \mu \mathbf{x}'_{it} + \mathbf{z}_i \mathbf{c} + u_{it}. \quad (6.6)$$

Die Matrix  $\mathbf{x}'_{it}$  enthält die gesamten erklärenden Variablen. Die Konstante setzt sich zusammen aus einer länderspezifischen Variable  $\mathbf{z}_i$ , welche über den gesamten Betrachtungszeitraum konstant ist, aber die Heterogenität zwischen den einzelnen Ländern widerspiegelt und der eigentlichen Konstanten  $\mathbf{c}$ , die sowohl über den Betrachtungszeitraum wie auch hinsichtlich der Individuen konstant ist (vgl. Greene (2008), S. 182 und vgl. Wooldridge (2009), S. 456). Der Störterm  $u_{it}$  erfasst alle von dem Modell nicht erfassten Einflussfaktoren (vgl. Hackl (2007), S. 30).

In der weiteren Analyse werden die Pooled- und die Fixed-Effects-Regression herangezogen und genauer betrachtet.

### a) Pooled Regression

Bei der Anwendung des Pooled-Ansatzes wird angenommen, dass die länderspezifische Variable  $\mathbf{z}_i$  über das gesamte Sample konstant ist und somit jedes Land die gleichen Schätzergebnisse hat (vgl. Greene (2008), S. 183). Länderspezifische Effekte, die über den gesamten Betrachtungszeitraum konstant sind, werden also durch den Störterm  $u_{it}$  erfasst. Dieser enthält die nicht zu beobachtbaren Effekte  $\mathbf{z}_i$  und einen spezifischen Störterm  $\epsilon_{it}$  (vgl. Baltagi (2008), S. 13 und Wooldridge (2009), S. 456). Für eine konsistente Schätzung der Koeffizienten muss jedoch die Annahme erfüllt sein, dass sowohl der länderspezifische Störterm  $\mathbf{z}_i$  sowie der spezifische Störterm  $\epsilon_{it}$  nicht mit den erklärenden Variablen korrelieren (vgl. Wooldridge (2009), S. 457).

Das Pooled Modell I entspricht daher dem im Abschnitt 6.3.2 dargestellten ökonomischem Modell und lautet:

$$T_{it} = c + \mu_1 \text{CO}_{2it} + \mu_2 b_{it} + \mu_3 (\text{CO}_{2it} b_{it}) + u_{it}, \quad (6.7)$$

mit  $i = cr, in, ka, me, pe$  und  $vi$  und  $t = t_0, \dots, 2030$ .

Die Ergebnisse der Kleinstquadratschätzung sind in Tabelle 6.7 dargestellt.

Tabelle 6.7: Paneldatenanalyse economies of scope I

	<b>Pooled Modell I</b>	<b>Fixed-Effects Modell I</b>
$c$	-3,067E+04 (-0,8831)	- (-)
$CO_{2it}$	72,657*** (3,0091)	2,786E+03*** (3,2291)
$b_{it}$	-4,319 (-0,7758)	-249,17 (-1,2822)
$CO_{2it}b_{it}$	-0,0033** (-2,0642)	-0,1133*** (-8,1807)
$sc_{cr}$	- (-)	-6,049E+05*** (-4,6499)
$sc_{in}$	- (-)	-9,543E+05 (-1,5038)
$sc_k$	- (-)	-8,745E+04 (-0,1901)
$sc_m$	- (-)	-1,596E+06*** (-2,7972)
$sc_p$	- (-)	-1,216E+06 (-0,5048)
$sc_v$	- (-)	-2,009E+06*** (-4,2415)
-----		
Beobachtungen	125	125
$R^2$	17,114	60,391
Adjusted $R^2$	15,058	57,659

Signifikanzniveaus: (\*) 0,1, (\*\*) 0,05, (\*\*\*) 0,01.

Quelle: Eigene Berechnungen.

Die Konstante und der Koeffizient für den Schutz von Biodiversität sind nicht signifikant. Der Koeffizient für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid ist auf dem 99 %-Niveau signifikant und positiv. Entscheidend für die Existenz von economies of scope bei den Transaktionskosten des REDDplus-Ansatzes ist, dass der Koeffizient der Interaktionsvariablen  $CO_{2it}b_{it}$  ein negatives Vorzeichen besitzt. Für den Koeffizient der Interaktionsvariablen wird ein Wert von -0,0033 ausgewiesen, der auf dem 95 %-Niveau signifikant ist. Somit würden nach dem Pooled Modell I, durch

die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt, economies of scope bei den Transaktionskosten realisiert werden können. Eine Erhöhung des gespeicherten Kohlenstoffdioxids um eine Tonne und eine gleichzeitige Erhöhung der Waldflächen zum Schutz von Biodiversität um einen Hektar würde zu einer Reduktion der Transaktionskosten bei dem REDDplus-Ansatz um US\$ 0,0033 führen. Aufgrund des sehr geringen Bestimmtheitsmaßes von 17,11 % ist die Aussagekraft des gewählten Modells aber nicht sonderlich groß. Das Pooled Modell I sollte daher im Folgenden weiter auf seine Aussagekraft und Robustheit überprüft werden.

### b) Fixed-Effects Regression

Damit die geschätzten Koeffizienten des Pooled Modells nicht verzerrt und nicht inkonsistent sind, wurde angenommen, dass  $\mathbf{z}_i$  nicht beobachtbar ist und mit den erklärenden Variablen nicht korreliert. Besteht aber eine Korrelation zwischen der länderspezifischen Variable  $\mathbf{z}_i$  und den erklärenden Variablen, so sind die geschätzten Koeffizienten der Pooledschätzung verzerrt und inkonsistent (vgl. Greene (2008), S. 183). Ein Lösungsansatz ist in diesem Fall die Schätzung eines Fixed-Effects Modells. Für dieses muss zuvor eine Transformation der Daten vorgenommen werden. Dazu wird zunächst der Durchschnitt der Daten für jedes einzelne Land ermittelt, um dann die Differenz aus dem ursprünglichen Modell und dem Modell mit den Durchschnittsdaten zu bilden. Durch diese Transformation des Modells wird der länderspezifische Effekt beseitigt. Das zu schätzende ökonometrische Modell (Fixed-Effects-Modell I) lautet somit:

$$\ddot{T}_{it} = sc_i + \mu_1 \ddot{c}o_{2it} + \mu_2 \ddot{b}_{it} + \mu_3 (\ddot{c}o_{2it} \ddot{b}_{it}) + \ddot{u}_{it}, \quad (6.8)$$

mit  $i = cr, in, ka, me, pe$  und  $vi$  und  $t = t_0, \dots, 2030$ .

Die Variablen  $\ddot{T}_{it}$ ,  $\ddot{c}o_{2it}$ ,  $\ddot{b}_{it}$ ,  $(\ddot{c}o_{2it} \ddot{b}_{it})$  und  $\ddot{u}_{it}$  sind die zeiterniedrigten Variablen (vgl. Wooldridge (2009), S. 481). Durch diese Transformation enthält das Fixed-Effects Modell nicht mehr den länderspezifischen Effekt, der mit den erklärenden Variablen korreliert. Dieser wird durch die länderspezifische Konstante  $sc_i$  dargestellt (vgl. Baltagi (2008), S. 15, Greene (2008), S. 197 und Wooldridge (2009), S. 482). Das Modell 6.8 wird mit der Methode der Kleinsten Quadrate geschätzt.

Die Ergebnisse des geschätzten Fixed-Effects Modells sind in Tabelle 6.7 dargestellt. Auch bei der Anwendung des Fixed-Effects Modells weist die Interaktionsvariable  $\ddot{c}o_{2it}\ddot{b}_{it}$  ein negatives Vorzeichen auf und ist auf dem 99 %-Niveau signifikant. Somit könnte auch, gemäß der Schätzung des Fixed-Effects Modells I, economies of scope bei der Speicherung von Kohlenstoffdioxid durch die Einbeziehung des Ziels der Erhaltung und des Schutzes von Biodiversität realisiert werden. Das Potential der Transaktionskosteneinsparung würde mit US\$ 0,113, bei einer gleichzeitigen Erhöhung der beiden Ökosystemleistungen um eine Einheit sogar etwas höher ausfallen als bei den Schätzergebnissen des Pooled Modells I. Der Koeffizient für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid ist auf dem 99 %-Niveau positiv signifikant. Der Schutz der biologischen Vielfalt hingegen weist, wie auch schon bei der Schätzung des Pooled Modells I, einen negativen und nicht signifikanten Koeffizienten auf.

Im Gegensatz zum Ansatz des Pooled Modells wird bei der Fixed-Effects Regression für jedes Land eine spezifische Konstante, die den länderspezifischen Effekt widerspiegelt, dargestellt. Die länderspezifische Konstante ist jedoch nur für Costa Rica, Mexiko und Vietnam auf dem 99%-Niveau signifikant. Für die weiteren drei Länder des Panels kann für die länderspezifische Variable keine Signifikanz festgestellt werden. Im Vergleich zur Pooled Regression ist das Bestimmtheitsmaß der Fixed-Effects Regression mit 60,39 % höher, wodurch die Aussagekraft des Modells wesentlich stabiler ist. Damit die geschätzten Koeffizienten der beiden Modelle (Pooled Modell I und Fixed-Effects Modell I) unverzerrt und konsistent sind, ist es erforderlich, dass keine Korrelation zwischen den erklärenden Variablen besteht, die Störterme zeitlich nicht mit einander korrelieren und die Varianzen der Störterme innerhalb des Betrachtungszeitraums gleich sind (vgl. Baltagi (2008), S. 15, Greene (2008), S. 197 und Wooldridge (2009), S. 482). Ob diese Annahmen für die beiden Modelle zutreffen und welche Konsequenzen eine Annahmeverletzung haben könnte, wird im folgenden Teilabschnitt genauer aufgezeigt.

### 6.3.4 Test auf Multikollinearität, Heteroskedastizität und Autokorrelation

Beide ökonometrischen Modelle führen zu dem Ergebnis, dass es durch die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt als weiteres Ziel des REDDplus-Ansatzes zur Realisierung von economies of scope kommen kann. Jedoch wurde bisher, abgesehen vom Bestimmtheitsmaß der beiden Modelle, deren Qualität nicht weiter analysiert. Zur Bestimmung der Qualität von linearen Schätzmethoden werden zwei Anforderungen herangezogen. Die Schätzmethode soll unverzerrte Koeffizienten liefern und diese sollen effizient sein. Ein **unverzerrter Schätzer**  $\hat{\mu}$  liegt vor, wenn der Erwartungswert des Schätzers dem tatsächlichen Wert von  $\mu$  entspricht. **Effizient** ist ein unverzerrter Schätzer  $\hat{\mu}$ , wenn dieser eine kleine oder keine Varianz aufweist (vgl. Auer (2007), S. 71 f.). Inwiefern die unter Abschnitt 6.3.4 genutzten Schätzverfahren diese beiden Eigenschaften erfüllen, wird in diesem Abschnitt untersucht.

#### a) Test auf Multikollinearität

Der Begriff der Multikollinearität beschreibt das Problem, dass zwischen den erklärenden Variablen keine Unabhängigkeit besteht. Einzelne exogene Variablen werden somit durch andere exogene Variablen beschrieben (vgl. Auer (2007), S. 480 f.). Aufgrund einer hohen Multikollinearität ist die Schätzvarianz bei Punktschätzern hoch, wodurch es sein kann, dass der Schätzer nicht mehr effizient ist. Eine weitere Konsequenz ist die, dass die Aussagekraft der Hypothesentests durch das Auftreten von Multikollinearität verringert wird. Infolge der höheren Schätzvarianz erhöht sich die Standardabweichung, was zu einer Unterschätzung des t-Wertes und damit zu einer vorzeitigen Annahme der Nullhypothese führen kann (vgl. Auer (2007), S. 485). Zur Bestimmung der Multikollinearität muss auf verschiedene Messgrößen zurückgegriffen werden. Im Folgenden sollen die Korrelationskoeffizienten der Variablen und die variance inflation factors (VIF) zur Aufdeckung der Multikollinearität genutzt werden. Weisen die Korrelationskoeffizienten einen stark von Null abweichenden Wert auf, so kann daraus auf Multikollinearität bei den erklärenden Variablen

geschlossen werden (vgl. Hackl (2007), S. 166). In Tabelle 6.8 wurden die Korrelationskoeffizienten der einzelnen exogenen Variablen dargestellt. Die höchste Multikollinearität mit 0,991 und 0,905 besteht zwischen der Interaktionsvariablen und der Variablen für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid und den Waldflächen, die primär zum Schutz der biologischen Vielfalt gedacht sind. Dies ist jedoch nicht verwunderlich, da die Interaktionsvariable aus den anderen beiden Variablen gebildet wurde, und dieser Effekt gewollt ist. Hingegen ist die Multikollinearität zwischen der Speicherung von Kohlenstoffdioxid und den Waldflächen zum Schutz von Biodiversität nicht gewollt und könnte zu den oben beschriebenen Problemen führen.

Tabelle 6.8: Korrelationsmatrix

	$co_{2it}$	$b_{it}$	$co_{2it}b_{it}$	$D_{it}$
$co_{2it}$	1,000			
$b_{it}$	0,875	1,000		
$co_{2it}b_{it}$	0,991	0,905	1,000	
$D_{it}$	-0,005	0,007	-0,001	1,000

Quelle: Eigene Berechnungen.

Eine sehr geringe Multikollinearität besteht zwischen der Dummyvariablen  $D_{it}$  und den anderen drei Variablen, bei diesen tendieren die Korrelationskoeffizienten gegen Null. Die Dummyvariablen werden in der weiteren Analyse benötigt und daher an dieser Stelle schon eingeführt. Auf Grundlage der Korrelationskoeffizienten kann somit festgehalten werden, dass es zwischen den Variablen  $co_{2it}$ ,  $b_{it}$  und  $co_{2it}b_{it}$  zu einer sehr hohen Multikollinearität kommt. Für den variance influence factor stellt sich ein ähnliches Ergebnis wie die Analyse der Korrelationskoeffizienten ein. Zur Berechnung der VFI's werden die Bestimmtheitsmaße der Hilfsregressionen genutzt, bei welchen eine erklärende Variable in Abhängigkeit der anderen exogenen Variablen gesetzt wird. Der variance influence factors berechnet sich dann wie folgt:

$$VIF_{j \cdot i} = \left(1 - R_{j \cdot i}^2\right)^{-1}. \quad (6.9)$$

Besteht keine Multikollinearität zwischen den exogenen Variablen, so ist der Wert der variance influence factors eins. Je stärker die Multikollinearität ist, desto höher ist auch der Wert des VIF (vgl. Hackl (2007), S. 167).

Tabelle 6.9: Variance Inflation Factors (VIF)

	VIF	$co_{2it}$	$b_{it}$	$co_{2it}b_{it}$	$D_{it}$
$co_{2it}$	67,11	–			
$b_{it}$	6,54	4,26	–		
$co_{2it}b_{it}$	86,81	56,82	5,55	–	
$D_{it}$	1,00	1,00	1,00	1,00	–

Quelle: Eigene Berechnungen.

In Tabelle 6.9 sind die Ergebnisse der Berechnung des variance influence factors dargestellt. In der ersten Spalte wird der variance influence factor der Hilfsregression für die jeweilige exogene Variable in Abhängigkeit der anderen drei exogenen Variablen aufgezeigt. Die Spalten zwei bis vier zeigen die variance influence factors für die jeweiligen Einzelhilfsregressionen der exogenen Variablen. Durch den variance influence factor der Mehrfachregressionen ist erkennbar, dass die Interaktionsvariable sehr stark von den anderen drei Variablen mitbestimmt wird. Hingegen wird die Dummyvariable gar nicht von den übrigen exogenen Variablen bestimmt, da der variance influence factor hier einen Wert von Eins annimmt. Auch zwischen den Karbonspeichern und den anderen drei exogenen Variablen besteht mit 67,11 eine recht hohe Multikollinearität. Um herauszufinden, zwischen welchen der exogenen Variablen vor allem eine hohe Multikollinearität besteht, wurden die Einfachregressionen durchgeführt und deren variance influence factor bestimmt. Die Ergebnisse stimmen mit den Ergebnissen der Korrelationskoeffizienten überein; so besteht zwischen der Variablen der Karbonspeicher und der Interaktionsvariablen die größte Abhängigkeit und zwischen der Dummyvariable und den anderen drei exogenen Variablen die geringste Abhängigkeit.

Zur Beseitigung bzw. Verringerung des Problems der Multikollinearität gibt es verschiedene Möglichkeiten; die Ausweitung der Datenmenge, der Verzicht auf eine exogene Variable und die Wahl neuer Variablen als Indikatoren (vgl. Hackl (2007), S. 169 und Auer (2007), S. 491 ff.). Durch die Bildung eines Paneldatensatzes wurde der erste Ansatz zur Problemlösung genutzt, was auch zu einer Verringerung der Multikollinearität im Vergleich zu den Einzelschätzungen geführt hat. Die anderen Ansätze scheinen jedoch eher ungeeignet zu sein. So wäre der Verzicht auf eine der drei Outputvariablen ein Verlust an Information, da die Höhe der Transaktionskos-



ten durch diese bestimmt wird. Auch werden alle drei Indikatoren zur Bestimmung des Vorliegens von economies of scope benötigt. Die Wahl einer Variablen als Indikator für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid oder den Schutz der biologischen Vielfalt ist auch mit Problemen behaftet. Daher scheint der gespeicherte Kohlenstoffdioxid in lebender Biomasse schon ein idealer Indikator für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid zu sein, und es gibt somit keinen Grund, diesen nicht zu nutzen. Bei dem Indikator für den Schutz der biologischen Vielfalt hingegen wäre die Nutzung einer anderen Variablen sicher wünschenswert. Dies ist jedoch, wie im Abschnitt 6.1 schon angesprochen, aufgrund der schlechten Datenlage nur schwer möglich, da Daten entweder nur global oder regional, aber nicht national vorliegen oder die Zeitreihen zu kurz für eine empirische Analyse sind (vgl. Karousakis und Brooke (2010), S. 126).

#### **b) Test auf Heteroskedastizität**

Ein weiteres Problem welches die Ergebnisse der ökonometrischen Analyse stark beeinflussen kann, ist das Auftreten von Heteroskedastizität. Unter dem Begriff der Heteroskedastizität ist die Verletzung der Annahme der Konstanz der Varianz der Störterme  $u_{it}$  über den Betrachtungszeitraum  $K$  zu verstehen. Eine Nichteinhaltung dieser Annahme hat zur Folge, dass es zur Ineffizienz der Schätzer des Regressionsmodells kommt. Eine verzerrende Wirkung geht jedoch von heteroskedastischen Störtermen nicht aus (vgl. Auer (2007), S. 363 f. und Hackl (2007), S. 177).

Ob in den beiden oben geschätzten Modellen Heteroskedastizität vorliegt, wird mit Hilfe des White-Tests überprüft. Dazu wird eine Hilfsregression der quadrierten Residuen und der exogenen Variablen, ihrer Quadrate und deren Produkte durchgeführt. Das Produkt des Bestimmtheitsmaßes dieser Regression und die Anzahl der Beobachtungen entspricht approximativ der  $\chi^2$ -Verteilung. Die Nullhypothese des White-Tests lautet, dass Homoskedastizität vorliegt, und die Alternativhypothese, dass Heteroskedastizität vorliegt. Ist der berechnete Wert  $\chi^2 = R^2 * nK$  für ein vordefiniertes Signifikanzniveau  $\eta$  kleiner als der kritische Wert  $\chi^2(\psi)$ , so wird die Nullhypothese angenommen (vgl. Auer (2007), S. 373 f. und Hackl (2007), S. 181).

Der berechnete  $\chi^2$ -Wert für das Pooled-Modell I ist  $\chi^2 = 87,016$  und der für das Fixed-Effects Modell I lautet  $\chi^2 = 91,249$ . Der kritische Wert der  $\chi^2$ -Verteilung ist für beide Regressionen der gleiche und lautet  $\chi_{0,05}^2(9) = 16,92$ . Da für beide Regressionsmodelle der berechnete  $\chi^2$ -Wert höher ist als der kritische Wert der  $\chi^2$ -Verteilung ist von Heteroskedastizität und damit auch von ineffizienten Schätzern der beiden Modelle auszugehen.

### c) Test auf Autokorrelation

Ein drittes Problem, das Auswirkungen auf die Qualität der Regressionen haben kann, ist die Autokorrelation. Durch diese wird die Korrelation zeitlich aufeinanderfolgender Residuenwerte beschrieben. Tritt das Problem der Autokorrelation auf, so führt dies erstens zur Ineffizienz von Punktschätzern, d. h. deren Varianz steigt aufgrund nicht genutzter Informationen, die in den Störtermen enthalten sind. Zweitens kommt es zu Verzerrungen bei den Intervallschätzern und damit auch zu einer Verschlechterung der Aussagen der Hypothesentests (vgl. Auer (2007), S. 395 ff.). Um Autokorrelation nachzuweisen, sind zwei Verfahren üblich. Die Schätzung autoregressiver Prozesse erster Ordnung mit Hilfe der Residuen der ursprünglich geschätzten Regression. Hierfür lautet die Regressionsgleichung:

$$u_t = \rho u_{t-1} + \xi_t, \text{ mit } t = 1, \dots, K. \quad (6.10)$$

Weicht der geschätzte Koeffizient  $\rho$  von Null ab, so liegt positive bzw. negative Autokorrelation vor. Die Schätzergebnisse für den Koeffizienten des AR(1)-Prozesses wurde in Tabelle 6.10 dargestellt. Da für beide Modelle der Koeffizient größer Null ist, kann auf einen positiven zeitlichen Zusammenhang der Störterme untereinander geschlossen werden.

Ein zweiter Test zur Aufdeckung der Autokorrelation ist der Durbin-Watson Test. Bei diesem wird mit Hilfe der geschätzten Residuen eine Zufallsvariable  $d$  berechnet:

$$d = \frac{\sum_{t=2}^K (\hat{u}_t - \hat{u}_{t-1})^2}{\sum_{t=1}^K \hat{u}_t^2}, \text{ mit } t = 1, \dots, K. \quad (6.11)$$

In einem weiteren Schritt werden die kritischen Werte der Durbin-Watson Verteilung  $d^u$  und  $d^o$  für positive Autokorrelation ermittelt. Soll hingegen auf negative

Autokorrelation geprüft werden, so lauten die kritischen Werte  $4 - d^u$  und  $4 - d^o$ . Gilt nun  $d < d^u$ , so liegt positive Autokorrelation vor und gilt  $d > 4 - d^u$  kann auf negative Autokorrelation geschlossen werden. Liegt der berechnete Durbin-Watson Wert innerhalb des Intervalls  $d^o - d^u$  oder  $(4 - d^o) - (4 - d^u)$ , so ist keine Aussage über die Autokorrelation möglich. Bei einem Wert im Intervall  $(4 - d^o) - d^o$  liegt keine Autokorrelation vor (vgl. Auer (2007), S. 401 ff. und Hackl (2007), S. 199 f).

Tabelle 6.10: Test auf Autokorrelation

	<b>Pooled Modell I</b>	<b>Fixed-Effects Modell I</b>
$\rho$	0,748	0,687
Durbin-Watson	0,321	0,622

Quelle: Eigene Berechnungen.

Da aufgrund der Koeffizienten schon auf positive Autokorrelation geschlossen wurde, soll mit Hilfe des Durbin-Watson Tests auch nur auf positive Autokorrelation geprüft werden. Der untere kritische Wert gemäß der Durbin-Watson Verteilung lautet für das Pooled Modell I,  $d_{0,05}^u = 1,659$  und der obere kritische Wert,  $d_{0,05}^o = 1,757$ . Also liegt der berechnete Durbin-Watson Wert des Pooled Modells I unterhalb des unteren kritischen Wertes ( $0,321 < 1,659$ ) und es liegt positive Autokorrelation vor. Die kritischen Werte für das Fixed-Effects Modell I lauten,  $d_{0,05}^u = 1,591$  und  $d_{0,05}^o = 1,827$ , und somit liegt auch hier positive Autokorrelation vor, da  $0,294 < 1,591$ .

Sowohl bei der Pooled, als auch bei der Fixed-Effects Regression konnten in diesem Abschnitt Heteroskedastizität und Autokorrelation festgestellt werden. Somit ist bei beiden Regressionen davon auszugehen, dass diese nicht die besten linearen unverzerrten und effizienten Schätzer liefern. Im Folgenden soll eine Anpassung der ökonometrischen Modelle vorgenommen werden, um die aufgezeigten Probleme zu beseitigen.

### 6.3.5 Anpassung der ökonometrischen Modelle

Im vorherigen Abschnitt wurde gezeigt, dass die beiden Regressionsmodelle keine effizienten und unverzerrten Koeffizienten liefern. Es müssen daher andere Schätz-

verfahren genutzt werden, um das Problem der Heteroskedastizität und der Autokorrelation zu beheben und so effiziente und unverzerrte Koeffizienten zu erhalten.

**a) Methodik zur Anpassung**

Im Folgenden soll zur Beseitigung der Heteroskedastizität und der Autokorrelation das Cochrane-Orcutt-Verfahren genutzt werden. Bei diesem werden mit Hilfe des geschätzten Koeffizienten des autoregressiven Prozesses erster Ordnung aus Gleichung 6.10, die Variablen folgendermaßen angepasst:

- **Berechnung der Variablen für  $t = 0$ :** Da sich das Verfahren der Transformation der Daten  $t = t_1, \dots, 2030$ , nicht auf die Daten der ersten Periode anwenden lässt, werden diese wie folgt berechnet:

$$T_{i1}^* = \sqrt{1 - \rho^2} T_{i1}$$

$$co_{2i1}^* = \sqrt{1 - \rho^2} co_{2i1}$$

$$b_{i1}^* = \sqrt{1 - \rho^2} b_{i1}$$

$$(co_2b)_{i1}^* = \sqrt{1 - \rho^2} (co_2b)_{i1}$$

$$u_{i1}^* = \sqrt{1 - \rho^2} u_{i1}.$$

- **Berechnung der Variablen für  $t = t_1, \dots, 2030$ :** Die Transformation für die restlichen Daten erfolgt aus der Differenz des Wertes aus der Periode  $t$  und dem Wert aus der Periode  $t - 1$ , gewichtet mit dem geschätzten Autokorrelationskoeffizienten. Diese lauten somit:

$$T_{it}^* = T_{it} - \rho T_{it-1}$$

$$co_{2it}^* = co_{2it} - \rho co_{2it-1}$$

$$b_{it}^* = b_{it} - \rho b_{it-1}$$

$$(co_2b)_{it}^* = (co_2b)_{it} - \rho (co_2b)_{it-1}$$

$$u_{it}^* = \xi_{it}.$$

Das so transformierte Modell kann nun wieder als Pooled und als Fixed-Effects Modell, wie im Abschnitt 6.3.3 beschrieben, geschätzt werden (vgl. Auer (2007), S. 406 f. und 409 f.). Die beiden Modelle lauten wie folgt:

• **Pooled Modell II:**

$$T_{it}^* = c + \mu_1 \text{co}_{2it}^* + \mu_2 b_{it}^* + \mu_3 (\text{co}_2 b)_{it}^* + u_{it}^*, \quad (6.12)$$

mit  $i = cr, in, ka, me, pe, \text{ und } vi$  und  $t = t_0, \dots, 2030$

• **Fixed-Effects Modell II:**

$$\ddot{T}_{it}^* = \mu_1 \ddot{\text{co}}_{2it}^* + \mu_2 \ddot{b}_{it}^* + \mu_3 (\ddot{\text{co}}_2 \ddot{b})_{it}^* + \ddot{u}_{it}^*, \quad (6.13)$$

mit  $i = cr, in, ka, me, pe, \text{ und } vi$  und  $t = t_0, \dots, 2030$

Die Modelle werden wie das Pooled und Fixed-Effects Modell I mit dem Verfahren der kleinsten Quadrate geschätzt.

**b) Darstellung der Ergebnisse**

Die Ergebnisse der Schätzung beider Regressionsmodelle sind in Tabelle 6.11 dargestellt. Beide Regressionsmodelle weisen für die Interaktionsvariable negative und signifikante Werte aus. Somit wird die Vermutung, dass durch die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt in den REDDplus-Ansatz economies of scope bei der Speicherung von Kohlenstoffdioxid realisiert werden können, durch die transformierten Modelle bestätigt. Demnach würde bei der Einbeziehung von Biodiversität gemäß dem Pooled Modell II die gleichzeitige Erhöhung des gespeicherten CO<sub>2</sub> um eine Tonne und der Waldflächen zum Schutz für Biodiversität um einen Hektar, eine Senkung der Transaktionskosten von US\$ 0,0056 zur Folge haben. Die Konstante des Modells und der geschätzte Koeffizient für den Schutz der biologischen Vielfalt haben jeweils ein negatives Vorzeichen, jedoch sind beide nicht signifikant. Für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid wird hingegen ein positiver und auf dem 99 %-Niveau signifikanter Koeffizient ausgewiesen. Demnach würde eine alleinige Erhöhung von Karbonspeichern um eine Einheit zu einer Transaktionskostenerhöhung von ca. US\$ 109,07 führen.

Tabelle 6.11: Paneldatenanalyse economies of scope II

	<b>Pooled Modell II</b>	<b>Fixed-Effects Modell II</b>
$c$	-2,515E+04 (-1,6434)	- (-)
$co_{2it}$	109,07*** (2,7152)	368,26*** (4,3549)
$b_{it}$	-0,1585 (-0,0186)	-32,883* (-1,9715)
$co_{2it}b_{it}$	-0,0056** (-2,1747)	-0,0170*** (-3,2584)
$sc_{cr}$	- (-)	-2,699E+04 (-1,2191)
$sc_i$	- (-)	-2,527E+05*** (-4,3464)
$sc_k$	- (-)	-2,435E+03 (-0,0772)
$sc_m$	- (-)	-5,790E+04 (-1,0878)
$sc_p$	- (-)	6,040E+04 (1,0241)
$sc_v$	- (-)	-8,693E+04*** (-2,6462)
-----		
Beobachtungen	125	125
$R^2$	10,464	25,319
Adjusted $R^2$	8,244	20,169

Signifikanzniveaus: (\*) 0,1, (\*\*) 0,05, (\*\*\*) 0,01.

Quelle: Eigene Berechnungen.

Auch das Fixed-Effects Modell II weist einen negativen Koeffizienten für die Interaktionsvariable auf dem 99 %-Niveau auf. Die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt als weiteres Ziel in den REDDplus-Ansatz führt somit bei einer gleichzeitigen Erhöhung der Ausbringungsmenge der beiden Schutzziele um eine Einheit zu einer Verringerung der Transaktionskosten um US\$ 0,017. Der geschätzte Koeffizient des Fixed-Effects Modells II für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid ist positiv und auf dem 99 %-Niveau signifikant. Hingegen ist der Koeffizient für den Schutz der Biodiversität negativ und auf dem 90 %-Niveau signifikant. Eine Erhöhung der Karbonspeicher um eine Tonne würde eine Steigerung der Transakti-

onskosten um US\$ 368,26 zur Folge haben. Die Erhöhung der Flächen zum Schutz von Biodiversität um einen Hektar führt indes zu einer Reduktion der Transaktionskosten von US\$ 32,88. Die länderspezifischen Konstanten von Indonesien und Vietnam sind beide negativ und auf dem 99 %-Niveau signifikant. Die anderen vier Länder weisen im Gegensatz keine signifikanten Konstanten auf. Aufgrund der geringeren Bestimmtheitsmaße als in den nicht transformierten Modellen ist von einer geringeren Aussagekraft der transformierten Modelle auszugehen. zu prüfen ist erneut, ob es durch die Transformation der Daten zu einer Beseitigung der in den nicht transformierten Modellen aufgetretenen Autokorrelation und Heteroskedastizität kommt. In Tabelle 6.12 sind die berechneten  $\chi^2$ -Werte und Durbin-Watson Werte der beiden Modelle sowie die Koeffizienten der Residuen des autoregressiven Prozesses erster Ordnung dargestellt.

Der kritische Wert der  $\chi^2$ -Verteilung zur Überprüfung des Vorliegens von Heteroskedastizität lautet  $\chi^2_{0,05}(9) = 16,92$  und ist für beide Modelle der Gleiche. Da für beide Regressionsmodelle die berechneten  $\chi^2$ -Werte höher sind als der kritische Wert, ist auch bei den transformierten Modellen von Heteroskedastizität auszugehen. Jedoch sind die  $\chi^2$ -Werte für beide Modelle stark gesunken. Daher kann zumindest von einer Verringerung dieses Problems ausgegangen werden.

Die kritischen Werte zur Überprüfung der Autokorrelation sind für beide Schätzmodelle unterschiedlich. Da die Koeffizienten der Residuen der autoregressiven Prozesse erster Ordnung ein positives Vorzeichen aufweisen, wird auf das Vorliegen von positiver Autokorrelation getestet. Deshalb werden nur die untersten und die obersten kritischen Werte der Durbin-Watson Verteilung benötigt. Der untere kritische Wert für das Pooled Modell II lautet  $d^u_{0,05} = 1,659$  und der obere kritische Wert  $d^o_{0,05} = 1,757$ .

Das Problem der Autokorrelation beim Pooled Modell II konnte trotz der Transformation der Daten nicht vollständig behoben werden, da  $1,629 < 1,659$ . Jedoch ist auch hier wie bei der Heteroskedastizität zu erkennen, dass es zu einer Abschwächung der Autokorrelation kommt. Beim transformierten Fixed-Effects Modell hingegen konnte die Autokorrelation der Störterme durch die Transformation der Daten beseitigt werden. Die kritischen Werte der Durbin-Watson Verteilung lauten  $d^u_{0,05} = 1,592$ ,  $d^o_{0,05} = 1,828$ ,  $(4 - d^u_{0,05}) = 2,408$  und  $(4 - d^o_{0,05}) = 2,172$ . Somit liegt der berechnete Durbin-Watson Wert innerhalb des Intervalls von  $d^o_{0,05}$  und  $(4 - d^o_{0,05})$

und es liegt keine Autokorrelation vor.

Die Problematik der Heteroskedastizität und Autokorrelation bei der Schätzung der beiden Regressionsmodelle konnte durch die Transformation der Daten nicht beseitigt werden, abgesehen von der Autokorrelation beim Fixed-Effects Modell II. Jedoch konnte bei beiden Modellen eine Verringerung beider Probleme mit Hilfe der Transformation herbeigeführt werden.

Tabelle 6.12: Test auf Heteroskedastizität und Autokorrelation

	<b>Pooled Modell II</b>	<b>Fixed-Effects Modell II</b>
$\chi^2$	22,96	18,35
$\rho$	0,1052	0,0510
Durbin-Watson	1,6297	1,8586

Quelle: Eigene Berechnungen.

Bevor eine erneute Transformation vorgenommen wird, sollen die beiden Modelle auf einen möglichen Strukturbruch untersucht werden. Eventuell ist es möglich, auch durch die Berücksichtigung eines Strukturbruches die Problematik von Heteroskedastizität und Autokorrelation zu beseitigen. Die Überprüfung auf einen Strukturbruch erscheint aber auch deshalb sinnvoll, weil der gesamte Beobachtungszeitraum zwei Phasen der nationalen REDDplus-Programme umfasst, die Implementierungsphase und die Phase nach der Implementierung. Innerhalb der zweiten Phase ist der institutionelle Aufbau der nationalen Programme abgeschlossen und es erfolgt die eigentliche Umsetzung und Überprüfung der Schutzmaßnahmen.

### 6.3.6 Empirische Ergebnisse der Strukturbruchmodelle

In diesem Abschnitt erfolgt die Überprüfung der beiden Modelle auf einen möglichen Strukturbruch beim Übergang von der Implementierungsphase in die Phase der vollständigen Implementierung der REDDplus-Programme. Im Anschluss werden die Ergebnisse der Strukturbruchmodelle dargestellt und diskutiert. Dabei soll auch überprüft werden, welches der beide Modelle sich für die Analyse des Vorliegens von economies of scope am besten eignet.



**a) Test auf einen möglichen Strukturbruch**

Da die Analyse möglicher economies of scope bei den Transaktionskosten über zwei Phasen der REDDplus-Programme erfolgt, scheint es sinnvoll zu überprüfen, ob die Schätzung eines Modells ohne Berücksichtigung eines Strukturbruchs wirklich die geeignete Vorgehensweise ist. Unter einem Strukturbruch ist eine abrupte Veränderung der Struktur der Parameter innerhalb des wahren Zusammenhangs zu verstehen (vgl. Auer (2007), S. 312). Es ist somit erforderlich, dass für die beiden Phasen des Beobachtungszeitraums unterschiedliche Koeffizienten genutzt werden (vgl. Hackl (2007) S. 144).

Zur Überprüfung der Vermutung eines Strukturbruchs wird der Chow-Test herangezogen. Bei diesem wird der gesamte Beobachtungszeitraum in zwei Teilabschnitte aufgespalten, die dann separat geschätzt werden. Mit Hilfe der Summe der quadrierten Residuen des Gesamtmodells und der Teilmodelle wird dann der  $F$ -Wert wie folgt berechnet:

$$F = \frac{(S_{\hat{u}\hat{u}}^g - S_{\hat{u}\hat{u}}^I - S_{\hat{u}\hat{u}}^{II})/\psi}{(S_{\hat{u}\hat{u}}^I + S_{\hat{u}\hat{u}}^{II})/(nK - 2\psi)} \tag{6.14}$$

Dabei ist  $S_{\hat{u}\hat{u}}^j$ , mit  $j = g, I$  und  $II$  die Summe der quadrierten Residuen des Gesamtmodells bzw. der Teilmodelle. Ein Strukturbruch liegt vor, wenn der so berechnete  $F$ -Wert größer ist als der Wert der  $F$ -Verteilung (vgl. Hackl (2007), S. 146).

Tabelle 6.13: Chow-Test auf Strukturbruch

	<b>Pooled Modell II</b>	<b>Fixed-Effects Modell II</b>
$S_{\hat{u}\hat{u}}^g$	1,07E+12	9,65E+11
$S_{\hat{u}\hat{u}}^I$	1,56E+10	2,71E+09
$S_{\hat{u}\hat{u}}^{II}$	5,35E+11	4,43E+11
$F$	27,592	13,852

Quelle: Eigene Berechnungen.

Da die Implementierung der nationalen REDDplus-Programme zu unterschiedlichen Zeitpunkten beginnt und auch in den einzelnen Ländern unterschiedlich lang ist, erfolgen auch die Strukturbrüche in den jeweiligen Ländern zu einem unterschiedlichen Zeitpunkt. So wird der Implementierungsprozess in Indonesien bereits 2012 abgeschlossen, während das in Kambodscha, Mexiko und Vietnam erst 2013 und in Costa

Rica und Peru erst 2014 der Fall ist. Der Paneldatensatz wird daher an den entsprechenden Zeitpunkten in zwei Datensätze geteilt, die separat geschätzt werden. Es handelt sich dabei wieder um zwei unvollständige Paneldatensätze. Für die einzelnen Länder ergeben sich die folgenden Zeitspannen in den jeweiligen Datensätzen. Für Indonesien ist der erste Zeitraum von 2009 bis 2012 und der zweite von 2013 bis 2030, die Implementierungsphase für Kambodscha und Mexiko geht von 2010 bis 2013 und die zweite Phase von 2014 bis 2030. Peru hat eine Implementierungsphase von fünf Jahren, von 2010 bis 2014, die zweite Phase beginnt 2015 und endet 2030. Vietnam und Costa Rica beginnen mit der Umsetzung der Programme gleichzeitig 2011, jedoch benötigt Costa Rica für die Implementierung ein Jahr länger, d. h. bis 2014. Die zweite Phase beginnt somit für Costa Rica 2015 und für Vietnam 2014 und endet 2030.

In Tabelle 6.13 sind die Summen der quadrierten Residuen sowie der berechnete  $F$ -Wert der beiden Modelle dargestellt. Sowohl für das Pooled Modell II, als auch für das Fixed-Effects Modell II kann ein Strukturbruch festgestellt werden, da die berechneten  $F$ -Werte die Werte der  $F$ -Verteilung überschreiten. Für das Pooled Modell II ist der Wert der  $F$ -Verteilung  $F_{0,05}(4, 117) = 2,452$  und es gilt somit:  $2,452 < 27,592$ . Und für das Fixed-Effects Modell II lautet der Wert der  $F$ -Verteilung  $F_{0,05}(9, 116) = 1,963$ , daher gilt:  $1,963 < 13,852$ . Es ist somit erforderlich, dass für beide Modelle eine Anpassung an die aufgedeckten Strukturbrüche erfolgen muss, um für beide Periodenabschnitte die entsprechenden Koeffizienten auszuweisen.

### b) Darstellung der Ergebnisse

Da beide Modelle einen Strukturbruch aufweisen, gibt es für die beiden Perioden des Betrachtungszeitraums unterschiedliche Koeffizienten. Die Koeffizienten nach der Implementierungsphase weichen von denen der Implementierungsphase um  $\delta_i$  ab. Für die Implementierungsphase ist der Koeffizient für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid  $\mu_1^I$ , für den Schutz der biologischen Vielfalt  $\mu_2^I$ , für die Interaktionsvariable  $\mu_3^I$  und für die Konstante  $c$ . Die Koeffizienten nach der Phase der Implementierung berechnen sich aus der Summe der Koeffizienten der ersten Periode  $\mu_i^I$  und dem Koeffizienten  $\delta_i$ . Es gilt daher für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid  $\mu_1^{II} = (\mu_1^I + \delta_1)$ , für den Schutz von Biodiversität  $\mu_2^{II} = (\mu_2^I + \delta_2)$ , für die Interaktionsvariable  $\mu_3^{II} = (\mu_3^I + \delta_3)$  und für die Konstante  $c^{II} = (c + \delta_0)$ .

Um nicht zwei getrennten Schätzungen durchführen zu müssen, wird eine Dummyvariable  $D_{it}$  eingeführt, bei der der Zeitraum der Phase der Implementierung mit Nullen ausgefüllt ist und nach der Implementierungsphase Einsen folgen (vgl. Auer (2007), S.315). Das Pooled Modell und das Fixed-Effects Modell lauten, zu den Strukturbruchmodellen umgeformt, wie folgt:

• **Pooled Modell III:**

$$T_{it}^* = c + \delta_0 D_{it} + (\mu_1^I + \delta_1 D_{it})co_{2it}^* + (\mu_2^I + \delta_2 D_{it})b_{it}^* + (\mu_3^I + \delta_3 D_{it})(co_2b)_{it}^* + u_{it}^*, \quad (6.15)$$

mit  $i = cr, in, ka, me, pe, \text{ und } vi$  und  $t = t_0, \dots, 2030$

• **Fixed-Effects Modell III:**

$$\ddot{T}_{it}^* = sc_i + \delta_0 D_{it} + (\mu_1^I + \delta_1 D_{it})\ddot{co}_{2it}^* + (\mu_2^I + \delta_2 D_{it})\ddot{b}_{it}^* + (\mu_3^I + \delta_3 D_{it})(\ddot{co}_2\ddot{b})_{it}^* + \ddot{u}_{it}^*, \quad (6.16)$$

mit  $i = cr, in, ka, me, pe, \text{ und } vi$  und  $t = t_0, \dots, 2030$

Das Pooled Strukturbruchmodell und das Fixed-Effects Strukturbruchmodell können wie die vorherigen Modelle mit der kleinsten Quadrat geschätzt werden. Die Ergebnisse der Schätzung sind in Tabelle 6.14 dargestellt.

In der Phase der Einführung und Etablierung der nationalen REDDplus-Programme ist es möglich, economies of scope zu realisieren. Die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt in die REDDplus-Programme führt zu einer Senkung der Transaktionskosten und zu einer Effizienzsteigerung der nationalen REDDplus-Programme. Gemäß dem Pooled Modell III würde die Bündelung beider PES-Programme zu einer Senkung der Transaktionskosten von US\$ 0,0085 bei einer Erhöhung des gespeicherten Kohlenstoffdioxids um eine Tonne und der Waldflächen zum Schutz der biologischen Vielfalt um einen Hektar führen (s. Tab. 6.14). Auch das Fixed-Effects Modell III weist eine mögliche Realisierung von economies of scope innerhalb der Implementierungsphase aus. Das Ausmaß der Verbundeffekte ist hier jedoch etwas geringer. So hat die Einbeziehung des Schutzes der Biodiversität eine Reduzierung der Transaktionskosten von US\$ 0,007 bei einer gleichzeitigen Erhöhung der Schutz-

Tabelle 6.14: Paneldatenanalyse economies of scope III

	Pooled Modell III	Fixed-Effects Modell III
$c$	-7567,48 (-0,3149)	- (-)
$co_{2it}$	254,16*** (5,6674)	243,62*** (3,6149)
$b_{it}$	-42,15*** (-3,8096)	-48,16*** (-3,3292)
$co_{2it} b_{it}$	-0,0085*** (-2,8553)	-0,0070* (-1,6301)
$d_{it}$	6760,86 (0,2470)	6084,41 (0,2158)
$co_{2it} * d_{it}$	-288,96*** (-5,0752)	-292,10*** (-4,4751)
$b_{it} * d_{it}$	47,58*** (3,6313)	45,81*** (3,3202)
$co_{2it} b_{it} * d_{it}$	0,0098*** (2,6261)	0,0102** (2,4644)
$sc_{cr}$	- (-)	-3,333E+03 (-0,1219)
$sc_i$	- (-)	-3,787E+04 (-0,8099)
$sc_k$	- (-)	8,406E+03 (0,2719)
$sc_m$	- (-)	1,328E+04 (0,3113)
$sc_p$	- (-)	-2,286E+04 (-0,4906)
$sc_v$	- (-)	-1,772E+03 (-0,0538)
Beobachtungen	125	125
$R^2$	56,692	57,12
Adjusted $R^2$	54,101	52,53

Signifikanzniveaus: (\*) 0,1, (\*\*) 0,05, (\*\*\*) 0,01.

Quelle: Eigene Berechnungen.

bemühungen für Biodiversität und dem gespeichertem Kohlenstoffdioxid um eine Einheit zur Folge (s. Tab. 6.14).

Im Vergleich zum Pooled Model III ist der Koeffizient der Interaktionsvariablen des Fixed-Effects Modells III nicht mehr auf dem 99 %-Niveau signifikant, sondern nur noch auf dem 90 %-Signifikanzniveau (s. Tab. 6.14).

Hingegen weisen beide Strukturbruchmodelle für die Zeit nach der vollständigen Implementierung diseconomies of scope auf. In dieser Phase der REDDplus-Programme ist es somit nicht möglich, durch eine Bündelung der Speicherung von Kohlenstoffdioxid und dem Schutz biologischer Vielfalt die Effizienz aufgrund sinkender Transaktionskosten zu erhöhen.

Gemäß dem Pooled Modells III kommt es durch die Bündelung beider Ökosystemleistungen nach der Phase der Implementierung zu diseconomies of scope in Höhe von US\$ 0,0013 je zusätzlich bereitgestelltem Hektar für Wald zum Schutz von Biodiversität und je zusätzlicher Tonne gespeichertem Kohlenstoffdioxid. Laut dem Fixed-Effects Modell III ist das Ausmaß der diseconomies of scope nach der vollständigen Einführung und Etablierung der REDDplus-Programme in den einzelnen Ländern sogar noch etwas größer. Ein Anstieg der beiden Ökosystemleistungen um eine Einheit würde zu einer Steigerung der Transaktionskosten um US\$ 0,0032 führen (s. Tab. 6.14). Während der Implementierung der REDDplus-Programme kommt es bei beiden Modellen zu einem Anstieg der Transaktionskosten durch die Ausweitung der Senken für Kohlenstoffdioxid und zu einer Verringerung der Transaktionskosten mit der Ausweitung der Waldflächen für den Schutz biologischer Vielfalt. Dieser Effekt kehrt sich im Pooled Modell III in der Phase nach der Implementierung um. So führt in dieser Zeit eine Ausweitung des Schutzes der biologischen Vielfalt zu einem Anstieg der Transaktionskosten und die des gespeicherten Kohlenstoffdioxids zu einer Reduzierung der Transaktionskosten. Innerhalb des Fixed-Effekts Modell hingegen würde eine Ausweitung beider Ökosystemleistungen nach der Implementierungsphase zur Verringerung der Transaktionskosten führen (s. Tab. 6.14).

Zwar sind die Koeffizienten für den Schutz biologischer Vielfalt und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid in beiden Modellen auf dem 99 %-Niveau signifikant, die negativen Wirkungen der Ausweitung auf die Höhe der Transaktionskosten sollte aber eher kritisch betrachtet werden. Da eine Senkung der Transaktionskosten, durch die Ausweitung einer Ökosystemleistung als sehr unwahrscheinlich zu betrachten ist.

Zu überprüfen ist wieder, inwiefern die beiden Strukturbruchmodelle frei von Autokorrelation und Heteroskedastizität sind. Dazu werden die im Abschnitt 6.3.4 aufgeführten Testverfahren herangezogen. Die Ergebnisse des  $\chi^2$ -Test, des Durbin-Watson Tests sowie des autoregressiven Prozesses der Residuen sind in Tabelle 6.15 dargestellt. Bei beiden Strukturbruchmodellen kann keine Heteroskedastizität nachgewiesen werden. Der kritische Wert der  $\chi^2$ -Verteilung lautet  $\chi_{0,05}^2(18)=28,87$ . Somit sind die berechneten  $\chi^2$ -Werte geringer als der kritische Wert der  $\chi^2$ -Verteilung und das Vorliegen von Heteroskedastizität kann auf dem 95 %-Signifikanzniveau abgelehnt werden.

Tabelle 6.15: Test auf Heteroskedastizität und Autokorrelation

	<b>Pooled Modell III</b>	<b>Fixed-Effects Modell III</b>
$\chi^2$	20,84	21,01
$\rho$	-0,0119	-0,0291
Durbin-Watson	2,083	2,117

Quelle: Eigene Berechnungen.

Die Koeffizienten der Residuen des autoregressiven Prozesses erster Ordnung weisen aufgrund ihrer negativen Vorzeichen auf eine mögliche negative Autokorrelation hin. Diese Vermutung wird genauer mit Hilfe des Durbin-Watson Tests überprüft. Die kritischen Werte der Durbin-Watson Verteilung für das Pooled Modell III lauten  $d_{0,05}^u=1,592$ ,  $d_{0,05}^o=1,828$  und  $(4-d_{0,05}^o)=2,172$ . Damit liegt der berechnete Durbin-Watson Wert zwischen dem oberen kritischen Wert  $d_{0,05}^o$  und dem  $(4-d_{0,05}^o)$ . Es kann daher das Vorliegen von Autokorrelation im Pooled Modell III auf dem 95 %-Signifikanzniveau ausgeschlossen werden. Hingegen liegt der berechnete Durbin-Watson Wert für das Fixed-Effects Modell III zwischen den kritischen Werten  $4-d_{0,05}^o=2,078$  und  $4-d_{0,05}^u=2,496$ , weshalb hinsichtlich der Autokorrelation keine Aussage getroffen werden kann (s. Tab. 6.15). Da der berechnete Wert eher zum kritischen Wert  $4-d_{0,05}^o$  tendiert, könnte dies ein Hinweis auf eine nur sehr geringe Autokorrelation sein. In beiden Strukturbruchmodellen ist daher das Problem der Heteroskedastizität behoben. Des Weiteren konnte im Strukturbruchmodell der Pooled Schätzung die Problematik der Autokorrelation umgangen werden. Die Schätzer der beiden Strukturbruchmodelle sind, wird von der geringen Autokorrelation des Fixed-Effects Modells abgesehen, unverzerrt und effizient.

### 6.3.7 Wahl des geeigneten Schätzmodells

Bisher wurden die Panelmodelle anhand ihrer Bestimmtheitsmaße sowie des Vorliegens von Autokorrelation und Heteroskedastizität bewertet. Eine Aussage darüber, welches der beiden Schätzverfahren, ob Pooled oder Fixed-Effects Modell, besser zur Analyse der Bündelung von Ökosystemleistungen innerhalb des REDDplus-Ansatzes geeignet ist, wurde bisher noch nicht getroffen. Um eine Entscheidung für eines der beiden Schätzverfahren zu fällen, muss geprüft werden, ob wirklich länderspezifische Effekte vorhanden sind. Ein Maß hierfür können die  $t$ -Werte der Fixed-Effects-Schätzungen sein, da diese über die Signifikanz der jeweiligen länderspezifischen Konstanten Aufschluss geben. Mit Hilfe der  $t$ -Statistik kann jedoch nicht getestet werden, inwiefern die länderspezifischen Konstanten über die einzelnen Länder konstant sind oder nicht. Um dies zu testen, wird daher der folgende  $F$ -Test herangezogen:

$$F = \frac{(R_{Fixed}^2 - R_{Pooled}^2)/(n - 1)}{(1 - R_{Fixed}^2)/(nK - n - K)}. \quad (6.17)$$

Ist der so berechnete  $F$ -Wert kleiner als der kritische Wert der  $F$ -Verteilung  $F_{(n-1, nT-n-K)}$ , so liegen keine länderspezifischen Effekte vor und die länderspezifischen Konstanten sind für alle Länder gleich. Somit ist das Pooled Modell dem Fixed-Effects Modell vorzuziehen (vgl. Greene (2008), S. 197 und 199 f.).

Tabelle 6.16: Test auf individuelle Effekte

	F-Werte	kritische Werte
Modelltypen I	25,1303	2,2789
Modelltypen II	4,5749	2,2789
Modelltypen III	0,2246	2,2965

Quelle: Eigene Berechnungen.

In Tabelle 6.16 sind die berechneten  $F$ -Werte und die kritischen Werte der  $F$ -Verteilung auf dem 95 %-Signifikanzniveau aufgeführt. Für die ersten beiden Modelltypen können länderspezifische Effekte festgestellt werden, da die berechneten Werte der  $F$ -Verteilung größer sind als die kritischen Werte. Daher ist die Nutzung der Fixed-Effects Modelle zur Analyse von economies of scope durch die Einbeziehung

des Schutzes biologischer Vielfalt in REDDplus-Programme bei diesen Modelltypen besser geeignet als die Pooled Modelle. Jedoch muss darauf hingewiesen werden, dass bei diesen sowohl Autokorrelation als auch Heteroskedastizität vorliegt. Die geschätzten Koeffizienten dieser Modelle sind somit nicht effizient. Dies bedeutet, dass es Schätzverfahren gibt, welche Koeffizienten mit einer geringeren Varianz ausweisen und damit eine höhere Erwartungstreue haben.

Für die Strukturbruchmodelle konnten hingegen keine länderspezifischen Effekte festgestellt werden, da der berechnete F-Wert geringer ist als der kritische Wert (s. Tab. 6.16). Das Pooled Strukturbruchmodell weist außerdem als einziges weder Autokorrelation, noch Heteroskedastizität auf. Das Schätzverfahren liefert somit effiziente und unverzerrte Koeffizienten. Für die weitere Argumentation soll daher auf das Pooled Strukturbruchmodell zurückgegriffen werden.

### **6.3.8 Zwischenfazit**

Innerhalb dieses Abschnittes der vorliegenden Arbeit wurde mit Hilfe der Panel-datenanalyse empirisch untersucht, inwiefern es innerhalb des REDDplus-Ansatzes möglich ist durch die Bündelung des Schutzes von Biodiversität mit der Speicherung von Kohlenstoffdioxid economies of scope hinsichtlich der Transaktionskosten zu realisieren. Würde dies möglich sein, so könnte aufgrund der Zusammenlegung dieser beiden umweltpolitischen Ziele ein effizienterer Schutz dieser beiden Ziele innerhalb des REDDplus-Ansatzes erfolgen. Im Abschnitt 4.4 wurde aufgezeigt, dass es durch die Bündelung von Ökosystemleistungen zur einer Steigerung der Effizienz von Payments for Environmental Services kommen kann. Voraussetzung ist jedoch, dass es bzgl. der Transaktionskosten zur Realisierung von Verbundeffekten kommt. Für die empirische Analyse ist das im Abschnitt 6.3.6 geschätzte Pooled Strukturbruchmodell geeignet. Dieses weist weder Autokorrelation, noch Heteroskedastizität auf und liefert somit effiziente und unverzerrte Koeffizienten. Gemäß dieses Modells können innerhalb der Implementierungsphase durch die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt in die REDDplus-Programme die Transaktionskosten um US\$ 0,0085 gesenkt werden, bei einer gleichzeitigen Ausweitung der Waldflächen zum Schutz von Biodiversität um einen Hektar und der Erhöhung des gespeicherten Kohlenstoffdioxids um eine Tonne. Während des Aufbaus der nationalen Programme



ist somit von positiven Effekten bei der Bündelung zweier Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms auszugehen, wie dies von Farley und Costanza (2010) angenommen wird (vgl. ebd., S. 2061). Dieser Effekt kann jedoch in der Zeit nach der Implementierung nicht mehr nachgewiesen werden. Sind die nationalen REDDplus-Programme vollständig implementiert, so kommt es durch die Bündelung der beiden Ökosystemleistungen zur Realisierung von diseconomies of scope. Dies würde zu einem Anstieg der Transaktionskosten von US\$ 0,0013 führen, wenn das gespeicherte CO<sub>2</sub> um eine Tonne erhöht wird und die Fläche der Wälder zum Schutz der biologischen Vielfalt um einen Hektar ausgeweitet werden.

Mit Hilfe der beiden Strukturbruchmodelle kann daher darauf geschlossen werden, dass die Ursache für die Realisierung von economies of scope vor allem im organisatorischen Bereich zu suchen ist. Die Einbindung der indigenen Völker und anderer Bevölkerungsgruppen in die nationalen REDDplus-Programme ist sicher ein Beispiel, welches zur Realisierung der economies of scope während der Implementierungsphase beiträgt. Wird der Schutz der biologischen Vielfalt mit in den REDDplus-Ansatz einbezogen, muss die Einbeziehung der unterschiedlichen Bevölkerungsgruppen nur einmal erfolgen und nicht mehrmals, wie es bei separaten Schutzprogrammen nötig wäre. Insbesondere können während der Verhandlungsphase in diesem Bereich sicher Transaktionskosten eingespart werden. Aber auch die Erfassung des Waldbestandes, der Waldstruktur und der Bewirtschaftungsmethoden führt zu economies of scope. Dieser Evaluierungsprozess muss durch eine Bündelung nur einmal vorgenommen werden und nicht separat, wie dies bei unterschiedlichen Schutzprogrammen nötig wäre. Ebenso wäre dies bei der Klärung der Eigentums- und Nutzungsrechte der einzelnen Waldflächen möglich.

Da die Transaktionskosten nach der vollständigen Implementierung überwiegend aus Monitoringkosten bestehen, ist die Ursache für die Realisierung von diseconomies of scope auch in diesem Bereich zu suchen. So ist davon auszugehen, dass es aufgrund der Komplexität beider Ökosystemleistungen und insbesondere der Biodiversität zu einem Anstieg der Transaktionskosten kommt. Vor allem die Erfassung der Daten hinsichtlich der Entwicklung der biologischen Vielfalt dürfte aufgrund der hohen Komplexität mit einem hohen Aufwand verbunden sein. Des Weiteren ist davon auszugehen, dass für beide Ökosystemleistungen unterschiedlich ausgebildetes Personal und unterschiedliche Techniken benötigt werden. Es ist somit nicht möglich,

Synergieeffekte innerhalb des Monitoringprozesses zu realisieren. Dies führt dann auch dazu, dass es nicht zu einer Verringerung der Transaktionskosten aufgrund der Realisierung von economies of scope kommt.

# 7 Schlussbetrachtung

Im letzten Kapitel der vorliegenden Arbeit soll eine Schlussbetrachtung des bearbeiteten Themenkomplexes erfolgen. Hierfür werden zuerst die einzelnen Kapitel der Arbeit zusammengefasst und die in ihnen gewonnenen Ergebnisse kompakt dargestellt. Mit deren Hilfe werden dann im zweiten Abschnitt die in der Einleitung aufgeworfenen Fragen beantwortet und ein Ausblick auf weiterführende Forschungsfragen gegeben.

## 7.1 Zusammenfassung

Die Zusammenfassung der einzelnen Kapitel soll einen Gesamtüberblick über die vorliegende Arbeit geben. Im **zweiten Kapitel** wurde der Begriff *Biodiversität* definiert und deren Bedeutung für die Wohlfahrt beschrieben. Anschließend wurde aufgezeigt, wie Biodiversität im Rahmen der ökonomischen Theorie berücksichtigt werden kann und welche Gründe für deren expliziten Schutz durch umweltökonomische Instrumente sprechen.

Anhand der im Abschnitt 2.1 angeführten Definitionen von Biodiversität wird deutlich, dass sie sich aus mehreren Ebenen zusammensetzt. Hierzu zählen die genetische Diversität, die Artenvielfalt und die ökologische Vielfalt. Deshalb gehen von ihr auch verschiedene Wirkungen auf die Wohlfahrt einer Gesellschaft aus. Zum einen besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der biologischen Vielfalt und der gesellschaftlichen Wohlfahrt, z. B. durch die Erholungsfunktion, welche von unterschiedlichen Ökosystemen ausgeht. Zum anderen verläuft der Zusammenhang zwischen Biodiversität und Wohlfahrt einer Gesellschaft aber auch indirekt über die Sicherung der Bereitstellung von Ökosystemgütern und -leistungen.

Bei der Einordnung der biologischen Vielfalt in die ökonomische Theorie stellt sich vor allem die Frage, wie Biodiversität, welche als ein Teil des natürlichen Kapitals angesehen wird, in das ökonomische Güterspektrum einzuordnen ist. Die Einordnung erfolgt durch die Betrachtung des Produktionsprozesses sowie anhand der Eigenschaften Ausschließbarkeit vom und Rivalität im Konsum. Da Biodiversität durch einen ökologischen Produktionsprozess gewährleistet wird, ist sie als ein freies Gut zu klassifizieren. Freie Güter sind zum einen dadurch gekennzeichnet, dass sie keinen Knappheitsverhältnissen unterliegen, kein Ausschluß vom Konsum möglich ist und des Weiteren besteht keine Rivalität im Konsum. Aufgrund der Ausweitung ökonomischer Aktivitäten treffen die Merkmale freier Güter bei der biologischen Vielfalt nicht mehr vollständig zu. Somit sollte bei der Bereitstellung von Biodiversität eher von einem externen Effekt ökonomischer Tätigkeiten gesprochen werden. Je nachdem wie die Auswirkungen der ökonomischen Aktivität sind, handelt es sich um einen positiven und negativen externen Effekt.

Eine weitere Frage ist, welchen Wert eine Gesellschaft der biologischen Vielfalt zu misst, wenn diese einen Einfluss auf deren Wohlfahrt hat. Gemäß der umweltökonomischen Theorie wird zwar von einem ökonomischen Gesamtwert für Biodiversität gesprochen, dieser setzt sich jedoch aus verschiedenen Teilwerten zusammen. Die Erfassung der verschiedenen Teilwerte ist nicht immer im vollen Umfang möglich. Somit bildet auch der ökonomische Gesamtwert nicht den tatsächlichen Wert biologischer Vielfalt ab, sondern nur einen Teil. Ein Verzicht auf die Bewertung sollte jedoch nicht erfolgen, da mit Hilfe der monetären Bewertung zum einen der Nutzen biologischer Vielfalt für eine Gesellschaft verdeutlicht werden kann und zum anderen eine bessere Berücksichtigung der Biodiversität im ökonomischen Entscheidungskalkül möglich ist.

Für den Verlust der biologischen Vielfalt existieren verschieden ökonomische Erklärungsansätze, welche in mittelbare und unmittelbare Ursachen unterschieden werden können. Bei der Darstellung wurde sich aber auf die mittelbaren Ursachen konzentriert: dem Gutscharakter von Biodiversität in Verbindung mit der Problematik der Externalitäten, die Frage der eindeutigen Definition von Eigentums- und Nutzungsrechten sowie dem staatlichen Handeln und dem weltweiten Bevölkerungswachstum. Die Kenntnis über die Ursachen des Verlustes von Biodiversität ist insofern notwendig, da darauf aufbauend die Maßnahmen für die Etablierung der Schutzmaßnahmen

vorgenommen werden müssen.

Abgeschlossen wurde das zweite Kapitel mit der Darstellung der Gründe für die besondere Schutzbedürftigkeit der biologischen Vielfalt. Drei Aspekte, welche miteinander in Verbindung stehen, können hier angeführt werden. Diese sind, die Irreversibilität der Zerstörung in Verbindung mit der eingeschränkten Substituierbarkeit von Biodiversität sowie mögliche daraus folgende intergenerative Externalitäten. Bei der Frage der Substituierbarkeit von Biodiversität wird vor allem auf ihre Bedeutung innerhalb des ökonomischen Produktionsprozesses zurückgegriffen. In der neoklassischen Theorie wird der Standpunkt vertreten, dass natürliches Kapital, also auch Biodiversität, innerhalb des Produktionsprozesses durch Sach- und/oder Humankapital ersetzt werden kann. Dem widerspricht die Ökologische Ökonomik. Diese unterscheidet zwischen Kapital, welches als Rohstoff innerhalb des Produktionsprozesses be- bzw. verarbeitet wird, z. B. Naturkapital, sowie Kapital, welches diesen Rohstoff be- bzw. verarbeitet. Eine Substitution wäre daher nicht bzw. nur eingeschränkt möglich. Des Weiteren wurden die Möglichkeiten der Substituierbarkeit innerhalb des ökologischen Produktionsprozesses und des Konsums aufgezeigt.

Die Zerstörung biologischer Vielfalt hat einen irreversiblen Charakter, wenn Biodiversität nicht oder nur sehr schwer auf der Produktions- oder Konsumebene zu substituieren ist. Dies kann zur Folge haben, dass zukünftige Generationen benachteiligt werden, da ihnen bestimmte natürliche Ressourcen nicht mehr zur Verfügung stehen. Es kommt somit zu intergenerativen Externalitäten. Diese können weder durch Verhandlungen, noch durch eine Pigou-Steuer internalisiert werden, da die Geschädigten dafür nicht bereitstehen. Als eine Lösung wird in der ökonomischen Literatur die Anwendung der intergenerativen Kosten-Nutzen-Analyse diskutiert. Diese steht jedoch vor allem vor den Problemen der Erfassung und Diskontierung von Nutzen- und Kostenströmen sowie der Bestimmung zukünftiger Präferenzen. Auf die Durchführung von Internalisierungsmaßnahmen sollte jedoch nicht verzichtet werden, um so mögliche intergenerative Externalitäten zumindest abzuschwächen.

Der Fokus im **dritten Abschnitt** liegt insbesondere auf der Beschreibung des Konzeptes der Payments for Environmental Services zum Schutz biologischer Vielfalt. Die Grundidee dieses Instrumentes basiert darauf, dass durch eine Einkommenserhöhung für die Landbesitzer bzw. -nutzer ein Verzicht auf eine intensive ökonomi-

sche Landnutzung erreicht werden soll.<sup>31</sup> Dieses Instrument entspricht somit dem Nutznießer-Prinzip des Coase-Theorems, da der physikalische Verursacher für die Einschränkung eines negativen externen Effektes bzw. für die Bereitstellung einer positiven Externalität entlohnt wird. Zwei Ansätze können bei der konkreten Definition unterschieden werden, der umweltökonomische Ansatz und der Ansatz der Ökologischen Ökonomik. Diese unterscheiden sich vor allem hinsichtlich der Frage der potentiellen Teilnehmer an PES-Programmen sowie an deren konkreter institutioneller Ausgestaltung. Werden innerhalb des umweltökonomischen Ansatzes die potentiellen Teilnehmer auf private individuelle Wirtschaftssubjekte beschränkt, bezieht der Ansatz der Ökologischen Ökonomik auch staatliche Instanzen und gesellschaftliche Gruppen mit ein. Bei dem institutionellen Aufbau eines PES-Programms sind, neben der Wahl der Teilnehmer, auch die Aufsichtsinstitutionen (Regierungsbereich und technischer Bereich) sowie der Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus zu beachten. Die konkrete Ausgestaltung des institutionellen Rahmens hängt zum einen von den Teilnehmern und zum anderen von den einbezogenen Ökosystemleistungen ab. Bei den Teilnehmern ist vor allem auf den sozio-kulturellen Hintergrund zu achten, was sich auf die Ausgestaltung der Zahlungsform auswirkt. Der Umfang eines PES-Programms, d. h. die Ökosystemleistungen, welche einbezogen werden, wirkt sich hingegen vor allem auf den technischen Bereich und den Finanzierungsmechanismus aus. So sind die Schutzmaßnahmen der jeweiligen Ökosystemleistungen durch den technischen Bereich der Aufsichtsinstitutionen aufeinander abzustimmen. Bei der Etablierung des Finanzierungsmechanismus muss vor allem darauf geachtet werden, dass genügend finanzielle Mittel für die Zahlungen aller einbezogenen Ökosystemleistungen zur Verfügung stehen.

Des Weiteren ist darauf zu achten, dass die Umsetzung von Payments for Environmental Services mit verschiedenen Kosten verbunden ist. Diese haben auch einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Höhe der Zahlungen für die Ökosystemleistungen. Neben den eigentlichen Schutzkosten sind die Opportunitätskosten aufgrund der Umstellung der Landnutzung und die Transaktionskosten zu nennen.

Der institutionelle Rahmen eines PES-Programmes hat einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Transaktionskosten. Sind diese zu hoch, hat dies negative Auswirkungen auf die Effizienz und Effektivität des entsprechenden Programms.

---

<sup>31</sup> Siehe hierzu Abb. 3.1 im Abschnitt 3.1.1.

Neben diesen von dem PES-Programm bzw. dessen Ausgestaltung ausgehenden Ursachen sind auch die Charakteristika des Landes bzw. der Region, in welcher ein PES-Programm umgesetzt wird, als Einflussfaktoren auf die Effizienz und Effektivität anzuführen. Dazu zählen zum einen kulturelle Gegebenheiten und Normen, die wirtschaftliche und soziale Situation, sowie die politische und ökonomische Entwicklung eines Landes. In den folgenden Kapiteln der Arbeit wurde sich auf die Analyse der Wirkungen, welche von den Transaktionskosten eines PES-Programmes ausgehen, und die Möglichkeit der Bündelung von Ökosystemleistungen als ein Lösungsansatz konzentriert.

Im **vierten Kapitel** der Arbeit wurde formal-analytisch die Wirkungen der Transaktionskosten sowie der Bündelung der biologischen Vielfalt mit der Speicherung von Kohlenstoffdioxid innerhalb eines PES-Programms aufgezeigt. Vor der eigentlichen Wirkungsanalyse erfolgte eine ausführliche Diskussion und Definition des Begriffs der Transaktionskosten. In diesem Zusammenhang konnte aufgezeigt werden, dass Transaktionskosten nicht nur im Zusammenhang mit der tatsächlichen Inanspruchnahme des Marktmechanismus auftreten. Neben den Markttransaktionskosten ist die Umsetzung von Payments for Environmental Services mit politischen Transaktionskosten verbunden. Politische Transaktionskosten haben ihre Ursache vor allem aufgrund der Notwendigkeit der Schaffung eines institutionellen Rahmens. Hierzu gehörten u. a. die Durchführung des gesellschaftlichen Entscheidungsprozesses sowie die Definition und Durchsetzung von Eigentumsrechten. Markttransaktionskosten basieren insbesondere auf Informationsdefiziten zwischen den Vertragspartnern. Fehlende oder asymmetrische Informationen können zu einem Moral-Hazard-Verhalten und zur Adversen Selektion führen. Dies hat zur Folge, dass vor Abschluss von Verträgen Informationen eingeholt und nach dem Abschluss Maßnahmen zur Überprüfung der Einhaltung der Vereinbarungen durchgeführt werden müssen.

Die Höhe der Transaktionskosten wird zum einen durch die Eigenschaften der Transaktion und zum anderen durch die institutionellen Rahmenbedingungen bestimmt. Bei den Eigenschaften der Transaktion werden die Spezifität der Transaktion und des Gutes, die Unsicherheit welche mit der Transaktion verbunden ist, und die Häufigkeit einer Transaktion angeführt. Zu den institutionellen Rahmenbedingungen, welche die Transaktionskosten beeinflussen gehören bspw. unzureichend definierte Verfügungsrechte. Aber auch der Umfang, wie viel und welche Ökosystemleistungen

in ein PES-Programm einbezogen werden, haben einen Einfluss auf die Höhe der Transaktionskosten, je nachdem ob dadurch Ressourcen gemeinsam genutzt werden können oder nicht.

Ob und unter welchen Voraussetzungen es bei einer Bündelung von Biodiversität mit einer weiteren Ökosystemleistung, in diesem Fall der Speicherung von Kohlenstoffdioxid, zu deren effizienterem Schutz beiträgt, wurde in den letzten drei Abschnitten des vierten Kapitels analysiert. Hierfür wurde ein Referenzmodell aufgezeigt, welches durch separate PES-Programme und keine Transaktionskosten gekennzeichnet ist. Es wird von einem Nutzenmaximierer und einer monosponistischen Struktur auf der Seite der Nutznießer ausgegangen. Die Leistungserbringer verfolgen das Ziel der Gewinn- bzw. Einkommensmaximierung. Diese können sich zum einen für die Bereitstellung eines privaten Gutes  $y_i$  oder die Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen Biodiversität  $b_i$  und Speicherung von Kohlenstoffdioxid  $co_2$  entscheiden. Hinsichtlich der Beziehungen der Produktionsprozesse wird von einer Kuppelproduktion der beiden Ökosystemleistungen und einer Alternativproduktion zwischen dem marktfähigen Gut und den beiden Ökosystemleistungen ausgegangen. Diese stehen somit in Konkurrenz um den Produktionsfaktoren Boden, während bei der Erzeugung der Ökosystemleistungen Boden gemeinsam genutzt werden kann und keine Konkurrenzsituation besteht.

Durch die Etablierung von PES-Programmen, zum einen für den Schutz biologischer Vielfalt und zum anderen für die Speicherung von Kohlenstoffdioxid, kommt es zur Bereitstellung dieser Ökosystemleistungen durch die Leistungserbringer. Die Zahlungen ergeben sich bei einer monopsonistischen Struktur auf der Seite der Nutznießer durch den Grenznutzen der jeweiligen Ökosystemleistung abzüglich den Grenzzahlungen, welche mit der Menge der jeweiligen Ökosystemleistung bewertet werden. Da die Seite der Leistungserbringer jedoch durch eine polypolitische Struktur gekennzeichnet ist, sind diese Preisnehmer. Sie werden ihr Angebot daher so lange ausweiten, bis die Grenzkosten für der Bereitstellung für die Ökosystemleistungen den Preisen für diese entsprechen. Da es sich bei Payments for Environmental Services um das Nutznießer-Prinzip des Coase-Theorems handelt, bestimmen die Leistungserbringer jedoch über die genaue Höhe des Schutzniveaus der biologischen Vielfalt und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid. Die gleichgewichtige Menge beider Ökosystemleistungen wird daher von den Grenznutzen der Nutznießer der jeweiligen



Ökosystemleistung und den Grenzkosten deren Bereitstellung sowie deren Grenzzahlungen bestimmt. Allgemein kann gesagt werden, je höher der gesellschaftliche Grenznutzen von Biodiversität ist, desto höher sind die Zahlungen und damit auch die bereitgestellte Menge. Den entgegengesetzten Effekt haben die Grenzkosten des Schutzes und die Grenzzahlungen.

Die Änderung der Produktionsweise des marktfähigen Gutes wird durch die Nachfrage der Produktionsfaktoren abgebildet. Diese richtet sich nach den jeweiligen Grenzproduktivitäten von ökonomisch genutztem Boden bzw. Kapital innerhalb der Produktion des marktfähigen Gutes. Aufgrund der Etablierung der PES-Programme wird die Grenzproduktivität beider Produktionsfaktoren jedoch durch ihre Grenzproduktivitäten innerhalb der ökologischen Produktion von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid verringert. Es kommt somit zu einem Rückgang der Nachfrage nach beiden Produktionsfaktoren bei konstanten Faktorpreisen. Dies führt, wie oben aufgezeigt, zum Angebot der beiden Ökosystemleistungen und geht einher mit der Reduktion des Angebotes des marktfähigen Gutes. Durch die theoretische Analyse wurde gezeigt, dass die Etablierung von Payments for Environmental Services einen positiven Einfluss auf die Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen hat und zu einer Veränderung bzw. Einschränkung der Produktion des marktfähigen Gutes führt.

Der Einfluss von Transaktionskosten, welche mit der Etablierung und Umsetzung von PES-Programmen verbunden sind, wurde mit Hilfe des Alternativmodells I aufgezeigt. Aufgrund der Transaktionskosten stehen bei einem konstanten Budget für die beiden PES-Programme weniger finanzielle Mittel für die eigentlichen Zahlungen der Leistungen zur Verfügung. Ein Teil wird auch für den institutionellen Aufbau, für Erfolgskontrollen usw. benötigt. Dies führt zum einen zur Verringerung der Stückzahlungen sowie der durchschnittlichen Ausgaben und zum anderen zu einer Ausweitung der nachgefragten Menge. Gleichzeitig steigen jedoch die Grenzkosten des Schutzes von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid bei den Leistungserbringern. Somit fallen die Grenzkostenkurve und die Durchschnittsausgabenkurve im Alternativmodell I auseinander. Durch die gesunkenen Stückzahlungen und gestiegenen Grenzkosten kommt es außerdem zu einer Verringerung der angebotenen Menge beider Ökosystemleistungen. Angebot und Nachfrage fallen somit auseinander und es entsteht, bei monopsonistischer Preissetzung, ein Nachfrage-

überschuss. Um diesen zu verhindern, wäre sollte über die Anwendung der poly-politischen Preissetzung nachgedacht werden. Bei dieser entspricht im Optimum der gesellschaftliche Grenznutzen den gesellschaftlichen Grenzkosten. Beide Preissetzungsregeln führen aber zu einem Rückgang der gleichgewichtigen Menge, wenn keine Anhebung des Gesamtbudgets erfolgt.

Auch bei der Änderung der Produktionsweise des marktfähigen Gutes kommt es zu einer Abschwächung des im Referenzmodell aufgezeigten Effekts. Aufgrund der Transaktionskosten sind die Wertgrenzprodukte der beiden Produktionsfaktoren innerhalb des ökologischen Produktionsprozesses geringer als im Referenzmodell. Somit ist der Effekt auf die Grenzproduktivität der jeweiligen Produktionsfaktoren für das marktfähige Gut geringer. Die Grenzproduktivität des ökonomisch genutzten Bodens und Kapitals sind somit im Alternativmodell I größer als im Referenzmodell, wodurch die Nachfrage nach beiden Produktionsfaktoren weniger stark sinkt. Die Effizienz von Payments for Environmental Services verringert sich durch das Auftreten bzw. bei einem Anstieg der Transaktionskosten. Bei einem konstanten Gesamtbudget stehen die finanziellen Mittel nicht mehr, wie im Referenzmodell, vollständig für die Zahlungen zum Schutz von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid zur Verfügung.

Eine Möglichkeit der Effizienzsteigerung wird in der Einbeziehung von zwei oder mehreren Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programmes gesehen. Einsparungen bei den Transaktionskosten werden sich aufgrund der möglichen gemeinsamen Nutzung von institutionellen Strukturen für die Bereitstellung beider Ökosystemleistungen versprochen. Die Transaktionskostenfunktion wird dann nicht mehr nur von der bereitgestellten Menge einer Ökosystemleistung beeinflusst, sondern von allen einbezogenen Leistungen. Dies hat zur Folge, dass die Transaktionskosten als Gemeinkosten zu klassifizieren sind und eine Aufschlüsselung auf die jeweilige Ökosystemleistung erfolgen muss. Auch innerhalb des Alternativmodells II führt das Auftreten von Transaktionskosten, bei einem konstanten Gesamtbudget, zu einer Reduzierung der finanziellen Mittel für die eigentlichen Zahlungen zum Schutz biologischer Vielfalt und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid. Im Vergleich zum Referenzmodell sinken somit erneut die Stückzahlungen sowie die durchschnittlichen Ausgaben der Nutznießer und es kommt zu einem Anstieg der Grenzkosten bei den Leistungserbringern. Wie im Alternativmodell I hat dies zur Folge, dass

bei monopsonistischer Preissetzung das tatsächliche Angebot und die Nachfrage der Nutznießer nicht übereinstimmen. Es wäre somit wieder über eine Anwendung der polypolistischen Preissetzung nachzudenken.

Die zentrale Frage ist aber, wie wirkt sich eine Zusammenlegung der beiden Ökosystemleistungen im Vergleich zu den Ergebnissen des Alternativmodells I, d. h. einer Situation mit separaten PES-Programmen, aus? Hierfür wurden die Veränderungen der Alternativmodelle zum Referenzmodell gegenübergestellt. Bei diesem Vergleich wird deutlich, dass es durch eine Bündelung des Schutzes von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid nicht automatisch zu deren effizienteren Bereitstellung kommt. Entscheidend ist die Entwicklung der Transaktionskosten beim Übergang von Alternativmodell I zu Alternativmodell II. Nur wenn die Transaktionskosten durch die Einbeziehung einer weiteren Ökosystemleistung sinken, d. h. wenn Verbundeffekte bzw. *economies of scope* auftreten, wird der negative Effekt der Transaktionskosten abgeschwächt. Das Ergebnis der theoretischen Analyse hinsichtlich der Voraussetzung für eine Steigerung der Effizienz von *Payments for Environmental Services* aufgrund der Bündelung zweier Ökosystemleistungen entspricht somit den Thesen von Baumert et al. (2000) und Mettepenning et al. (2011).

Auch bei der Änderung der Nachfrage nach den Produktionsfaktoren tritt dieser Effekt ein. Die Wirkungen der Transaktionskosten im Vergleich zum Referenzmodell sind die gleichen wie die im Alternativmodell I. Inwiefern diese durch die Berücksichtigung beider Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms verringert werden können, hängt erneut von der Entwicklung der Transaktionskosten ab. Sinken die Transaktionskosten aufgrund der Bündelung, so kommt es zu einem stärkeren Rückgang der Nachfrage nach ökonomisch genutztem Boden und Kapital als in einer Situation mit separaten PES-Programmen. Die Leistungserbringer würden, im Vergleich zu einer Situation mit separaten PES-Programmen, somit eine stärkere Änderung der Produktionsweise für das marktfähige Gut vornehmen.

Innerhalb der theoretischen Analyse wurde bisher nur aufgezeigt, wie sich Transaktionskosten auf die Effizienz von PES-Programmen auswirken und welche Voraussetzung gegeben sein muss, damit eine Bündelung von Ökosystemleistungen eine Effizienzsteigerung zur Folge hat. In den Kapiteln fünf und sechs erfolgte mit Hilfe des REDDplus-Ansatzes eine empirische Überprüfung, ob die Voraussetzungen für eine Effizienzsteigerung durch die Bündelung von Ökosystemleistungen realisiert

werden können. Dafür wurde im **fünften Kapitel** der REDDplus-Ansatz hinsichtlich des Entwicklungsprozesses und des institutionellen Aufbaus genauer dargestellt. Mit diesem Ansatz wird das Ziel verfolgt, durch die Verhinderung der Zerstörung von Wäldern die Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Hierzu sollen finanzielle Mittel oder technische Hilfen aus den Industriestaaten für die Entwicklungsländer bereitgestellt werden. Den einzelnen Entwicklungsländern ist jedoch freigestellt, ob sie die konkreten Schutzmaßnahmen auf nationaler oder regionaler Ebene umsetzen. Es handelt sich somit um einen Mehrebenen-Ansatz, da ein PES-System auf internationaler Ebene zwischen den internationalen Organisationen (z. B. Weltbank und Vereinte Nationen) und den nationalen Regierungen sowie ein nationales PES-System zwischen der nationalen und der regionalen Ebene eines Landes besteht.<sup>32</sup> Dieser Mehrebenen-Ansatz hat den Vorteil, dass auf Besonderheiten innerhalb der verschiedenen Regionen eingegangen werden kann. Bei der institutionellen Ausgestaltung der einzelnen REDDplus-Programme ist, wie im Abschnitt 3.2 schon beschrieben, über den Umfang des Programms, das Referenzsystem sowie über den Finanzierungs- und Zahlungsmechanismus zu entscheiden. Schwierigkeiten bestehen vor allem bei der Erarbeitung der Referenzsysteme aufgrund der meist unzureichend vorliegenden Daten. Aber auch die Beschaffung finanzieller Mittel, vor allem während der Implementierungsphase, stellt ein entscheidendes Problem dar. Um eine ausreichende finanzielle Ausstattung über den gesamten Zeitraum zu gewährleisten, wird ein Drei-Phasen-Ansatz vorgeschlagen. So sollte in der ersten Phase, in der vor allem Entscheidungen und erste Implementierungsmaßnahmen vorgenommen werden, auf finanzielle Mittel aus freiwilligen Fonds zurückgegriffen werden. Mit der weiteren Implementierung und der Umsetzung politischer Maßnahmen sollte dann langsam eine Verbindung zum Emissionsmarkt aufgebaut werden, so dass die Finanzmittel aus den Fonds durch Gelder aus dem Emissionsmarkt ersetzt werden können. Nach der vollständigen Implementierung sollte dann eine vollständige Finanzierung über den Emissionsmarkt erfolgen. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass es noch keine Entscheidung darüber gibt, ob ein separater CO<sub>2</sub>-Markt für REDDplus errichtet werden oder eine Einbindung in den Clean Development Mechanism erfolgen sollte.

---

<sup>32</sup> Siehe hierzu auch Abb. 5.1 in Abschnitt 5.1.2.

Im zweiten Abschnitt des Kapitels wurde die Begründung für die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt als ein weiteres Ziel des REDDplus-Ansatzes dargestellt. Darüber hinaus wurden auch die notwendigen Anpassungen der einzelnen institutionellen Stellen aufgezeigt. Zwei Gründe werden für die Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität angebracht: zum einen das komplementäre Verhältnis zwischen beiden Ökosystemleistungen, dieses ist jedoch regional sehr unterschiedlich ausgeprägt. Und zum anderen die Einbeziehung von Regionen mit einem hohen Waldbestand und geringen Abholzungsraten, da somit die Gefahr des Leakage verhindert werden könnte. Anpassungen des institutionellen Rahmens sind vor allem hinsichtlich der Finanzierung und der Ausgestaltung des Zahlungsmechanismus notwendig. Bei der Finanzierung muss geklärt werden, inwiefern das Nebenziel, der Schutzes der Biodiversität durch separate Finanzquellen finanziert werden soll. Sollte eine Finanzierung über einen möglichen REDD-Emissionsmarkt erfolgen, so wäre die Ausgabe von Premiumzertifikaten eine Möglichkeit der Finanzierung. Eine andere mögliche Finanzierung wäre ein separater Fond für den Schutz der biologischen Vielfalt. Auch hinsichtlich der Ausgestaltung der konkreten Zahlungen sind Anpassungen gegenüber dem *reinen* REDDplus-Ansatz vorzunehmen. Entschieden werden muss in diesem Zusammenhang, in welche Region REDDplus-Mittel auch für den Schutz biologischer Vielfalt fließen sollen. Als Entscheidungsgrundlage dient hierbei der Wert von Biodiversität in einer Region und ihr Potential zur Senkung von Treibhausgasen. Besitzt eine Region das Potential zur Reduzierung von Treibhausgasen und einen hohen Wert von Biodiversität, so sollten in diese Regionen finanzielle Mittel von REDDplus fließen. Je geringer jedoch das Potential der Reduktion von Treibhausgasemissionen ist, desto eher sollte auf Finanzierungsquellen außerhalb des REDDplus-Mechanismus für den Schutz von Biodiversität als Nebenziel zurückgegriffen werden

Es ist aber darauf hinzuweisen, dass die Umsetzung von REDDplus erst am Anfang und auch erst einzelne Länder in der tatsächlichen Implementierungsphase sind. Außerdem entscheiden diese auch über die konkrete Ausgestaltung ihrer REDDplus-Programme. Daher konnte hier nur ein grober Überblick über die derzeitige Entwicklung gegeben werden.

Im **sechsten Kapitel** wurde die eigentliche empirische Analyse bzgl. der Realisierung von *economies of scope* innerhalb des REDDplus-Ansatzes vorgenommen.

Dafür wurde ein Länderpanel mit drei südostasiatischen (Indonesien, Kambodscha und Vietnam) und drei süd- bzw. mittelamerikanischen Ländern (Costa Rica, Mexiko und Peru) betrachtet. Zu Beginn des Kapitels wurde auf die Entwicklung der biologischen Vielfalt und die Ursachen für deren Verlust innerhalb der Länder eingegangen. Da Biodiversität verschiedene Ebenen umfasst, wurde deren Entwicklung anhand verschiedener Indikatoren dargestellt. Gemäß des National Biodiversity Index ist erkennbar, dass alle sechs Länder einen hohen Bestand an Biodiversität aufweisen. Dieser ist aber sowohl auf der Ebene der Arten als auch auf der Ökosystemebene gefährdet. Seit 1990 ist in allen Ländern ein Rückgang des Primärwaldbestandes und ein Anstieg der gefährdeten Arten zu verzeichnen. Die Ursachen sind zwar in den einzelnen Ländern unterschiedlich, decken sich aber mit den im Abschnitt 2.3.3 aufgezeigten. Vor allem die Ausweitung von landwirtschaftlichen Flächen sowie der Ausbau der Infrastruktur können als Ursachen genannt werden; aber auch der Anstieg der Bevölkerung und der Armut (vor allem in den ländlichen Regionen) stellen ein großes Problem für den Erhalt der natürlichen Ressourcen dar. Darüber hinaus werden auch institutionelle Probleme, wie die unzureichende Definition und vor allem die Durchsetzung der Eigentumsrechte, als Ursache für den Verlust der biologischen Vielfalt angeführt.

Um dem weiteren Verlust der biologischen Vielfalt entgegenzuwirken, setzen die einzelnen Länder auf verschiedene Maßnahmen. Alle Länder streben jedoch eine nachhaltigere Nutzung der Waldflächen an. Dies soll vor allem durch die Aufforstung neuer Waldflächen oder die Verringerung der Abholzungsraten erreicht werden. Hinsichtlich der institutionellen Maßnahmen werden die Schwerpunkte bei den einzelnen Ländern unterschiedlich gesetzt. So verfolgen Peru, Indonesien und Vietnam vor allem eine bessere Definition und Durchsetzung der Eigentums- bzw. Nutzungsrechte an den Waldflächen. Kambodscha und Peru verfolgen das Ziel der Eindämmung des illegalen Holzschlages und der Schaffung neuer Lebensgrundlagen für die ansässige Bevölkerung. Darüber hinaus werden in den einzelnen Ländern aber auch die Etablierung bzw. Verbesserung von Kontrollsystemen und eine Verbesserung und konsequentere Umsetzung der Waldgesetzgebung verfolgt.

Die Schätzung der drei Panelmodelle wird im dritten Abschnitts vorgenommen. Die Daten für die Transaktionskosten in der Implementierungsphase stammen aus den Readiness Preparation Proposals der Forest Carbon Partnership Facility. Für die

Phase nach der Implementierung wird auf die berechneten Daten von Hardcastle et al. (2008) zurückgegriffen. Die Daten für die Entwicklungen des Waldbestandes stammen aus den Global Forest Resources Assessment der FAO. Anhand der beabsichtigten Maßnahmen, die in den Readiness Preparation Proposals dargestellt sind, konnte die Entwicklung der einzelnen Waldarten bis 2030 als REDDplus-Szenario fortgeschrieben werden. Auf deren Grundlage erfolgte dann die Berechnung der Kohlenstoffspeicher und die Entwicklung der Waldflächen für Biodiversität bis 2030.

Für die ökonometrische Analyse wurde auf den Ansatz von Callan und Thomas (2001) zurückgegriffen. Sie setzen die Kosten in Abhängigkeit der beiden einzelnen Outputvariablen eines Mehrproduktunternehmens an, hier dem gespeicherten Kohlenstoffdioxid und dem Bestand an Wald, der primär für den Schutz von Biodiversität sowie einer Interaktionsvariablen aus diesen beiden Variablen. Wird für die Interaktionsvariable ein Koeffizient mit negativen Vorzeichen ausgegeben, so weist dies auf die Realisierung von economies of scope hin. Bei allen drei Schätzungen weisen sowohl das Pooled Modell als auch das Fixed-Effects Modell einen negativen signifikanten Koeffizienten aus. Aufgrund der Heteroskedastizität und Autokorrelation sind die Ergebnisse der ersten beiden Schätzungen aber mit Vorsicht zu interpretieren. Außerdem sind die Bestimmtheitsmaße des Pooled und Fixed-Effects Modells II sehr gering. Bei den beiden Strukturbruchmodellen hingegen kann keine Heteroskedastizität, bei dem Fixed-Effects Modell III nur eine geringe Autokorrelation und keine Autokorrelation beim Pooled Modell III nachgewiesen werden. Gemäß der beiden Strukturbruchmodelle ist es innerhalb der Implementierungsphase möglich, economies of scope bei den Transaktionskosten zu realisieren. Sind die REDDplus-Programme jedoch vollständig implementiert, kommt es aber zu diseconomies of scope. Das bedeutet, die Transaktionskosten würden durch die Hinzunahme des Schutzes von Biodiversität in ein REDDplus-Programm gegenüber separaten Schutzprogrammen höher sein.

Sowohl die Verbundeffekte in der Implementierungsphase, als auch die diseconomies of scope bei den laufenden REDDplus-Programmen sind sehr gering. Aufgrund der Abwesenheit von Heteroskedastizität und Autokorrelation wird für die folgenden Schlussfolgerungen auf das Pooled Strukturbruchmodell zurückgegriffen.<sup>33</sup>

---

<sup>33</sup> Für diese Entscheidung sprechen auch die Ergebnisse im Abschnitt 6.3.7.

## 7.2 Schlussfolgerungen

Im vorherigen Abschnitt wurden die einzelnen Kapitel und die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zusammengefasst. Vor diesem Hintergrund sollen jetzt die in der Einleitung aufgeworfenen Forschungsfragen beantwortet und ein Ausblick auf weitergehende Forschungsmöglichkeiten gegeben werden.

### **Welche Wirkungen hat eine Bündelung von Biodiversität mit einer weiteren Ökosystemleistung auf das Schutzniveau und die Produktionsweise der Leistungserbringer?**

Anhand der theoretischen Analyse konnte gezeigt werden, dass es trotz der Bündelung des Schutzes von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid zu einem Rückgang des Angebotes beider Ökosystemleistungen, im Vergleich zum Referenzmodell<sup>34</sup>, kommt. Die Transaktionskosten verringern die finanziellen Mittel der Nutznießer für die Zahlungen, wodurch die durchschnittlichen Ausgaben für die jeweiligen Ökosystemleistungen sinken; vorausgesetzt, das Gesamtbudget beider PES-Programme bleibt während der Analyse konstant. Zugleich steigen aber die Grenzkosten der Leistungserbringer für deren Bereitstellung.

Auch bei der Produktionsweise des marktfähigen Gutes kommt es im Vergleich zum Referenzmodell zu einer Verringerung der Effekte der PES-Programme. Es wird somit mehr Boden ökonomisch genutzt und auch mehr Kapital nachgefragt.

Werden die Ergebnisse des Vergleichs von Alternativmodell II und Referenzmodell denen des Alternativmodells I<sup>35</sup> und Referenzmodell gegenübergestellt, so kann über die Wirkungen einer Bündelung der beiden PES-Programme keine eindeutige Aussage getroffen werden. Zwei Fälle sind zu unterscheiden: erstens ein Anstieg der Transaktionskosten aufgrund der Bündelung beider PES-Programme. Dies hätte bei einem konstanten Gesamtbudget eine Verstärkung der eben beschriebenen Effekte zur Folge. Die Effizienz der Bereitstellung biologischer Vielfalt und der Speicherung

---

<sup>34</sup> Innerhalb des Referenzmodells wird eine Situation mit separaten Payments for Environmental Services und ohne Transaktionskosten beschrieben.

<sup>35</sup> Innerhalb des Alternativmodells I wird eine Situation mit separaten Payments for Environmental Services und Transaktionskosten dargestellt.



von Kohlenstoffdioxid durch Payments for Environmental Services würde sich somit verringern. Und zweitens kommt es, unter der Annahme eines konstanten Gesamtbudgets für die beiden PES-Programme, durch eine Reduzierung der Transaktionskosten bei der Bündelung beider PES-Programme zu einer Abschwächung der im Alternativmodell I beschriebenen Wirkungen von Transaktionskosten. Das Schutzniveau der biologischen Vielfalt und die gespeicherte Menge an Kohlenstoffdioxid würde somit im Vergleich zum Alternativmodell I steigen. Begründet werden kann dieser Effekt, mit einer Verringerung der Transaktionskosten für die Nutznießer. Dies führt dazu, dass bei einem konstanten Gesamtbudget mehr finanzielle Mittel für die eigentlichen Zahlungen bereitstehen. Die Folge ist ein Anstieg der durchschnittlichen Ausgaben. Des Weiteren führt eine Reduzierung der Transaktionskosten bei den Leistungserbringern zu einer Absenkung der Grenzkosten für die Bereitstellung beider Ökosystemleistungen. Bei einem konstanten Gesamtbudget wäre es durch die Bündelung beider Programme in einem solchen Fall möglich, ein höheres Schutzniveau und eine größere Menge an gespeichertem Kohlenstoffdioxid bereitzustellen. Es kommt somit zu einer Steigerung der Effizienz des Schutzes biologischer Vielfalt und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid.

Wird der Produktionsprozess des marktfähigen Gutes betrachtet, lassen sich ebenfalls zwei mögliche Auswirkungen unterscheiden: eine höhere Nachfrage nach beiden Produktionsfaktoren als Folge eines Anstieges der Transaktionskosten, wohingegen eine Reduzierung der Transaktionskosten zu einer Verringerung der Nachfrage nach ökonomisch genutztem Boden und Kapital führt. Dieser Effekt kann, im Vergleich zum Alternativmodell I, durch den Anstieg der Wertgrenzprodukte beider Produktionsfaktoren innerhalb der ökologischen Produktionsprozesse und die gestiegenen Zahlungen aufgrund geringerer Transaktionskosten bei den Nutznießern und den Leistungserbringern erklärt werden. Der Anstieg der Zahlungen führt zu einer Verringerung der Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren in der Produktion des marktfähigen Gutes und bei konstanten Faktorpreisen zu einem Nachfragerückgang.

**Welche Voraussetzung muss gegeben sein, damit durch die Bündelung von PES-Programmen ein effizienterer Schutz der biologischen Vielfalt erfolgen kann?**

Eine Steigerung der Effizienz des Schutzes biologischer Vielfalt durch Payments for Environmental Services ist nur unter der Voraussetzung sinkender Transaktionskosten möglich. Das bedeutet, dass die gesamten Transaktionskosten des PES-Programms, welches beide Ökosystemleistungen berücksichtigt, geringer sein müssen als die Summe der Transaktionskosten bei separaten Payments for Environmental Services. Mettepenningen et al. (2011) weisen auf die Bedeutung der Synergieeffekte für eine Effizienzsteigerung durch die Bündelung von Ökosystemleistungen in einem PES-Programm hin (vgl. ebd., S. 643).

Zu einer Verringerung der gesamten Transaktionskosten kommt es, wenn durch die Einbeziehung einer weiteren Ökosystemleistung innerhalb eines PES-Programmes Verbundeffekte realisiert werden können. Economies of scope treten auf, wenn für die Bereitstellung beider Ökosystemleistungen einer oder mehrere Produktionsfaktoren auf der organisatorischen Ebene genutzt werden können. Panzar und Willig (1981) sprechen in diesem Zusammenhang von quasi-öffentlichen Gütern (vgl. ebd., S. 268).

Die Realisierung von economies of scope bei den Transaktionskosten bezieht sich vor allem auf Synergieeffekte auf der Organisations- und Verwaltungsebene. Neben dieser Bedingung für die Einbeziehung von zwei Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms wird in der Literatur aber auch gefordert, dass es Synergieeffekte auf der Ebene der eigentlichen Bereitstellung der Ökosystemleistungen geben muss. Das bedeutet, dass auch bei den Schutzmaßnahmen Verbundeffekte auftreten sollen und sich der Schutz biologischer Vielfalt und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid positiv beeinflussen (s. Abschnitt 5.2.1). Dieser Aspekt zielt vor allem auf die Effektivität der Schutzmaßnahmen. Besteht ein negativer Zusammenhang bei der Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen, so würde dies zu einem Verlust der Effektivität bei den Schutzbemühungen führen, da bspw. die Erhöhung der Speicherung von Kohlenstoffdioxid zu einer Reduzierung der biologischen Vielfalt führen könnte.

Diese Wirkungen sind jedoch regional unterschiedlich. Daher kann diesbezüglich keine allgemeingültige Aussage getroffen werden. Durch eine nachhaltige Bewirtschaftung von Waldflächen, vor allem hinsichtlich der Verhinderung der Aufforstung von Monokulturwäldern, ist aber in den meisten Regionen von positiven Effekten des Schutzes der biologischen Vielfalt auf die Speicherung des Kohlenstoffdioxids auszugehen (s. Abschnitte 2.2.2 und 5.2.1).

**Ist es möglich, durch die Einbeziehung des Schutzes biologischer Vielfalt innerhalb des Ansatzes Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degredation plus (REDDplus) economies of scope bei den Transaktionskosten zu realisieren?**

Wie oben aufgezeigt, werden zwei Voraussetzungen für eine erfolgreiche Bündelung von Ökosystemleistungen innerhalb eines PES-Programms angeführt: die Realisierung von economies of scope bei den Transaktionskosten und Synergieeffekte bei der eigentlichen Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen. Da die zweite Voraussetzung eine Fragestellung der Biologie und Ökologie ist, wurde in dieser Arbeit diese Frage hinsichtlich der Realisierung von Verbundeffekten bei den Transaktionskosten verfolgt.

Durch die Einbeziehung des Schutzes der biologischen Vielfalt innerhalb des REDDplus-Ansatzes ist es gemäß dem im Abschnitt 6.3.6 geschätzten Pooled Strukturbruchmodell möglich, economies of scope in der Implementierungsphase zu realisieren. Die Wirkung, welche von den economies of scope bei der Einführung und Etablierung ausgeht, ist jedoch sehr gering. Eine Erhöhung der Waldflächen zum Schutz für Biodiversität um einen Hektar und des gespeicherten CO<sub>2</sub> um eine Tonne würde zu einer Verringerung der Transaktionskosten von US\$ 0,0085 führen. Nach der vollständigen Etablierung der nationalen REDDplus-Programme treten jedoch diseconomies of scope auf. Diese sind aber, wie die economies of scope während der Implementierungsphase, auch nur sehr gering. So würde eine zusätzliche Bereitstellung der beiden Ökosystemleistungen um jeweils eine Einheit zu einer Steigerung der Transaktionskosten um US\$ 0,0032 führen.

Da die Monitoringkosten den Großteil der Transaktionskosten ausmachen, ist bei ihnen sicher die Ursache für die diseconomies of scope aufgrund der Bündelung von Payments for Environmental Services zu suchen. Vor allem die Erfassung und Datenermittlung der biologischen Vielfalt ist wegen deren Komplexität mit einem hohen Aufwand verbunden. Es sind dafür aber auch unterschiedliche Erfassungstechniken und unterschiedliches Personal notwendig. Somit ist es nicht mehr möglich, dieselben Ressourcen für beide Monitoringprozesse zu nutzen.

Während der Implementierungsphase ist die gemeinsame Nutzung für den Schutz beider Ökosystemleistungen jedoch möglich. Insbesondere bei der Etablierung und Ausgestaltung der Eigentums- und Nutzungsrechte oder bei den Verhandlungen dürfte dies der Fall sein. Beispielsweise können Verhandlungen über die Schutzmaßnahmen für die biologische Vielfalt und die Speicherung von Kohlenstoffdioxid innerhalb eines Verhandlungsprozesses erfolgen, sofern sich die jeweiligen Leistungserbringer für die Bereitstellung beider Ökosystemleistungen bereiterklären. Aber auch die Klärung der Frage hinsichtlich der Eigentums- und Nutzungsrechte kann innerhalb eines politischen Verfahrens erfolgen und muss nicht zwei getrennte Verfahren durchlaufen. Bei der Erfassung der verschiedenen Daten hinsichtlich des Waldbestandes und der Waldnutzung ist es sicher auch möglich, Ressourcen gemeinsam zu nutzen und so Transaktionskosten einzusparen.

Zum Schluss sei auf zwei Probleme bei der empirischen Analyse hingewiesen. Die Umsetzung des REDDplus-Ansatzes steht erst am Anfang, daher war es für die empirische Analyse notwendig, auf projizierte Daten zurückzugreifen. Diese unterliegen einer gewissen Unsicherheit, welche sich auch auf die gewonnenen empirischen Ergebnisse auswirken können. Darüber hinaus wurde der Wald, welcher primär zum Schutz biologischer Vielfalt genutzt wird, als Indikator für Biodiversität herangezogen. Es kann zwar angenommen werden, dass diese Waldflächen eine höhere Biodiversität aufweisen, als bspw. Plantagenwälder. Das Ausmaß der biologischen Vielfalt kann mit diesem Indikator aber nicht vollständig erfasst werden.

Bei der weiteren Umsetzung des REDDplus-Ansatzes sollte daher die Datensituation verbessert werden. Die Verbesserung der Datensituation bezieht sich zum einen auf die Nutzung aktueller Daten, mit welchen dann eine begleitende Überprüfung der Realisierung von economies of scope bei den Transaktionskosten erfolgen kann. Und zum anderen sollte einer Verbesserung der Datenlage bei den Indikatoren für

Biodiversität auf nationaler Ebene erfolgen. Von entscheidender Bedeutung ist hierbei vor allem die Entwicklung von Indikatoren, mit deren Hilfe es möglich ist, das Ausmaß der biologischen Vielfalt umfassend auf nationaler Ebene zu erfassen. Aufgrund der Komplexität der biologischen Vielfalt ist dies sicher mit einem erheblichen Aufwand und Kosten verbunden.



# A Mathematische Herleitungen

## A.1 Payments for Environmental Services ohne Transaktionskosten

a) **Herleitung der Preise und gleichgewichtigen Mengen der Umweltleistungen:** Ziel der Payments for Environmental Services ist die Maximierung des gesellschaftlichen Nettotonutzens  $NU_t$  bzgl. der jeweiligen Ökosystemleistung. Die Optimierungsprobleme lauten somit für

- Biodiversität:

$$\max.! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_b(b_t)b_t \quad (\text{A.1})$$

- und Speicherung von  $CO_2$ :

$$\max.! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_{co_2}(co_{2t})co_{2t}. \quad (\text{A.2})$$

Die ersten Ableitungen lauten für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial NU_t}{\partial b_t} = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t - p_b(b_t) = 0 \quad (\text{A.3})$$

- und Speicherung von  $CO_2$ :

$$\frac{\partial NU_t}{\partial co_{2t}} = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} - p_{co_2}(co_{2t}) = 0. \quad (\text{A.4})$$

Aus diesen erhält man dann den jeweiligen Preis für

- Biodiversität:

$$p_b(b_t) = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t \quad (\text{A.5})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$p_{co_2}(co_{2t}) = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t}. \quad (\text{A.6})$$

Die Preise für die jeweiligen Ökosystemleistungen werden somit von den Nutznießern gemäß den entsprechenden gesellschaftlichen Nettogrenznutzen gesetzt.

Zur Herleitung des gleichgewichtigen Schutzniveaus von Biodiversität und der gleichgewichtigen Menge des gespeicherten Kohlenstoffdioxids ist die Herleitung der Angebotsfunktion der Leistungserbringer notwendig. Ziel der Leistungserbringer ist die Maximierung ihres Gewinns bzw. Einkommens. Dieser setzt sich zusammen aus den Einnahmen der verschiedenen Güter und Leistungen abzüglich der für ihre Produktion benötigten Kosten. Das Optimierungsproblem der Leistungserbringer lautet somit:

$$\max_t! \pi_t = p_y y_t + p_b b_t + p_{co_2} co_{2t} - C(y_t) - C(b_t, co_{2t}). \quad (\text{A.7})$$

Die ersten Ableitungen bzgl. der beiden Ökosystemleistungen lauten für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial b_t} = p_b - \frac{\partial C}{\partial b_t} = 0 \quad (\text{A.8})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial co_{2t}} = p_{co_2} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} = 0. \quad (\text{A.9})$$

Da die Seite der Leistungserbringer durch viele Wirtschaftssubjekte gekennzeichnet ist, welche keinen Einfluss auf den Preis der Ökosystemleistungen haben, weiten sie das Schutzniveau für Biodiversität und die Menge an gespeichertem Kohlenstoffdioxid soweit aus, bis der Preis ihren Grenzkosten entspricht.



Es gilt also für

- Biodiversität:

$$p_b = \frac{\partial C}{\partial b_t} \quad (\text{A.10})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$p_{co_2} = \frac{\partial C}{\partial co_{2t}}. \quad (\text{A.11})$$

Wird Gleichung A.10 mit Gleichung A.5 und Gleichung A.11 mit Gleichung A.6 gleichgesetzt so gilt für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t = \frac{\partial C}{\partial b_t} \quad (\text{A.12})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} = \frac{\partial C}{\partial co_{2t}}. \quad (\text{A.13})$$

Hieraus ergibt sich das gleichgewichtige Schutzniveau biologischer Vielfalt und die gleichgewichtige Menge des gespeicherten Kohlenstoffdioxides von Payments for Environmental Services mit einer monopsonistischen Struktur. Es gilt somit für

- Biodiversität:

$$b_t = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t}{\partial p_b / \partial b_t} \quad (\text{A.14})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$co_{2t} = \frac{\partial U / \partial co_{2t} - \partial C / \partial co_{2t}}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t}}. \quad (\text{A.15})$$

**b) Herleitung der Nachfragefunktionen der Produktionsfaktoren:** Die Herleitung der Nachfrage für die Produktionsfaktoren erfolgt aus dem Gewinnma-

ximierungskalkül der Leistungserbringer. Dieses stellt sich wie folgt dar:

$$\text{max.}! \pi_{it} = p_y y_t + p_b b_t + p_{co_2} co_2 - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))(p_k k_t + p_{a^w} a_t^w) \quad (\text{A.16})$$

$$\text{u. d. NB.: } y_t = y(a_t^w, k_t),$$

$$\left. \begin{array}{l} b_t \\ co_{2t} \end{array} \right\} = f(b_{t-1}, a_t^{nat}, k_t), \text{ wobei } a_t^{nat} = a_t - a_t^w,$$

$$b_t - b_0 \geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und}$$

$$co_{2t} - co_{20} \geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.$$

Durch Bildung der ersten Ableitung der Gewinnfunktion nach den jeweiligen Produktionsfaktoren, unter Beachtung der Produktionsfunktionen beider Leistungen, kann dann die gewinnoptimale Nachfrage der Produktionsfaktoren bestimmt werden. Die ersten Ableitung lautet für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial a_t^w} = p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_{a^w} = 0 \quad (\text{A.17})$$

- und Kapital:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial k_t} = p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_k = 0. \quad (\text{A.18})$$

Durch die Umstellung der ersten Ableitungen nach den Faktorpreisen erhält man die Nachfrage der Produktionsfaktoren. Diese lautet für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$p_{a^w} = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left( p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \right) \quad (\text{A.19})$$

- und Kapital:

$$p_k = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left( p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \right). \quad (\text{A.20})$$

## A.2 Payments for Environmental Services mit Transaktionskosten

a) **Herleitung der Preise und gleichgewichtigen Mengen der Umweltleistungen:** Ziel ist erneut die Maximierung des gesellschaftlichen Nettanutzens  $NU_t$  bzgl. der jeweiligen Ökosystemleistungen. Aufgrund der Berücksichtigung der Transaktionskosten wird das den PES-Programmen zugewiesene Budget nicht mehr vollständig für die Zahlungen der Ökosystemleistungen genutzt. Ein Teil muss für die Transaktionskosten verwendet werden. Das zugewiesene Budget hingegen entspricht dem in der Situation ohne Transaktionskosten, es gilt somit  $B_t^b = B_{t\tau}^b$  bzw.  $B_t^{co_2} = B_{t\tau}^{co_2}$ . Das Optimierungsproblem lautet somit für

- Biodiversität:

$$\max! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_b(b_t)b_t - \alpha_b \tau_b(b_t)b_t \quad (\text{A.21})$$

- und Speicherung von  $CO_2$ :

$$\max! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_{co_2}(co_{2t})co_{2t} - \alpha_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t})co_{2t}. \quad (\text{A.22})$$

Die ersten Ableitungen lauten für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial NU_t}{\partial b_t} = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t - p_b(b_t) - \alpha_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t - \alpha_b \tau^b(b_t) = 0 \quad (\text{A.23})$$

- und Speicherung von  $CO_2$ :

$$\begin{aligned} \frac{\partial NU_t}{\partial co_{2t}} &= \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} - p_{co_2}(co_{2t}) \\ &- \alpha_{co_2} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} - \alpha_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t}) = 0. \end{aligned} \quad (\text{A.24})$$

Aus diesen erhält man dann den jeweiligen Preis für

- Biodiversität:

$$p_{b_\tau}(b_t) = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \left( \frac{\partial p_{b_\tau}}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) b_t - \alpha_b \tau_b(b_t) \quad (\text{A.25})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$p_{co2_\tau}(co2_t) = \frac{\partial U}{\partial co2_t} - \left( \frac{\partial p_{co2_\tau}}{\partial co2_t} + \alpha_{co2} \frac{\partial \tau_{co2}}{\partial co2_t} \right) co2_t - \alpha_{co2} \tau_{co2}(co2_t). \quad (\text{A.26})$$

Zur Herleitung des gleichgewichtigen Schutzniveaus von Biodiversität und der gleichgewichtigen Menge des gespeicherten Kohlenstoffdioxids ist die Herleitung der Angebotsfunktion der Leistungserbringer notwendig. Ziel der Leistungserbringer ist die Maximierung ihres Gewinns bzw. Einkommens. Dieser setzt sich zusammen aus den Einnahmen der verschiedenen Güter und Leistungen abzüglich der für ihre Produktion benötigten Kosten. Das Optimierungsproblem der Leistungserbringer lautet somit:

$$\pi_t = p_y y_t + p_{b_\tau} b_t + p_{co2_\tau} co2_t - C(y_t) - C(b_t, co2_t) - \beta_b \tau_b(b_t) - \beta_{co2} \tau_{co2}(co2_t). \quad (\text{A.27})$$

Die ersten Ableitungen bzgl. der beiden Ökosystemleistungen lauten für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial b_t} = p_{b_\tau} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - \beta_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t - \beta_b \tau_b(b_t) = 0 \quad (\text{A.28})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial co2_t} = p_{co2_\tau} - \frac{\partial C}{\partial co2_t} - \beta_{co2} \frac{\partial \tau_{co2}}{\partial co2_t} co2_t - \beta_{co2} \tau_{co2}(co2_t) = 0. \quad (\text{A.29})$$

Da die Seite der Leistungserbringer durch eine polypolitische Struktur gekennzeichnet ist, welche keinen Einfluss auf den Preis der Ökosystemleistungen haben,

weiten sie das Schutzniveau für Biodiversität und die Menge an gespeichertem Kohlenstoffdioxid soweit aus, bis der Preis ihren Grenzkosten entspricht. Es gilt also für

- Biodiversität:

$$p_{b_\tau} = \frac{\partial C}{\partial b_t} + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \quad (\text{A.30})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$p_{co_{2\tau}} = \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right). \quad (\text{A.31})$$

Wird Gleichung A.30 mit Gleichung A.25 und Gleichung A.31 mit Gleichung A.26 gleichgesetzt so gilt für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial U}{\partial b_t} - \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) b_t - \alpha_b \tau^b(b_t) = \frac{\partial C}{\partial b_t} + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau^b(b_t) \right) \quad (\text{A.32})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \alpha_{co_2} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) co_{2t} - \alpha_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t}) \\ = \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right). \end{aligned} \quad (\text{A.33})$$

Daraus ergibt sich nach dem die Terme mit  $b_t$  bzw.  $co_{2t}$  auf die linke Seite gebracht wurden, für

- Biodiversität:

$$- \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) b_t - \beta_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t = \frac{\partial C}{\partial b_t} - \frac{\partial U}{\partial b_t} + \alpha_b \tau_b(b_t) + \beta_b \tau_b(b_t) \quad (\text{A.34})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\begin{aligned}
 & - \left( \frac{\partial p_{CO_2}}{\partial CO_2} + \alpha_{CO_2} \frac{\partial \tau_{CO_2}}{\partial CO_2} \right) CO_2 - \beta_{CO_2} \frac{\partial \tau_{CO_2}}{\partial CO_2} CO_2 & (A.35) \\
 = & \frac{\partial C}{\partial CO_2} - \frac{\partial U}{\partial CO_2} + \alpha_{CO_2} \tau_{CO_2}(CO_2) + \beta_{CO_2} \tau_{CO_2}(CO_2).
 \end{aligned}$$

Durch ausklammern von  $b_t$  bzw.  $CO_2$  und unter Beachtung das  $\alpha_b + \beta_b = 1$  bzw.  $\alpha_{CO_2} + \beta_{CO_2} = 1$  erhält man für

- Biodiversität

$$- \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) b_t = \frac{\partial C}{\partial b_t} - \frac{\partial U}{\partial b_t} + \tau_b(b_t) \quad (A.36)$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>

$$- \left( \frac{\partial p_{CO_2}}{\partial CO_2} + \frac{\partial \tau_{CO_2}}{\partial CO_2} \right) CO_2 = \frac{\partial C}{\partial CO_2} - \frac{\partial U}{\partial CO_2} + \tau_{CO_2}(CO_2). \quad (A.37)$$

Hieraus ergeben sich das gleichgewichtige Schutzniveau biologischer Vielfalt und die gleichgewichtige Menge des gespeicherten Kohlenstoffdioxids von Payments for Environmental Services bei einer monopsonistischen Struktur der Nutznießerseite. Es gilt somit für

- Biodiversität

$$b_{t\tau} = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - \tau_b(b_t)}{\partial p_b / \partial b_t + \partial \tau_b / \partial b_t} \quad (A.38)$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>

$$CO_{2t\tau} = \frac{\partial U / \partial CO_2 - \partial C / \partial CO_2 - \tau_{CO_2}(CO_2)}{\partial p_{CO_2} / \partial CO_2 + \partial \tau_{CO_2} / \partial CO_2}. \quad (A.39)$$

**b) Herleitung der Nachfragefunktionen der Produktionsfaktoren:** Die Herleitung der Nachfrage für die Produktionsfaktoren erfolgt erneut aus dem Gewinnmaximierungskalkül der Leistungserbringer. Dieses stellt sich nun jedoch wie

folgt dar:

$$\begin{aligned}
 \text{max.}! \pi_{it} &= p_y y_t + p_{b_t} b_t + p_{co_2} co_2 - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))(p_k k_t + p_{a^w} a_t^w) & (A.40) \\
 & - \beta_b \tau_b(b_t) b_t - \beta_{co_2} \tau_{co_2}(co_2) co_2 \\
 \text{u. d. NB. : } & y_t = y(a_t^w, k_t), \\
 \left. \begin{aligned} & b_t \\ & co_{2t} \end{aligned} \right\} &= f(b_{t-1}, a_t^{nat}, k_t), \text{ wobei } a^{nat} = a_t - a_t^w, \\
 & b_t - b_0 \geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und} \\
 & co_{2t} - co_{20} \geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.
 \end{aligned}$$

Durch ableiten der Gewinnfunktion nach den jeweiligen Produktionsfaktoren, unter Beachtung der Produktionsfunktionen der drei Leistungen, kann die gewinnoptimale Nachfrage der Produktionsfaktoren bestimmt werden. Die ersten Ableitungen lauten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial \pi_t}{\partial a_t^w} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_{b_t} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_{a^w} & (A.41) \\
 + \beta_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} b_t + \beta_b \tau_b(b_t) \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} &+ \beta_{co_2} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} co_{2t} + \beta_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t}) \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} = 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial \pi_t}{\partial k_t} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_{b_t} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_k & (A.42) \\
 + \beta_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} b_t + \beta_b \tau_b(b_t) \frac{\partial b_t}{\partial k_t} &+ \beta_{co_2} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} co_{2t} + \beta_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t}) \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} = 0.
 \end{aligned}$$

Durch ausklammern des Anteils der Transaktionskosten, die von den Leistungserbringern zu tragen sind, und der Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren in den ökologischen Produktionsprozessen erhält man für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial a_t^w} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_{b_\tau} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co2_\tau} \frac{\partial co2_t}{\partial a_t^w} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co2})) p_{a^w} \quad (A.43) \\ &+ \beta_b \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) + \beta_{co2} \frac{\partial co2_t}{\partial a_t^w} \left( \frac{\partial \tau_{co2}}{\partial co2_t} co2_t + \tau_{co2}(co2_t) \right) = 0 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial k_t} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_{b_\tau} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co2_\tau} \frac{\partial co2_t}{\partial k_t} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co2})) p_k \quad (A.44) \\ &+ \beta_b \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) + \beta_{co2} \frac{\partial co2_t}{\partial k_t} \left( \frac{\partial \tau_{co2}}{\partial co2_t} co2_t + \tau_{co2}(co2_t) \right) = 0. \end{aligned}$$

Durch erneutes ausklammern der Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren in den ökologischen Produktionsprozessen erhält man für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial a_t^w} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( p_{b_\tau} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \quad (A.45) \\ &- \frac{\partial co2_t}{\partial a_t^w} \left( p_{co2_\tau} - \beta_{co2} \left( \frac{\partial \tau_{co2}}{\partial co2_t} co2_t + \tau_{co2}(co2_t) \right) \right) - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co2})) p_{a^w} = 0 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial k_t} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_\tau} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \quad (A.46) \\ &- \frac{\partial co2_t}{\partial k_t} \left( p_{co2_\tau} - \beta_{co2} \left( \frac{\partial \tau_{co2}}{\partial co2_t} co2_t + \tau_{co2}(co2_t) \right) \right) - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co2})) p_k = 0. \end{aligned}$$



Durch die Umstellung dieser Terme nach den Faktorpreisen erhält man die Nachfrage der Produktionsfaktoren. Diese lautet für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$p_{a^w} = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( p_{b_\tau} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( p_{co_{2\tau}} - \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right] \quad (A.47)$$

- und Kapital:

$$p_k = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_\tau} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( p_{co_{2\tau}} - \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right]. \quad (A.48)$$

**c) Veränderungen gegenüber dem Referenzmodell:** Die Veränderungen, welche sich durch die Einbeziehung der Transaktionskosten im Vergleich zum Referenzmodell ergeben, werden anhand der Differenzen zwischen den Ergebnissen des Referenz- und Alternativmodells I dargestellt.

### Veränderungen auf den Umweltmärkten:

Die Änderung des Monopsonpreises durch die Einbeziehung der Transaktionskosten ergibt sich aus der Differenz des Preises aus dem Referenzmodell und dem Preis des Alternativmodells I. Diese lauten für

- Biodiversität:

$$\Delta p_b(b_t) = p_b(b_t) - p_b(b_t)_\tau = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t \quad (A.49) \\ - \frac{\partial U}{\partial b_t} + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t + \alpha_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) = 0$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta p_{co_2}(co_{2t}) &= p_{co_2}(co_{2t}) - p_{co_2}(co_{2t})_{\tau} = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} & (A.50) \\ -\frac{\partial U}{\partial co_{2t}} + \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) &= 0. \end{aligned}$$

Die gesellschaftlichen Grenznutzen für die jeweilige Ökosystemleistung und die Grenzzahlungen heben sich auf und es bleiben die Grenztransaktionskosten, welche von den Nutznießern zu tragen sind, übrig. Für die Differenzen gilt somit für

- Biodiversität:

$$\Delta p_{b_{\tau}}(b_t) = \alpha_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) > 0 \quad (A.51)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\Delta p_{co_{2g}}(co_{2t}) = \alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) > 0. \quad (A.52)$$

Somit ist die Differenz aus den Preisen der jeweiligen Ökosystemleistungen positiv, d. h. der Preis des Referenzmodells ist größer als der des Alternativmodells I. Aufgrund der Transaktionskosten werden die Nutznießer den Preis bei einem konstanten Budget senken.

Dies hat wiederum Auswirkungen auf die an den Märkten gehandelte Menge von Biodiversität und gespeichertem Kohlenstoffdioxid. Die Differenzen werden wieder zwischen den beiden Modellen gebildet und lauten für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta b_{t_{\tau}} &= b_t - b_{t_{\tau}} = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t}{\partial p_b / \partial b_t} & (A.53) \\ - \left( \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - \tau_b(b_t)}{\partial p_b / \partial b_t + \partial \tau_b / \partial b_t} \right) &= 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta co_{2,t} &= co_{2,t} - co_{2,t} = \frac{\partial U / \partial co_{2,t} - \partial C / \partial co_{2,t}}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2,t}} \quad (\text{A.54}) \\ &- \left( \frac{\partial U / \partial co_{2,t} - \partial C / \partial co_{2,t} - \tau_{co_2}(co_{2,t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2,t} + \partial \tau_{co_2} / \partial co_{2,t}} \right) = 0. \end{aligned}$$

Werden die beiden Terme um die jeweiligen Nenner erweitert, so erhält man für

- Biodiversität:

$$= \frac{\left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) - \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - \tau_b(b_t) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right)}{\left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right)} = 0 \quad (\text{A.55})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$= \frac{\left( \frac{\partial U}{\partial co_{2,t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2,t}} \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2,t}} + \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2,t}} \right) - \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2,t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2,t}} - \tau_{co_2}(co_{2,t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2,t}} \right)}{\left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2,t}} \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2,t}} + \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2,t}} \right)} = 0. \quad (\text{A.56})$$

Die Nenner lassen sich nun durch Multiplizieren eliminieren und es ergibt sich für

- Biodiversität:

$$= \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) - \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - \tau_b(b_t) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right) = 0 \quad (\text{A.57})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} &= \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2,t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2,t}} \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2,t}} + \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2,t}} \right) \quad (\text{A.58}) \\ &- \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2,t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2,t}} - \tau_{co_2}(co_{2,t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2,t}} \right) = 0. \end{aligned}$$

Daraus erhält man durch ausmultiplizieren für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial b_t} \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) - \frac{\partial C}{\partial b_t} \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) \\
 &\quad - \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - \tau_b(b_t) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right) = 0
 \end{aligned} \tag{A.59}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) \\
 &\quad - \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) = 0.
 \end{aligned} \tag{A.60}$$

Daraus ergibt sich dann die endgültige Differenz der beiden gehandelten Mengen. Diese lautet für

- Biodiversität:

$$\Delta b_{t\tau} = \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) + \tau_b \frac{\partial p_b}{\partial b_t} > 0 \tag{A.61}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\Delta co_{2t\tau} = \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) + \tau_{co_2} \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} > 0. \tag{A.62}$$

### Nachfrageüberschuss:

Um den Nachfrageüberschuss zu ermitteln ist es notwendig, die angebotene Menge  $b_{t\tau}$  bzw.  $co_{2t\tau}$  der Ökosystemleistungen und die tatsächlich nachgefragte Menge  $b_{t_1}$  bzw.  $co_{2t_1}$  zu kennen. Die Angebotsmenge ist durch die Gleichungen A.38 und A.39 dargestellt. Die nachgefragten Mengen erhält man, indem die Gleichungen A.23 und A.24 nach  $b_t$  bzw.  $co_{2t}$  aufgelöst werden.

Die Differenzen von nachgefragter und angebotener Menge lauten für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta b_t &= b_{t_1} - b_{t_\tau} & (A.63) \\ &= \frac{\partial U / \partial b_t - p_{b_\tau}(b_t) - \alpha_b \tau_b(b_t)}{\partial p_b / \partial b_t + \alpha_b \partial \tau_b / \partial b_t} - \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - \tau_b(b_t)}{\partial p_b / \partial b_t + \partial \tau_b / \partial b_t} = 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta co_{2t} &= co_{2t_1} - co_{2t_\tau} & (A.64) \\ &= \frac{\partial U / \partial co_{2t} - p_{co_{2\tau}}(co_{2t}) - \alpha_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t} + \alpha_{co_2} \partial \tau_{co_2} / \partial co_{2t}} \\ &\quad - \frac{\partial U / \partial co_{2t} - \partial C / \partial co_{2t} - \tau_{co_2}(co_{2t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t} + \partial \tau_{co_2} / \partial co_{2t}} = 0. \end{aligned}$$

Werden die jeweiligen Nenner erweitert und wird dann durch den erweiterten Nenner dividiert, so ergibt sich für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} &= \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - p_{b_\tau}(b_t) - \alpha_b \tau_b(b_t) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) & (A.65) \\ &\quad - \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - \tau_b(b_t) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \right) = 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} &= \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - p_{co_{2\tau}}(co_{2t}) - \alpha_{co_2} \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) & (A.66) \\ &\quad - \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \alpha_{co_2} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) = 0. \end{aligned}$$

Durch ausmultiplizieren der Klammern folgt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b} + \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - p_{b_\tau} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - p_{b_\tau} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} + \alpha_b \tau_b \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - \alpha_b \tau_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \quad (\text{A.67}) \\
 &- \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - \alpha_b \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} + \frac{\partial C}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} + \tau_b \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha_b \tau_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} = 0
 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial p_{c_{O_2\tau}}}{\partial c_{O_2t}} + \frac{\partial U}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} - p_{c_{O_2\tau}} \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} - p_{c_{O_2\tau}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} + \alpha_{c_{O_2}} \tau_{c_{O_2}} \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} \quad (\text{A.68}) \\
 &- \alpha_{c_{O_2}} \tau_{c_{O_2}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} - \frac{\partial U}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} - \alpha_{c_{O_2}} \frac{\partial U}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} + \frac{\partial C}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} \\
 &+ \alpha_{c_{O_2}} \frac{\partial C}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} + \tau_{c_{O_2}} \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} + \alpha_{c_{O_2}} \tau_{c_{O_2}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} = 0.
 \end{aligned}$$

Durch Kürzen von  $\frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t}$  und  $\alpha_b \tau_b \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial U}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}}$  und  $\alpha_b \tau_{c_{O_2}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}}$  sowie ausklammern einiger Terme ergibt sich für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} (1 - \alpha_b) - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \left( p_{b_\tau} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \quad (\text{A.69}) \\
 &- \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \left( p_{b_\tau} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) + \tau_b \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (1 - \alpha_b) = 0
 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial c_{O_2t}} \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} (1 - \alpha_{c_{O_2}}) - \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} \left( p_{c_{O_2\tau}} - \frac{\partial C}{\partial c_{O_2t}} \right) \quad (\text{A.70}) \\
 &- \frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} \left( p_{c_{O_2\tau}} - \alpha_{c_{O_2}} \frac{\partial C}{\partial c_{O_2t}} \right) + \tau_{c_{O_2}} \frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}} (1 - \alpha_{c_{O_2}}) = 0.
 \end{aligned}$$

Durch weiteres ausklammern von  $\frac{\partial \tau_b}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial \tau_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}}$  und  $\frac{\partial p_b}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial p_{c_{O_2}}}{\partial c_{O_2t}}$  sowie der Beachtung, dass  $\beta = 1 - \alpha$  bzw.  $\alpha = 1 - \beta$ , ergibt sich ein Nachfrageüberschuss bei monopsonistischer Preissetzung für

- Biodiversität:

$$= \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \left[ \frac{\partial U}{\partial b_t} \beta_b - \left( p_{b_\tau} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \left[ \tau_b \beta_b - \left( p_{b_\tau} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] > 0 \quad (\text{A.71})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$= \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left[ \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \beta_{co_2} - \left( p_{co_{2\tau}} - \alpha_{co_2} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] + \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left[ \tau_{co_2} \beta_{co_2} - \left( p_{co_{2\tau}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] > 0. \quad (\text{A.72})$$

### Veränderungen bei der Nachfrage der Produktionsfaktoren:

Die Veränderungen bei der Nachfrage der Produktionsfaktoren und damit der Produktionsweise im Vergleich zum Referenzmodell lassen sich durch die Differenzen der jeweiligen Nachfragefunktionen, Gleichungen A.19 bzw. A.20 und A.47 bzw. A.48, darstellen. Die Differenzen der Nachfragefunktionen des Referenzmodells und Alternativmodells I lauten für:

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned} \Delta p_{a^\tau} = p_{a^w} - p_{a^\tau} = & \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \right] \\ & - \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^\tau} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^\tau} \left( p_{b_\tau} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \\ & \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^\tau} \left( p_{co_{2\tau}} - \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right] = 0 \end{aligned} \quad (\text{A.73})$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned} \Delta p_{k_\tau} = p_k - p_{k_\tau} = & \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \right] \\ & - \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_\tau} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \\ & \left. - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( p_{co_{2\tau}} - \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right] = 0. \end{aligned} \quad (\text{A.74})$$

Die Brüche vor den eckigen Klammern lassen sich kürzen, wodurch die eckigen Klammern wegfallen und sich die Wertgrenzprodukte der jeweiligen Produktionsfaktoren in der Produktion des marktfähigen Gutes aufheben. Werden dann noch die ersten Klammern ausmultipliziert, so ergibt sich für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 &= -p_b \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} + p_{b_\tau} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \quad (A.75) \\
 &\quad + p_{co_{2\tau}} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) = 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 &= -p_b \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} + p_{b_\tau} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \quad (A.76) \\
 &\quad + p_{co_{2\tau}} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) = 0.
 \end{aligned}$$

Nun heben sich die Wertgrenzprodukte von Kapital und ökonomisch genutzten Boden auf und die Differenz der Nachfrage nach den beiden Produktionsfaktoren lautet für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 \Delta p_{a^w_\tau} &= - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( (p_b - p_{b_\tau}) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \quad (A.77) \\
 &\quad \left. + \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( (p_{co_2} - p_{co_{2\tau}}) + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right] < 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 \Delta p_{k_\tau} &= - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( (p_b - p_{b_\tau}) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) \right. \quad (A.78) \\
 &\quad \left. + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( (p_{co_2} - p_{co_{2\tau}}) + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) \right) \right] < 0.
 \end{aligned}$$



## A.3 Gebündelte Payments for Environmental Services mit Transaktionskosten

a) **Herleitung der Preise und gleichgewichtigen Mengen der Umweltleistungen:** Die Seite der Nachfrager des PES-Programms ist wieder durch eine monopsonistische Struktur gekennzeichnet. Dies führt dazu, dass die Preissetzungsmacht bei den Nutznießern liegt, welche die Maximierung ihres Nettonutzen verfolgen. Das Optimierungsproblem lautet, unter Beachtung der veränderten Transaktionskostenfunktion, für

- Biodiversität:

$$\max_t! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_b(b_t)b_t - \alpha_b v \tau(b_t, co_{2t})b_t \quad (\text{A.79})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\max_t! NU_t = U(b_t, co_{2t}, y_t) - p_{co_2}(co_{2t})co_{2t} - \alpha_{co_2}(1-v)\tau(b_t, co_{2t})co_{2t}. \quad (\text{A.80})$$

Die ersten Ableitungen lauten für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial NU_t}{\partial b_t} = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t - p_b(b_t) - \alpha_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t - \tau(b_t, co_{2t}) \right) = 0 \quad (\text{A.81})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\begin{aligned} \frac{\partial NU_t}{\partial co_{2t}} &= \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} - p_{co_2}(co_{2t}) \\ &- \alpha_{co_2}(1-v) \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} - \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) = 0. \end{aligned} \quad (\text{A.82})$$

Aus diesen erhält man dann den jeweiligen Preis für

- Biodiversität:

$$p_{b_g}(b_t) = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t - v\alpha_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \quad (\text{A.83})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$p_{co_{2g}}(co_{2t}) = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} - (1-v)\alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right). \quad (\text{A.84})$$

Zur Herleitung des gleichgewichtigen Schutzniveaus von Biodiversität und der gleichgewichtigen Menge des gespeicherten Kohlenstoffdioxids ist die Bestimmung der Angebotsfunktion der Leistungserbringer notwendig. Ziel der Leistungserbringer ist die Maximierung ihres Gewinns bzw. Einkommens. Dieser setzt sich zusammen aus den Einnahmen der verschiedenen Güter und Leistungen abzüglich der für ihre Produktion benötigten Kosten. Das Optimierungsproblem der Leistungserbringer lautet somit:

$$\begin{aligned} \text{max.}! \pi_t = & p_y y_t + p_{b_g} b_t + p_{co_{2g}} co_{2t} - C(y_t) - C(b_t, co_{2t}) \\ & - \beta_b v \tau(b_t, co_{2t}) - \beta_{co_2} (1-v) \tau(b_t, co_{2t}). \end{aligned} \quad (\text{A.85})$$

Die ersten Ableitungen bzgl. der beiden Ökosystemleistungen lauten für

- Biodiversität:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial b_t} = p_{b_g} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} v \beta_b b_t - \tau(b_t, co_{2t}) v \beta_b = 0 \quad (\text{A.86})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\frac{\partial \pi_t}{\partial co_{2t}} = p_{co_{2g}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} (1-v) \beta_{co_2} co_{2t} - \tau(b_t, co_{2t}) (1-v) \beta_{co_2} = 0. \quad (\text{A.87})$$

Da die Seite der Leistungserbringer durch eine polypolitische Struktur gekennzeichnet ist, welche keinen Einfluss auf den Preis der Ökosystemleistungen haben,

weiten sie das Schutzniveau für Biodiversität und die Menge an gespeichertem Kohlenstoffdioxid soweit aus, bis der Preis ihren Grenzkosten entspricht. Es gilt also für

- Biodiversität:

$$p_{b_g} = \frac{\partial C}{\partial b_t} + \beta_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \quad (\text{A.88})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$p_{co_{2_g}} = \frac{\partial C}{\partial co_{2_t}} + \beta_{co_2} (1 - v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} co_{2_t} + \tau(b_t, co_{2_t}) \right). \quad (\text{A.89})$$

Wird Gleichung A.88 mit Gleichung A.83 und Gleichung A.89 mit Gleichung A.84 gleichgesetzt so gilt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t - v \alpha_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \\ = \frac{\partial C}{\partial b_t} + \beta_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \end{aligned} \quad (\text{A.90})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial co_{2_t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2_t}} co_{2_t} - (1 - v) \alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} co_{2_t} + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \\ = \frac{\partial C}{\partial co_{2_t}} + \beta_{co_2} (1 - v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} co_{2_t} + \tau(b_t, co_{2_t}) \right). \end{aligned} \quad (\text{A.91})$$

Daraus ergibt sich, nachdem die Terme mit  $b_t$  bzw.  $co_{2_t}$  auf die linke Seite gebracht wurden, für

- Biodiversität:

$$-\frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t - v \alpha_b \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t - v \beta_b \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t = \frac{\partial C}{\partial b_t} - \frac{\partial U}{\partial b_t} + v \beta_b \tau(b_t, co_{2_t}) \quad (\text{A.92})$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$\begin{aligned} -\frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} - (1-v)\alpha_{co_2} \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} - (1-v)\beta_{co_2} \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} & \quad (A.93) \\ = \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} + (1-v)\beta_{co_2} \tau(b_t, co_{2t}). \end{aligned}$$

Durch ausklammern von  $b_t$  bzw.  $co_{2t}$  und unter Beachtung das  $\alpha_b + \beta_b = 1$  bzw.  $\alpha_{co_2} + \beta_{co_2} = 1$  erhält man für

- Biodiversität:

$$b_t \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - v\tau(b_t, co_{2t}) \quad (A.94)$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$co_{2t} \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - (1-v)\tau(b_t, co_{2t}). \quad (A.95)$$

Hieraus ergeben sich das gleichgewichtige Schutzniveau biologischer Vielfalt und die gleichgewichtige Menge des gespeicherten Kohlenstoffdioxids von Payments for Environmental Services bei einer monopsonistischen Struktur der Nutznießerseite. Es gilt somit für

- Biodiversität:

$$b_{t_g} = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - v\tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_b / \partial b_t + v\partial \tau / \partial b_t} \quad (A.96)$$

- und Speicherung von CO<sub>2</sub>:

$$co_{2t_g} = \frac{\partial U / \partial co_{2t} - \partial C / \partial co_{2t} - (1-v)\tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t} + (1-v)\partial \tau / \partial co_{2t}}. \quad (A.97)$$

**b) Herleitung der Nachfragefunktionen der Produktionsfaktoren:** Die Herleitung der Nachfrage für die Produktionsfaktoren erfolgt erneut aus dem Gewinnmaximierungskalkül der Leistungserbringer. Dieses stellt sich nun jedoch wie

folgt dar:

$$\begin{aligned}
 \text{max.}! \pi_{it} &= p_y y_t + p_{b_g} b_t + p_{co_2_g} co_2 - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))(p_k k_t + p_{a^w} a_t^w) & (A.98) \\
 &- \beta_b v \tau(b_t, co_{2_t}) b_t - \beta_{co_2} (1 - v) \tau(b_t, co_{2_t}) co_{2_t} \\
 \text{u. d. NB. : } & y_t = y(a_t^w, k_t), \\
 \left. \begin{array}{l} b_t \\ co_{2_t} \end{array} \right\} &= f(b_{t-1}, a_t^{nat}, k_t), \text{ wobei } a^{nat} = a_t - a_t^w, \\
 b_t - b_0 &\geq 0, \text{ dann } p_b > 0, \text{ sonst } p_b = 0 \text{ und} \\
 co_{2_t} - co_{2_0} &\geq 0, \text{ dann } p_{co_2} > 0, \text{ sonst } p_{co_2} = 0.
 \end{aligned}$$

Durch die Ableitung der Gewinnfunktion nach den jeweiligen Produktionsfaktoren, unter Beachtung der Produktionsfunktionen der beiden Leistungen, kann die gewinnoptimale Nachfrage der Produktionsfaktoren bestimmt werden. Die ersten Ableitungen lauten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial \pi_t}{\partial a_t^w} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_{b_g} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} + p_{co_2_g} \frac{\partial co_{2_t}}{\partial a_t^w} - (1 - (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_{a^w} & (A.99) \\
 &+ \beta_b v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} b_t + \beta_b v \tau(b_t, co_{2_t}) \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \\
 &+ \beta_{co_2} (1 - v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} \frac{\partial co_{2_t}}{\partial a_t^w} co_{2_t} + \beta_{co_2} (1 - v) \tau(b_t, co_{2_t}) \frac{\partial co_{2_t}}{\partial a_t^w} = 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial \pi_t}{\partial k_t} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_{b_g} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} + p_{co_2_g} \frac{\partial co_{2_t}}{\partial k_t} - (1 - (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_k & (A.100) \\
 &+ \beta_b v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} b_t + \beta_b v \tau(b_t, co_{2_t}) \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \\
 &+ \beta_{co_2} (1 - v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} \frac{\partial co_{2_t}}{\partial k_t} co_{2_t} + \beta_{co_2} (1 - v) \tau(b_t, co_{2_t}) \frac{\partial co_{2_t}}{\partial k_t} = 0.
 \end{aligned}$$

Durch ausklammern des Anteils der Transaktionskosten, die von den Leistungserbringern zu tragen sind, und der Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren in den ökologischen Produktionsprozessen erhält man für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial a_t^w} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_{b_g} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2g} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_a^w & (A.101) \\ + \beta_b v \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) &+ \beta_{co_2} (1 - v) \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) = 0 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial k_t} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_{b_g} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2g} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} - (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_k & (A.102) \\ + \beta_b v \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) &+ \beta_{co_2} (1 - v) \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) = 0. \end{aligned}$$

Durch erneutes ausklammern der Grenzproduktivitäten Produktionsfaktoren in den ökologischen Produktionsprozessen erhält man für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial a_t^w} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( p_{b_g} - \beta_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) & (A.103) \\ - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( p_{co_2g} - \beta_{co_2} (1 - v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) &- (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_a^w = 0 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_t}{\partial k_t} &= p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_g} - \beta_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) & (A.104) \\ - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( p_{co_2g} - \beta_{co_2} (1 - v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) &- (1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2})) p_k = 0. \end{aligned}$$

Durch die Umstellung dieses Terms nach den Faktorpreisen erhält man die Nachfrage der Produktionsfaktoren. Diese lautet für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$p_{a^w_g} = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( p_{b_g} - \beta_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2_t}}{\partial a_t^w} \left( p_{co_{2_g}} - \beta_{co_2} (1 - v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} co_{2_t} + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \right) \right] \quad (A.105)$$

- und Kapital:

$$p_{k_g} = \frac{1}{(1 + (\gamma_b + \gamma_{co_2}))} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_g} - \beta_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial co_{2_t}}{\partial k_t} \left( p_{co_{2_g}} - \beta_{co_2} (1 - v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2_t}} co_{2_t} + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) \right) \right]. \quad (A.106)$$

**c) Veränderungen gegenüber dem Referenzmodell:** Die Veränderungen, welche sich bei der Bündelung von den PES-Programmen im Vergleich zum Referenzmodell ergeben, werden anhand der Differenzen zwischen den Ergebnissen der beiden Modelle dargestellt.

Die Herleitung der Differenzen sollen im Folgenden dargestellt werden.

### Veränderungen auf den Umweltmärkten:

Die Änderung des Monopsonpreises durch die Einbeziehung der Transaktionskosten ergibt sich aus der Differenz des Preises aus dem Referenzmodell und dem Preis des Alternativmodells II. Diese lauten für

- Biodiversität:

$$\Delta p_{b_g}(b_t) = p_b(b_t) - p_{b_g}(b_t) = \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t \quad (A.107) \\ - \frac{\partial U}{\partial b_t} + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} b_t + \alpha_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2_t}) \right) = 0$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta p_{co_2g}(co_{2t}) &= p_{co_2}(co_{2t}) - p_{co_2g}(co_{2t}) = \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} \quad (\text{A.108}) \\ -\frac{\partial U}{\partial co_{2t}} + \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \alpha_{co_2}(1-v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) &= 0. \end{aligned}$$

Die gesellschaftlichen Grenznutzen für die jeweilige Ökosystemleistung und die Grenzzahlungen heben sich auf und es bleiben die Grenztransaktionskosten, welche von den Nutznießern zu tragen sind, übrig. Für die Differenzen gilt somit für

- Biodiversität:

$$\Delta p_{b_g}(b_t) = p_b(b_t) - p_{b_g}(b_t) = \alpha_b v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) > 0 \quad (\text{A.109})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta p_{co_2g}(co_{2t}) &= p_{co_2}(co_{2t}) - p_{co_2g}(co_{2t}) \quad (\text{A.110}) \\ &= \alpha_{co_2}(1-v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) > 0. \end{aligned}$$

Somit ist die Differenz aus den Preisen der jeweiligen Ökosystemleistungen positiv, d. h. der Preis des Referenzmodells ist größer als der des Alternativmodells I. Aufgrund der Transaktionskosten werden die Nutznießer den Preis bei einem konstanten Budget senken.

Dies hat wiederum Auswirkungen auf die an den Märkten gehandelte Menge von Biodiversität und gespeichertem Kohlenstoffdioxid. Die Differenzen werden wieder zwischen den beiden Modellen gebildet und lauten für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta b_{t_g} &= b_t - b_{t_g} = \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t}{\partial p_b / \partial b_t} \quad (\text{A.111}) \\ - \left( \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - v \tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_b / \partial b_t + v \partial \tau / \partial b_t} \right) &= 0 \end{aligned}$$



- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta co_{2t_g} &= co_{2t} - co_{2t_g} = \frac{\partial U / \partial co_{2t} - \partial C / \partial co_{2t}}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t}} \quad (A.112) \\ &- \left( \frac{\partial U / \partial co_{2t} - \partial C / \partial co_{2t} - (1-v)\tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t} + (1-v)\partial \tau / \partial co_{2t}} \right) = 0. \end{aligned}$$

Werden die beiden Terme um die jeweiligen Nenner erweitert, so erhält man für

- Biodiversität:

$$= \frac{\left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) - \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - v\tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right)}{\left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right)} = 0 \quad (A.113)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} &= \frac{\left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right)}{\left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right)} \quad (A.114) \\ &- \frac{\left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - (1-v)\tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right)}{\left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right)} = 0. \end{aligned}$$

Die Nenner lassen sich nun durch Multiplizieren eliminieren und es ergibt sich für

- Biodiversität:

$$= \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) - \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - v\tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right) = 0 \quad (A.115)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} &= \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) \quad (A.116) \\ &- \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - (1-v)\tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right) = 0. \end{aligned}$$

Daraus erhält man durch ausmultiplizieren für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \frac{\partial U}{\partial b_t} + v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \frac{\partial U}{\partial b_t} - \partial p_b \partial b_t \frac{\partial C}{\partial b_t} \\
 &+ v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \frac{\partial C}{\partial b_t} - \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - v \tau(b_t, co_{2t}) \frac{\partial p_b}{\partial b_t} = 0
 \end{aligned} \tag{A.117}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} + (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \partial p_{co_2} \partial co_{2t} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \\
 &+ (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v) \tau(b_t, co_{2t}) \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} = 0.
 \end{aligned} \tag{A.118}$$

Daraus ergibt sich dann die endgültige Differenz der beiden gehandelten Mengen. Diese lautet für

- Biodiversität:

$$\Delta b_{t_g} = b_t - b_{t_g} = v \left[ \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) + v \tau \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \right] > 0 \tag{A.119}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 \Delta co_{2t_g} &= co_{2t} - co_{2t_g} = \\
 (1-v) \left[ \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) + (1-v) \tau \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \right] &> 0.
 \end{aligned} \tag{A.120}$$

### Nachfrageüberschuss

Um den Nachfrageüberschuss zu ermitteln ist es notwendig, die angebotene Menge  $b_{t_g}$  bzw.  $co_{2t_g}$  der Ökosystemleistungen und die tatsächlich nachgefragte Menge  $b_{t_3}$  bzw.  $co_{2t_3}$  zu kennen. Die Angebotsmenge ist durch die Gleichungen A.96 und A.97 dargestellt. Die nachgefragten Mengen erhält man, indem die Gleichungen A.81 und A.82 nach  $b_t$  bzw.  $co_{2t}$  aufgelöst werden. Die Differenzen von nachgefragter und angebotener Menge lauten für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta b_t &= b_{t_3} - b_{t_2} & (A.121) \\ &= \frac{\partial U / \partial b_t - p_{b_t} - \alpha_b v \tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_b / \partial b_t + \alpha_b v \partial \tau / \partial b_t} - \frac{\partial U / \partial b_t - \partial C / \partial b_t - v \tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_b / \partial b_t + v \partial \tau / \partial b_t} = 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta co_{2t} &= co_{2t_3} - co_{2t_2} & (A.122) \\ &= \frac{\partial U / \partial co_{2t} - p_{co_{2t}} - \alpha_{co_2} (1 - v) \tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t} + \alpha_{co_2} (1 - v) \partial \tau / \partial co_{2t}} \\ &\quad - \frac{\partial U / \partial co_{2t} - \partial C / \partial co_{2t} - (1 - v) \tau(b_t, co_{2t})}{\partial p_{co_2} / \partial co_{2t} + \partial (1 - v) \tau / \partial co_{2t}} = 0. \end{aligned}$$

Werden die jeweiligen Nenner erweitert und wird dann durch den erweiterten Nenner dividiert, so ergibt sich für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} &= \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - p_{b_t} - \alpha_b v \tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) & (A.123) \\ &\quad - \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} - v \tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) = 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} &= \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - p_{co_{2t}} - \alpha_{co_2} (1 - v) \tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) & (A.124) \\ &\quad - \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} - (1 - v) \tau(b_t, co_{2t}) \right) \left( \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \alpha_{co_2} \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) = 0. \end{aligned}$$

Durch ausmultiplizieren der Klammern folgt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + v \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} - p_{b_g} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - v p_{b_g} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} + \alpha_b v \tau \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - \alpha_b v^2 \tau \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \quad (\text{A.125}) \\
 &- \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} - \alpha_b v \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} + \frac{\partial C}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha v \frac{\partial C}{\partial b_t} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} + v \tau \frac{\partial p_b}{\partial b_t} + \alpha_b v^2 \tau \frac{\partial \tau}{\partial b_t} = 0
 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}} + (1-v) \frac{\partial U}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} - p_{c_{o_2_g}} \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}} - (1-v) p_{c_{o_2_g}} \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} \quad (\text{A.126}) \\
 &+ \alpha_{c_{o_2}} (1-v) \tau \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}} - \alpha_{c_{o_2}} (1-v)^2 \tau \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} - \frac{\partial U}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}} - \alpha_{c_{o_2}} (1-v) \frac{\partial U}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} \\
 &+ \frac{\partial C}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}} + \alpha_{c_{o_2}} (1-v) \frac{\partial C}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} + (1-v) \tau \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}} + \alpha_{c_{o_2}} (1-v)^2 \tau \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} = 0.
 \end{aligned}$$

Durch Kürzen von  $\frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial p_b}{\partial b_t}$  und  $\alpha_b v \tau \frac{\partial \tau}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial U}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}}$  und  $\alpha_{c_{o_2}} (1-v) \tau \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}}$  sowie Ausklammern einiger Terme ergibt sich für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} v (1 - \alpha_b) - \frac{\partial p_{b_g}}{\partial b_t} \left( p_{b_g} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \quad (\text{A.127}) \\
 &- v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \left( p_{b_g} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) + \tau \frac{\partial p_b}{\partial b_t} v (1 - \alpha_b) = 0
 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial U}{\partial c_{o_2_t}} \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} (1-v)(1-\alpha_{c_{o_2}}) - \frac{\partial p_{c_{o_2_g}}}{\partial c_{o_2_t}} \left( p_{c_{o_2_g}} - \frac{\partial C}{\partial c_{o_2_t}} \right) \quad (\text{A.128}) \\
 &- (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}} \left( p_{c_{o_2_g}} - \alpha_{c_{o_2}} \frac{\partial C}{\partial c_{o_2_t}} \right) + \tau \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}} (1-v)(1-\alpha_{c_{o_2}}) = 0.
 \end{aligned}$$

Durch Ausklammern von  $\frac{\partial \tau}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2_t}}$  und  $\frac{\partial p_b}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2_t}}$  sowie der Beachtung, dass  $\beta = 1 - \alpha$  bzw.  $\alpha = 1 - \beta$ , ergibt sich ein Nachfrageüberschuss bei monopsonistischer Preissetzung für

- Biodiversität:

$$= v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \left[ \frac{\partial U}{\partial b_t} \beta_b - \left( p_{b_g} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \left[ v \tau \beta_b - \left( p_{b_g} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] > 0 \quad (\text{A.129})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$= (1 - v) \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2t}} \left[ \frac{\partial U}{\partial c_{o_2t}} \beta_{c_{o_2}} - \left( p_{c_{o_2g}} - \alpha_{c_{o_2}} \frac{\partial C}{\partial c_{o_2t}} \right) \right] \quad (\text{A.130})$$

$$+ \frac{\partial p_{c_{o_2}}}{\partial c_{o_2t}} \left[ (1 - v) \tau \beta_{c_{o_2}} - \left( p_{c_{o_2g}} - \frac{\partial C}{\partial c_{o_2t}} \right) \right] > 0.$$

### Veränderungen bei der Nachfrage der Produktionsfaktoren:

Die Veränderungen bei der Nachfrage der Produktionsfaktoren, und damit der Produktionsweise im Vergleich zum Referenzmodell, lassen sich durch die Differenzen der jeweiligen Nachfragefunktionen, Gleichungen A.19 bzw. A.20 und A.105 bzw. A.106, darstellen. Die Differenzen lauten für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\Delta p_{a^w_g} = p_{a^w} - p_{a^w_g} = \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{c_{o_2}})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{c_{o_2}} \frac{\partial c_{o_2t}}{\partial a_t^w} \right] \quad (\text{A.131})$$

$$- \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{c_{o_2}})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( p_{b_g} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, c_{o_2t}) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial c_{o_2t}}{\partial a_t^w} \left( p_{c_{o_2g}} - \beta_{c_{o_2}} \left( \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2t}} c_{o_2t} + \tau(b_t, c_{o_2t}) \right) \right) \right] = 0$$

- und Kapital:

$$\Delta p_{k_g} = p_k - p_{k_g} = \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{c_{o_2}})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - p_b \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{c_{o_2}} \frac{\partial c_{o_2t}}{\partial k_t} \right] \quad (\text{A.132})$$

$$- \frac{1}{1 + (\gamma_b + \gamma_{c_{o_2}})} \left[ p_y \frac{\partial y_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( p_{b_g} - \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, c_{o_2t}) \right) \right) \right. \\ \left. - \frac{\partial c_{o_2t}}{\partial k_t} \left( p_{c_{o_2g}} - \beta_{c_{o_2}} \left( \frac{\partial \tau}{\partial c_{o_2t}} c_{o_2t} + \tau(b_t, c_{o_2t}) \right) \right) \right] = 0.$$

Die Brüche vor den eckigen Klammern lassen sich kürzen, wodurch die eckigen Klammern wegfallen und sich die Wertgrenzprodukte der jeweiligen Produktionsfaktoren in der Produktion des marktfähigen Gutes aufheben. Werden dann noch die ersten Klammern ausmultipliziert, so ergibt sich für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 &= -p_b \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} + p_{b_g} \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \quad (A.133) \\
 &\quad + p_{co_{2g}} \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} - \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) = 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 &= -p_b \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - p_{co_2} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} + p_{b_g} \frac{\partial b_t}{\partial k_t} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \quad (A.134) \\
 &\quad + p_{co_{2g}} \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) = 0.
 \end{aligned}$$

Nun heben sich die Wertgrenzprodukte von Kapital und ökonomisch genutzten Boden auf und die Differenz der Nachfrage nach den beiden Produktionsfaktoren lautet für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 \Delta p_{a^w_g} &= - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( (p_b - p_{b_g}) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right. \quad (A.135) \\
 &\quad \left. + \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \left( (p_{co_2} - p_{co_{2g}}) + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right] < 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 \Delta p_{k_g} &= - \left[ \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( (p_b - p_{b_g}) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right. \quad (A.136) \\
 &\quad \left. + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \left( (p_{co_2} - p_{co_{2g}}) + \beta_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \right) \right] < 0.
 \end{aligned}$$

**d) Vergleich der Differenzen der Alternativmodelle mit dem Referenzmodell:** Um die Wirkungen der Bündelung von PES-Programmen abzuschätzen, werden die jeweiligen Differenzen der beiden Alternativmodelle und dem Referenzmodell miteinander verglichen.

### Veränderungen auf den Umweltmärkten

Bei den Differenzen der Monopsonpreise ergibt sich für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_b &= \Delta p_{b_\tau} - \Delta p_{b_g} = & (A.137) \\ \alpha_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) - v \alpha_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) &= 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_{co_2} &= \Delta p_{co_{2\tau}} - \Delta p_{co_{2g}} = & (A.138) \\ \alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) - (1 - v) \alpha_{co_2} \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) &= 0. \end{aligned}$$

Da sich  $\alpha_b$  bzw.  $\alpha_{co_2}$  kürzen lassen, lauten die zweiten Differenzen der Monopsonpreise für

- Biodiversität:

$$\Delta^2 p_b = \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) - v \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \leq 0 \quad (A.139)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\Delta^2 p_{co_2} = \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \right) - (1 - v) \left( \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} co_{2t} + \tau(b_t, co_{2t}) \right) \leq 0. \quad (A.140)$$

Die konkrete Wirkung der Bündelung von PES-Programmen ist somit von der Entwicklung der Transaktionskosten nach dem Zusammenschluss der Programme abhängig.

Neben der Entwicklung des Preises für die jeweilige Ökosystemleistung ist auch die Änderung der gleichgewichtigen Menge von Interesse. Hierfür werden die zweiten Differenzen der gleichgewichtigen Menge von Biodiversität und der Speicherung von Kohlenstoffdioxid gebildet. Es gilt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta^2 b^* &= \Delta b_\tau^* - \Delta b_g^* = \left( \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} + \tau_b(b_t) \frac{\partial p}{\partial b_t} \right) \\ &\quad - v \left( \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \frac{\partial \tau}{\partial b_t} + \tau(b_t, co_{2t}) \frac{\partial p}{\partial b_t} \right) = 0 \end{aligned} \quad (\text{A.141})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta^2 b^* &= \Delta co_{2\tau}^* - \Delta co_{2g}^* = \left( \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \frac{\partial p}{\partial co_{2t}} \right) \\ &\quad - (1-v) \left( \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} + \tau(b_t, co_{2t}) \frac{\partial p}{\partial co_{2t}} \right) = 0. \end{aligned} \quad (\text{A.142})$$

Durch vollständiges ausmultiplizieren der Klammern dieses Terms folgt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} &= \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} + \tau_b(b_t) \frac{\partial p}{\partial b_t} - v \frac{\partial U}{\partial b_t} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \\ &\quad - v \frac{\partial C}{\partial b_t} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} + v \tau(b_t, co_{2t}) \frac{\partial p}{\partial b_t} = 0 \end{aligned} \quad (\text{A.143})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} &= \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} + \tau_{co_2}(co_{2t}) \frac{\partial p}{\partial co_{2t}} - (1-v) \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \\ &\quad - (1-v) \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} + (1-v) \tau(b_t, co_{2t}) \frac{\partial p}{\partial co_{2t}} = 0. \end{aligned} \quad (\text{A.144})$$



Wird nun  $\frac{\partial p}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial p}{\partial co_{2t}}$  und der Grenznutzen  $\frac{\partial U}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial U}{\partial co_{2t}}$  sowie die Grenzkosten  $\frac{\partial U}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial U}{\partial co_{2t}}$  ausgeklammert, so ergeben sich die zweiten Differenzen für die gleichgewichtige Mengen der beiden Ökosystemleistungen. Es gilt für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta^2 b^* &= \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) \left( \frac{\partial U}{\partial b_t} - v \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \\ &+ \frac{\partial p}{\partial b_t} (\tau_b(b_t) - v\tau(b_t, co_{2t})) \leq 0 \end{aligned} \quad (\text{A.145})$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta^2 co_2^* &= \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) \left( \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} - (1-v) \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \\ &+ \frac{\partial p}{\partial co_{2t}} (\tau_{co_2}(co_{2t}) - (1-v)\tau(b_t, co_{2t})) \leq 0. \end{aligned} \quad (\text{A.146})$$

Wie schon bei den Preisen für die beiden Ökosystemleistungen ist für die Wirkungen bzgl. der gleichgewichtigen Menge die Entwicklung der Transaktionskosten nach der Bündelung beider PES-Programme entscheidend.

### Nachfrageüberschuss

Es wurde aufgezeigt, dass es auch in einer Situation mit gebündelten Payments for Environmental Services zu einem Nachfrageüberschuss bei monopsonistischer Preisbildung kommt. Daher sollen die Auswirkungen der Bündelung auf die Entwicklung des Nachfrageüberschusses betrachtet werden. Dazu werden die Differenzen aus dem Nachfrageüberschuss für die jeweilige Ökosystemleistung aus dem Alternativmodell I und II gebildet. Diese lautet für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} \Delta^2 b &= \Delta b_\tau - \Delta b_g = & (A.147) \\ & \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \left[ \frac{\partial U}{\partial b_t} \beta_b - \left( p_{b_\tau} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \left[ \tau_b(b_t) \beta_b - \left( p_{b_\tau} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] \\ & - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \left[ \frac{\partial U}{\partial b_t} \beta_b - \left( p_{b_g} - \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \left[ v \beta_b \tau(b_t, co_{2t}) - \left( p_{b_g} - \frac{\partial C}{\partial b_t} \right) \right] = 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned} \Delta^2 co_2 &= \Delta co_{2\tau} - \Delta co_{2g} = & (A.148) \\ & \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left[ \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \beta_{co_2} - \left( p_{co_{2\tau}} - \alpha_{co_2} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] + \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left[ \tau_{co_2}(co_{2t}) \beta_{co_2} \right. \\ & \left. - \left( p_{co_{2\tau}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \left[ \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} \beta_{co_2} - \left( p_{co_{2g}} - \alpha_{co_2} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] \\ & - \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} \left[ (1-v) \beta_{co_2} \tau(b_t, co_{2t}) - \left( p_{co_{2g}} - \frac{\partial C}{\partial co_{2t}} \right) \right] = 0. \end{aligned}$$

Durch auflösen der Klammerterme ergibt sich für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned} &= \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \frac{\partial U}{\partial b_t} \beta_b - \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} p_{b_\tau} + \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \tau_b \beta_b - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} p_{b_\tau} & (A.149) \\ &+ \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \frac{\partial C}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \frac{\partial U}{\partial b_t} v \beta_b + \frac{\partial \tau}{\partial b_t} v p_{b_g} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \frac{\partial C}{\partial b_t} v \alpha_b \\ &- \frac{\partial p_b}{\partial b_t} v \beta_b \tau(b_t, co_{2t}) + \frac{\partial p_b}{\partial b_t} p_{b_g} - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} \frac{\partial C}{\partial b_t} = 0 \end{aligned}$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial \tau_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} \frac{\partial U}{\partial \text{CO}_{2t}} \beta_{\text{CO}_2} - \frac{\partial \tau_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} p_{\text{CO}_{2\tau}} + \frac{\partial \tau_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} \alpha_{\text{CO}_2} \frac{\partial C}{\partial \text{CO}_{2t}} + \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} \tau_{\text{CO}_2}(\text{CO}_{2t}) \beta_{\text{CO}_2} \\
 &\quad (A.150) \\
 &- \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} p_{\text{CO}_{2\tau}} + \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} \frac{\partial C}{\partial \text{CO}_{2t}} - \frac{\partial \tau}{\partial \text{CO}_{2t}} \frac{\partial U}{\partial \text{CO}_{2t}} (1-v) \beta_{\text{CO}_2} + \frac{\partial \tau}{\partial \text{CO}_{2t}} (1-v) p_{\text{CO}_{2g}} \\
 &\quad - \frac{\partial \tau}{\partial \text{CO}_{2t}} \frac{\partial C}{\partial \text{CO}_{2t}} (1-v) \alpha_{\text{CO}_2} - \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} (1-v) \beta_{\text{CO}_2} \tau(b_t, \text{CO}_{2t}) \\
 &\quad + \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} p_{\text{CO}_{2g}} - \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} \frac{\partial C}{\partial \text{CO}_{2t}} = 0.
 \end{aligned}$$

Da sich  $\frac{\partial p_b}{\partial b_t} \frac{\partial C}{\partial b_t}$  bzw.  $\frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} \frac{\partial C}{\partial \text{CO}_{2t}}$  aufheben und durch das Zusammenfassen einiger Terme erhält man für

- Biodiversität:

$$\begin{aligned}
 &= \beta_b \frac{\partial U}{\partial b_t} \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) + \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t} \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) \\
 &\quad + \beta_b \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (\tau_b(b_t) - v \tau(b_t, \text{CO}_{2t})) - \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (p_{b\tau} - p_{b_g}) - \left( p_{b\tau} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v p_{b_g} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) = 0
 \end{aligned} \quad (A.151)$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\begin{aligned}
 &= \beta_{\text{CO}_2} \frac{\partial U}{\partial \text{CO}_{2t}} \left( \frac{\partial \tau_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial \text{CO}_{2t}} \right) + \alpha_{\text{CO}_2} \frac{\partial C}{\partial \text{CO}_{2t}} \left( \frac{\partial \tau_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial \text{CO}_{2t}} \right) \\
 &\quad (A.152) \\
 &\quad + \beta_{\text{CO}_2} \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} (\tau_{\text{CO}_2}(\text{CO}_{2t}) - (1-v) \tau(b_t, \text{CO}_{2t})) - \frac{\partial p_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} (p_{\text{CO}_{2\tau}} - p_{\text{CO}_{2g}}) \\
 &\quad - \left( p_{\text{CO}_{2\tau}} \frac{\partial \tau_{\text{CO}_2}}{\partial \text{CO}_{2t}} - (1-v) p_{\text{CO}_{2g}} \frac{\partial \tau}{\partial \text{CO}_{2t}} \right) = 0.
 \end{aligned}$$

Wird  $\left(\frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t}\right)$  bzw.  $\left(\frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}}\right)$  ausgeklammert, lautet die Differenz zwischen den beiden Alternativmodellen für den Nachfrageüberschuss für

- Biodiversität:

$$\Delta^2 b_t = \left(\beta_b \frac{\partial U}{\partial b_t} + \alpha_b \frac{\partial C}{\partial b_t}\right) \left(\frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v \frac{\partial \tau}{\partial b_t}\right) + \beta_b \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (\tau_b(b_t) - v \tau(b_t, co_{2t})) \quad (\text{A.153})$$

$$- \frac{\partial p_b}{\partial b_t} (p_{b_\tau} - p_{b_g}) - \left(p_{b_\tau} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - v p_{b_g} \frac{\partial \tau}{\partial b_t}\right) \leq 0$$

- und CO<sub>2</sub>-Speicherung:

$$\Delta^2 co_t = \left(\beta_{co_2} \frac{\partial U}{\partial co_{2t}} + \alpha_{co_2} \frac{\partial C}{\partial co_{2t}}\right) \left(\frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v) \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}}\right) \quad (\text{A.154})$$

$$+ \beta_{co_2} \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} (\tau_{co_2}(co_{2t}) - (1-v) \tau(b_t, co_{2t}))$$

$$- \frac{\partial p_{co_2}}{\partial co_{2t}} (p_{co_{2\tau}} - p_{co_{2g}}) - \left(p_{co_{2\tau}} \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - (1-v) p_{co_{2g}} \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}}\right) \leq 0.$$

Die Tatsache, dass die Bündelung beider PES-Programme zu einem geringeren Nachfrageüberschuss bei monopsonistischer Preisbildung, führt ist von der Entwicklung der Transaktionskosten abhängig. Sind diese in einer Situation mit separaten PES-Programmen größer als in einer Situation mit gebündelten PES-Programmen, so verringert sich dieser. Im umgekehrten Fall wird es zu einer Ausweitung des Nachfrageüberschusses kommen.

**Veränderungen bei der Nachfrage der Produktionsfaktoren:**

Durch die Bildung der Differenz aus den Gleichungen A.77 und A.135 bzw. A.78 und A.136 lassen sich die Wirkungen der Bündelung beider PES-Programme bei der Produktionsweise für das marktfähige Gut aufzeigen. Es gilt für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_{a_g^w} = \Delta p_{a_\tau^w} - \Delta p_{a_g^w} = & \quad (A.155) \\ & - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( (p_b^* - p_{b_\tau}^*) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) - \frac{\partial c o_{2_t}}{\partial a_t^w} \left( (p_b^* - p_{b_g}^*) \right. \\ & + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_{c o_{2_t}}}{\partial c o_{2_t}} c o_{2_t} + \tau_{c o_{2_t}}(c o_{2_t}) \right) \left. \right) + \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \left( (p_b^+ - p_{b_g}^*) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, c o_{2_t}) \right) \right) \\ & + \frac{\partial c o_{2_t}}{\partial a_t^w} \left( (p_{c o_{2_t}}^* - p_{c o_{2_g}}^*) + \beta_{c o_{2_t}} \left( \frac{\partial \tau}{\partial c o_{2_t}} c o_{2_t} - \tau(b_t, c o_{2_t}) \right) \right) = 0 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned} \Delta^2 p_{k_g} = \Delta p_{k_\tau} = & \quad (A.156) \\ & - \Delta p_{k_g} - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( (p_b^* - p_{b_\tau}^*) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} b_t + \tau_b(b_t) \right) \right) - \frac{\partial c o_{2_t}}{\partial k_t} \left( (p_b^* - p_{b_g}^*) \right. \\ & + \beta_b \left( \frac{\partial \tau_{c o_{2_t}}}{\partial c o_{2_t}} c o_{2_t} + \tau_{c o_{2_t}}(c o_{2_t}) \right) \left. \right) + \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \left( (p_b^+ - p_{b_g}^*) + \beta_b \left( \frac{\partial \tau}{\partial b_t} b_t + \tau(b_t, c o_{2_t}) \right) \right) \\ & + \frac{\partial c o_{2_t}}{\partial k_t} \left( (p_{c o_{2_t}}^* - p_{c o_{2_g}}^*) + \beta_{c o_{2_t}} \left( \frac{\partial \tau}{\partial c o_{2_t}} c o_{2_t} - \tau(b_t, c o_{2_t}) \right) \right) = 0. \end{aligned}$$

Durch auflösen aller Klammern erhält man für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 &= -\frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} p_b^* + \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} p_{b\tau}^* - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \beta_b b_t - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b \tau_b - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} p_{c o_2}^* \quad (\text{A.157}) \\
 &\quad + \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} p_{c o_{2\tau}}^* - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} \frac{\partial \tau_{c o_2}}{\partial c o_{2t}} \beta_{c o_2} c o_{2t} - \frac{\partial \tau_{c o_2}}{\partial a_t^w} \beta_{c o_2} \tau_{c o_2}(c o_{2t}) \\
 &\quad + \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} p_b^* - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} p_{b_g}^* + \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \beta_b b_t + \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b \tau(b_t, c o_{2t}) \\
 &+ \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} p_{c o_2}^* - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} p_{c o_{2g}}^* + \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} \frac{\partial \tau}{\partial c o_{2t}} \beta_{c o_2} c o_{2t} + \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{c o_2} \tau(b_t, c o_{2t}) = 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 &= -\frac{\partial b_t}{\partial k_t} p_b^* + \frac{\partial b_t}{\partial k_t} p_{b\tau}^* - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} \beta_b b_t - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b \tau_b - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t} p_{c o_2}^* \quad (\text{A.158}) \\
 &\quad + \frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t} p_{c o_{2\tau}}^* - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t} \frac{\partial \tau_{c o_2}}{\partial c o_{2t}} \beta_{c o_2} c o_{2t} - \frac{\partial \tau_{c o_2}}{\partial k_t} \beta_{c o_2} \tau_{c o_2}(c o_{2t}) \\
 &\quad + \frac{\partial b_t}{\partial k_t} p_b^* - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} p_{b_g}^* + \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \beta_b b_t + \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b \tau(b_t, c o_{2t}) \\
 &+ \frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t} p_{c o_2}^* - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t} p_{c o_{2g}}^* + \frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t} \frac{\partial \tau}{\partial c o_{2t}} \beta_{c o_2} c o_{2t} + \frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t} \beta_{c o_2} \tau(b_t, c o_{2t}) = 0.
 \end{aligned}$$

Im folgenden Schritt können die Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren für die Ökosystemprozesse  $\frac{\partial b_t}{\partial a_t^w}$  bzw.  $\frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w}$  und  $\frac{\partial b_t}{\partial k_t}$  bzw.  $\frac{\partial c o_{2t}}{\partial k_t}$ , die Anteile der Transaktionskosten für die Leistungserbringer  $\beta_b$  bzw.  $\beta_{c o_2}$  sowie die Mengen der Ökosystemleistungen  $b_t$  bzw.  $c o_{2t}$  ausgeklammert werden. Es gilt dann für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} (p_{b\tau}^* - p_{b_g}^*) - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b b_t \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) - \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b (\tau_b(b_t) \\
 &\quad - \tau(b_t, c o_{2t})) + \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} (p_{c o_{2\tau}}^* - p_{b_g}^*) - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{c o_2} c o_{2t} \left( \frac{\partial \tau_{c o_2}}{\partial c o_{2t}} - \frac{\partial \tau}{\partial c o_{2t}} \right) \\
 &\quad - \frac{\partial c o_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{c o_2} (\tau_{c o_2}(c o_{2t}) - \tau(b_t, c o_{2t})) = 0
 \end{aligned} \quad (\text{A.159})$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 &= \frac{\partial b_t}{\partial k_t} (p_{b_\tau}^* - p_{b_g}^*) - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b b_t \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) - \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b (\tau_b(b_t)) \quad (\text{A.160}) \\
 &- \tau(b_t, co_{2t}) + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} (p_{co_{2\tau}}^* - p_{co_{2g}}^*) - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \beta_{co_2} co_{2t} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) \\
 &\quad - \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \beta_{co_2} (\tau_{co_2}(co_{2t}) - \tau(b_t, co_{2t})) = 0.
 \end{aligned}$$

Als letzter Schritt lassen sich die Preisdifferenzen beider Alternativmodell  $p_{b_\tau}^* - p_{b_g}^*$  sowie die Grenzproduktivitäten der Produktionsfaktoren gewichtet mit den Anteilen der Leistungserbringer an den Transaktionskosten  $\frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b$  bzw.  $\frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b$  und  $\frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{co_2}$  bzw.  $\frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \beta_{co_2}$  ausklammern. Die Differenzen der Veränderungen der Nachfrage der Produktionsfaktoren gegenüber dem Referenzmodell lauten somit für

- ökonomisch genutzten Boden:

$$\begin{aligned}
 \Delta^2 p_{a^w_g} &= \left( \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \right) (p_{b_\tau}^* - p_{b_g}^*) \quad (\text{A.161}) \\
 &- \frac{\partial b_t}{\partial a_t^w} \beta_b \left[ b_t \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) + (\tau_b(b_t) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \\
 &- \frac{\partial co_{2t}}{\partial a_t^w} \beta_{co_2} \left[ co_{2t} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) + (\tau_{co_2}(co_{2t}) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \leq 0
 \end{aligned}$$

- und Kapital:

$$\begin{aligned}
 \Delta^2 p_{k_g} &= \left( \frac{\partial b_t}{\partial k_t} + \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \right) (p_{b_\tau}^* - p_{b_g}^*) \quad (\text{A.162}) \\
 &- \frac{\partial b_t}{\partial k_t} \beta_b \left[ b_t \left( \frac{\partial \tau_b}{\partial b_t} - \frac{\partial \tau}{\partial b_t} \right) + (\tau_b(b_t) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \\
 &- \frac{\partial co_{2t}}{\partial k_t} \beta_{co_2} \left[ co_{2t} \left( \frac{\partial \tau_{co_2}}{\partial co_{2t}} - \frac{\partial \tau}{\partial co_{2t}} \right) + (\tau_{co_2}(co_{2t}) - \tau(b_t, co_{2t})) \right] \leq 0.
 \end{aligned}$$





# B Datenaufbereitungen

## B.1 Berechnung der fehlenden Werte der Waldkategorien, Karbonspeicher und Waldflächen, die primär für Biodiversität genutzt werden

**Datenquelle:** Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010b), Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010c), Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010d), Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010e), Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f), Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010g) und Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h)

Für 1990, 2000, 2005 und 2010 werden die Werte der einzelnen Waldkategorien in den Länderberichten veröffentlicht. Die fehlenden Werte wurden gemäß dem folgenden Schema aus den Durchschnittsdaten der einzelnen Jahre berechnet:

1991 aus 1990 und 1992  
1992 aus 1990 und 1995  
1993 aus 1992 und 1995  
1994 aus 1992 und 1995  
1995 aus 1990 und 2000  
1996 aus 1995 und 1998  
1997 aus 1995 und 1998

1998 aus 1995 und 2000

1999 aus 1998 und 2000

2001 aus 2000 und 2003

2002 aus 2000 und 2001

2003 aus 2000 und 2005

2004 aus 2003 und 2005

2006 aus 2005 und 2007

2007 aus 2005 und 2010

2008 aus 2007 und 2010

2009 aus 2008 und 2010

## B.2 Transaktionskosten in der Implementierungsphase

Tabelle B.1: Transaktionskostenbestandteile in der Implementierungsphase I

	Costa Rica (in Tausend US\$)					Indonesien (in Mio. US\$)		
	2011	2012	2013	2014	2009	2010	2011	2012
<b>Komponente 1: Organisation und Beratung</b>								
National Readiness	334,21	408,50	257,90	218,74	0,309	0,309	0,309	0,071
Management Arrangements and Stakeholder Consultation	184,21	203,50	202,90	218,74	0,071	0,071	0,071	0,071
	150,00	205,00	55,00	0,00	0,238	0,238	0,238	0,00
<b>Komponente 2: Erarbeitung der REDD-Strategie</b>								
Assessment of Land Use, Forest Policy and Governance	145,00	0,00	0,00	0,00	0,0345	0,0345	0,0345	0,0345
REDD-Strategie Options	620,00	600,00	335,00	235,00	1.000,635	1.000,565	1.000,500	1.000,500
REDD Implementierung	125,00	25,00	0,00	0,00	1,167	0,767	0,367	0,00
Social and Environmental Impacts	100,00	10,00	10,00	35,00	0,238	0,238	0,063	0,063
<b>Komponente 3: Entwicklung des Referenzszenarios</b>	280,00	252,00	110,00	0,00	2,877	2,877	0,399	0,00
<b>Komponente 4: Entwicklung des Monitoringsystems</b>	46,00	132,00	70,00	0,00	3,844	1,744	0,444	0,444
<b>Gesamt</b>	1.650,21	1.427,50	782,90	488,74	1.009,10	1.006,53	1.002,12	1.001,11

Quelle: Government of Costa Rica (2010) und Government of Indonesia (2009).

Tabelle B.2: Transaktionskostenbestandteile in der Implementierungsphase II

	Kambodscha (in Tausend US\$)			Mexiko (in Tausend US\$)			
	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2013
<b>Komponente 1: Organisation und Beratung</b>	390,00	930,00	0,00	275,00	201,00	335,00	0,00
National Readiness							
Management Arrangements	250,00	670,00	370,00	205,00	93,00	93,00	0,00
Stakeholder Consultation and Participation	140,00	260,00	130,00	70,00	108,00	242,00	0,00
<b>Komponente 2: Erarbeitung der REDD-Strategie</b>	855,00	1.985,00	1.180,00	0,00	2.376,00	2.146,00	1.561,00
Assessment of Land Use, Forest Policy and Governance	0,00	30,00	0,00	0,00	1.561,00	1.561,00	1.561,00
REDD-Strategie Options	275,00	735,00	280,00	0,00	415,00	255,00	0,00
REDD Implementierung	530,00	1.195,00	875,00	0,00	225,00	170,00	0,00
Social and Environmental Impacts	50,00	25,00	25,00	0,00	175,00	160,00	0,00
<b>Komponente 3: Entwicklung des Referenzszenarios</b>	75,00	300,00	175,00	0,00	625,00	550,00	0,00
<b>Komponente 4: Entwicklung des Monitoringsystems</b>	335,00	3.760,00	845,00	300,00	8.291,00	8.291,00	6.826,00
<b>Gesamt</b>	1.655,00	6.975,00	2.200,00	575,00	11.493,00	11.322,00	8.387,00

Quelle: Government of Cambodia (2011) und Government of Mexico (2010).

Tabelle B.3: Transaktionskostenbestandteile in der Implementierungsphase III

	Peru (in Tausend US\$)			Vietnam (in Tausend US\$)				
	2010	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013
<b>Komponente 1: Organisation und Beratung</b>								
National Readiness	128,00	1.616,80	0,00	1.441,10	680,90	948,00	0,00	265,00
Management Arrangements	0,00	1.054,20	832,50	543,80	500,00	498,00	198,00	60,00
Stakeholder Consultation and Participation	128,00	562,60	747,60	897,30	180,90	450,00	295,00	205,00
<b>Komponente 2: Erarbeitung der REDD-Strategie</b>								
Assessment of Land Use, Forest Policy and Governance	0,00	241,40	0,00	0,00	0,00	185,00	30,00	20,00
REDD-Strategie Options	0,00	485,90	339,40	0,00	0,00	920,00	510,00	440,00
REDD Implementierung	0,00	527,00	405,50	403,40	0,00	400,00	60,00	0,00
Social and Environmental Impacts	0,00	80,10	43,90	0,00	0,00	130,00	60,00	8,00
<b>Komponente 3: Entwicklung des Referenzszenarios</b>								
	0,00	584,60	1.245,90	556,30	125,00	1.000	0,00	0,00
<b>Komponente 4: Entwicklung des Monitoringsystems</b>								
	301,00	788,40	133,90	0,00	0,00	1.780,00	1.170,00	210,00
<b>Gesamt</b>	429,00	4.324,20	2.168,60	2.400,80	805,90	5.363,00	1.830,00	943,00

Quelle: Government of Peru (2011) und Government of Vietnam (2011).

## B.3 Scoring System

Tabelle B.4: National capacity scoring system for FAO FRA 2005 reports and questionnaires sent to FAO FRA 2010 National Correspondents

Remote Sensing Capacity	
0	No national capacity.
1	Landcover map available, constructed by external consultants or donor.
2	Multiple landcover maps available, used to estimate landcover change, constructed by external consultants or donor.
3	Landcover map available, constructed in-house.
4	Multiple landcover maps available, used to estimate landcover change, constructed in-house.
5	Remote sensing data are also used for supplementary data gathering or to support interventory activities.
6	Advanced remote sensing techniques are also used to monitor forestry.
Forest Inventory Capacity	
0	No forest inventory data available.
1	One inventory carried out by external consultants or donor.
2	Multiple inventories carried out by external consultants or donor.
3	One inventory carried out in-house.
4	Multiple inventories carried out in-house.
Use of IPCC Tier Data to Estimate Carbon Stocks	
0	No carbon stocks data.
1	Tier 1
2	Tier 2
3	Tier 3

---

Quelle: Hardcastle et al. (2008), S. 3.

## B.4 Berechnung der Monitoringkosten

Tabelle B.5: Berechnung der Monitoringkosten nach der Implementierungsphase in US\$

Szenarien	Bemessungsgrößen	Score	weitere Annahmen	Monitoringkosten gesamt je ha
<b>Indonesien</b>	Remote Sensing Capacity	4	175 % der Referenzwaldfläche 50 % der Referenzkosten für jährliches Monitoring	170.408,70 0,002
	Forestry Inventory Capacity	3	200 % der Referenzkosten für Kapazitätsaufbau	102.245,22 0,001
	Use of IPCC to Carbon Stock Estimation Baseline	0	-	714.093,60 0,008
<b>Kambodscha</b>	Remote Sensing Capacity	4	Historisch vorhanden 130 % der Referenzwaldfläche gutes Monitoringsystem	126.589,32 0,002
	Forestry Inventory Capacity	0	aber nicht jährlich 33 % der Referenzkosten für Kapazitätsaufbau	68.163,48 0,001
	Use of IPCC to Carbon Stock Estimation Baseline	0	-	118.474,62 0,11
<b>Vietnam</b>	Remote Sensing Capacity	0	Historisch vorhanden 25 % der Referenzwaldfläche Kosten für jährliches Monitoring	4.344,10 0,002
	Forestry Inventory Capacity	4	100 % vgl. znm Referenzkosten Investitionen von 33 % der Referenzkosten	204.490,44 0,016
	Use of IPCC to Carbon Stock Estimation Baseline	0	-	118.474,62 0,009
		-	Historisch vorhanden	- -

Quelle: vgl. Hardcastle et al. (2008), S. 55-57, 62-66 und 79-81.

Tabelle B.6: Berechnung der Monitoringkosten nach der Implementierungsphase in US\$

Szenarien	Bemessungsgrößen	Score	weitere Annahmen	Monitoringkosten gesamt je ha
<b>Costa Rica</b>	Remote Sensing Capacity	4	5 % der Referenzwaldfläche	4.868,82
	Forestry Inventory Capacity	1	50 % der Referenzkosten für jährliches Monitoring 33 % der Referenzkosten für Kapazitätsaufbau	102.245,22
	Use of IPCC to Carbon Stock Estimation Baseline	1	-	118.474,62
<b>Mexiko</b>	Remote Sensing Capacity	5	130 % der Referenzwaldfläche gutes Monitoringsystem aber nicht jährlich	126.589,32
	Forestry Inventory Capacity	3	Gute Kapazitäten für Monitoring vorhanden	68.163,48
	Use of IPCC to Carbon Stock Estimation Baseline	0	-	154.179,30
<b>Peru</b>	Remote Sensing Capacity	4	140 % der Referenzwaldfläche Kosten für jährliches Monitoring	136.326,96
	Forestry Inventory Capacity	3	100 % vgl. zum Referenzkosten Investitionen von 140 % der Referenzkosten	204.490,44
	Use of IPCC to Carbon Stock Estimation Baseline	0	-	499.865,52
			Modelliert	60.860,25
			Modelliert	0,025
			Modelliert	0,002

Quelle: vgl. Hardcastle et al. (2008), S. 40-42 und 46-51.



## B.5 Schätzergebnisse Karbonspeicher

Zur Berechnung der Szenarien für die Entwicklung des Waldbestandes wurde eine lineare Regression der Wachstumsraten der Karbonspeicher  $\Delta cs$  in Abhängigkeit der Wachstumsrate des Primärwaldes  $\Delta pf$ , der Wachstumsrate des Sekundärwaldes  $\Delta sf$  und der Wachstumsrate des Plantagenwaldes  $\Delta plf$  durchgeführt. Eine Ausnahme bildet Indonesien, hier wurde die Wachstumsrate der Karbonspeicher in Abhängigkeit der Wachstumsrate des gesamten Waldes  $\Delta f$  regressiert. Die Schätzgleichung für die Veränderung des Karbonspeichers lautet somit wie folgt:

$$\Delta co_{2it} = \alpha_{1i} * \Delta pf_i + \alpha_{2i} * \Delta sf_{it} + \alpha_{3i} * \Delta plf_{it} + u_{it}. \quad (B.1)$$

Die Schätzgleichung für Indonesien lautet hingegen:

$$\Delta co_{2it} = \alpha * \Delta f_{it} + u_{it}. \quad (B.2)$$

Die Ergebnisse der Regressionen sind in Tabelle B.7) aufgezeigt.

Tabelle B.7: Lineare Regression Karbonspeicher

Variable	Costa Rica	Mexiko	Peru	Kambodscha	Vietnam	Indonesien
$\Delta pf$	0,174 (0,276)	0,0207*** (9,204)	0,1134*** (6,067)	0,0721** (1,862)	0,042 (0,404)	-
$\Delta sf$	0,1053*** (8,265)	0,0356*** (6,850)	0,1023*** (3,837)	0,0473*** (5,955)	0,0549*** (4,395)	-
$\Delta plf$	0,049** (2,010)	0,028*** (4,158)	0,0745 (1,108)	0,5003 (0,845)	0,0394** (2,284)	-
$\Delta f$	-	-	-	-	-	0,0852*** (3,735)
$R^2$	0,9125	0,9295	0,919	0,9173	0,8056	0,4234
$\chi^2$	2,98	0,314	1,80	1,49	7,75	12,896
F	1,59 (7,7)	0,626 (7,7)	1,265 (7,7)	0,561 (7,7)	0,152 (7,7)	4,855 (9,9)

Signifikanzniveaus: (\*) 0,1, (\*\*)0,005, (\*\*\*) 0,01.

Kritische Werte:  $\chi^2_{0,05}(1)=3,841$ ,  $\chi^2_{0,025}(1)=5,025$ ,  $F(7,7)=3,787$ ,  $F(9,9)=3,17$ .

Quelle: Eigene Ergebnisse.



# Literaturverzeichnis

- Acosta, S. (2010): Der Wald als Klimaretter? - Waldschutz bringt neuen Schwung in die festgefahrenen Klimaverhandlungen, *SWP-Aktuell*, Nr. 78, Stiftung Wissenschaft und Politik.
- Albers, H. J. und M. J. Goldbach (2000): Irreversibility ecosystem change, species competition, and shifting cultivation, in: *Resource and Energy Economics*, Vol. 22, S. 261–280.
- Allen, D. W. (1991): What are Transaction costs?, in: *Research in Law and Economics*, Vol. 14, S. 1–18.
- Allen, D. W. (1999): Transaction Costs, in: *Encyclopedia of Law and Economics*, hrsg. v. Edward Elgar and the University of Ghent, S. 893–926.
- Allen, D. W. (2006): Theoretical Difficulties with Transaction Cost Measurement, in: *Division of Labour and Transaction Costs*, Vol. 2, S. 1–14.
- Amacher, G. S., E. Koskela und M. Ollikainen (2009): Deforestation and land use under insecure Property Rights, in: *Environment and Development Economics*, Vol. 14, S. 281–303.
- Angelsen, A. (2007): Forest Cover Change in Space and Time: Combining the von Thünen and Forest Transition Theories, World Bank Policy Research Working Paper 4117, World Bank.
- Angelsen, A. (2008a): How do we set the reference levels for REDD payments?, in: *Moving ahead with REDD: Issues, Options and Implications*, hrsg. v. Center of International Forestry Research, S. 53–64.

- Angelsen, A. (2008b): REDD models and baselines, in: *International Forestry Review*, Vol. 10, S. 465–475.
- Angelsen, A. und D. Kaimowitz (1999): Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models, in: *The World Bank Research Observer*, Vol. 14, S. 73–98.
- Angelsen, A. und S. Wert-Kanounnikoff (2008): What are the key design issues for REDD and the criteria for assessing options?, in: *Moving ahead with REDD: Issues, Options and Implications*, hrsg. v. Center of International Forestry Research, S. 11–22.
- Araujo, C., C. A. Bonjean, J.-L. Combes, P. C. Motel und E. J. Reis (2009): Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon, in: *Ecological Economics*, Vol. 68, S. 2461–2468.
- Arrow, K. J. (1950): A Difficulty in the Concept of Social Welfare, in: *Journal of Political Economy*, Vol. 58, S. 328–346.
- Arrow, K. J. (1969): *The Analysis and evaluation of public expenditures: the PPB system*, U.S. Govt. Print. Off.
- Arrow, K. J. und A. C. Fischer (1974): Environmental preservation, uncertainty and irreversibility, in: *Quarterly Journal of Economic*, Vol. 88, S. 312–319.
- Asquith, N. M., M. T. Vargas und S. Wunder (2008): Selling two environmental services: In-kind payments for bird habit and watershed protection in Los Negros, Bolivia, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 675–684.
- Assogbadjo, A. E., R. G. Kaki, F. G. Vodouhê, C. A. M. S. Djagoun, J. T. C. Codjia und B. Sinsin (2012): Biodiversity and socioeconomic factors supporting farmers choice of wild edible trees in the agroforestry systems of Benin (West Africa), in: *Forest Policy and Economics*, Vol. 14, S. 41–49.
- Auer, L. von (2007): *Ökonometrie Eine Einführung* (4. Aufl.), Berlin.
- Baltagi, B. H. (2008): *Econometric Analysis of Panel Data*, (4. Aufl.), Weinheim.
- Barbier, E. B. und J. C. Burgess (1997): The Economics of Tropical Forest Land Use Options, in: *Land Economics*, Vol. 73, S. 174–195.

- Barbier, E. B., J. C. Burgess und A. Markandya (1991): The Economics of Tropical Deforestation, in: *Ambio*, Vol. 20, S. 55–58.
- Barrett, C. B. (1996): Fairness, stewardship and sustainable development, in: *Ecological Economics*, Vol. 19, S. 11–17.
- Barzel, Y. (1985): Transaction Costs: Are they just costs?, in: *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, Vol. 141, S. 4–16.
- Bauer, M., U. Kilian, M. Delbrück, A. Fallert-Müller, W. Greulich, S. Klonk, A. Lenz und H. Schooltnik (2008): Nukleotide, in: *Meyers Lexikon der Naturwissenschaften: Biologie, Chemie, Physik und Technik*, hrsg. v. Meyers Lexikonverlag, S. 667.
- Baumert, K. A., N. Kete und C. Figueres (2000): Designing the Clean Development Mechanism to meet the needs of a broad range of interests, Technical Report, World Resources Institute.
- Baumgärtner, S. und C. Becker (2008): Ökonomische Aspekte der Biodiversität, in: *Ethik in den Biowissenschaften - Sachstandsberichte des DRZE*, hrsg. v. J. Lanzerath and W. Muthke and W. Bartholtz, S. 75–115.
- Baumgärtner, S., H. Dyckhoff, M. Faber, J. Proops und J. Schiller (2001): The concept of joint production and ecological economics, in: *Ecological Economics*, Vol. 36, S. 365–372.
- Baumol, W. J., J. C. Panzar und R. D. Willig (1982): *Constable markets and the theory of industry structure*, New York.
- Baylis, K., S. Peplow, G. Rausser und L. Simon (2008): Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 753–764.
- Bayon, R., J. S. Lovink und W. J. Veening (2000): Financing Biodiversity Conservation, Technical Report der Inter-American Development Bank.
- Beierkuhnlein, C. (1998): Biodiversität und Raum, in: *Die Erde*, Vol. 129, S. 81–101.
- Bengtsson, J., S. G. Nilsson, A. Franc und P. Menozzi (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests, in: *Forest Ecology and Management*, Vol. 132, S. 39–50.

- Bergseng, E., J. A. Ask, E. Framstad, T. Gobakken, B. Solberg und H. F. Hoen (2012): Biodiversity protection and economics in long term boreal forest management - A detailed case for the valuation of protection measures, in: *Forest Policy and Economics*, Vol. 15, S. 12–21.
- Binswanger, H. P. (1991): Brazilian Policies that Encourage Deforestation in the Amazon, in: *World Development*, Vol. 19, S. 821–829.
- Biodiversity Indicators Partnership (2010): Extent of Forests and Forest Types, Indicator Factsheet 1.1.1, Biodiversity Indicators Partnership, URL <http://www.bipindicators.net/foretextent>, Stand: 05. Juni 2012.
- Birner, R. und H. Wittmer (2004): On efficient boundaries of the state: the contribution of transaction-costs economics to the analysis of decentralization and devolution in natural resource management, in: *Environmental and Planning C: Government and Policy*, Vol. 22, S. 667–685.
- Bonus, H. (1986): Eine Lanze für den "Wasserpfeffig", in: *Wirtschaftsdienst*, Vol. 66, S. 451–455.
- Boucher, D. (2008): Filling the REDD Basket: Complementary Financing Approaches, URL [http://www.ucsusa.org/assets/documents/clean\\_energy/Briefing-3-REDD-basket.pdf](http://www.ucsusa.org/assets/documents/clean_energy/Briefing-3-REDD-basket.pdf), Stand: 05. Juni 2012.
- Brock, W. A., D. Finnoff, A. P. Kinzig, U. Pascual, C. Perrings, J. Tschirhart und A. Xepapadeas (2009): Modeling biodiversity and ecosystem services in coupled ecological-economic systems, in: *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing - An Ecological and Economic Perspective*, hrsg. v. S. Naeem, D. E. Bunker, A. Hector, M. Loreau, und C. Perrings, S. 263–277.
- Brown, D., F. Seymour und L. Peskett (2008): How do we achieve REDD co-benefits and avoid doing harm?, in: *Moving ahead with REDD: Issues, Options and Implications*, hrsg. v. Center of International Forestry Research, S. 107–118.
- Buchanan, J. M. (1966): Joint Supply, Externality and Optimality, in: *Economica*, Vol. 33, S. 404–415.

- Buchanan, J. M. und W. C. Stubblebine (1962): Externality, in: *Economica*, Vol. 29, S. 371–384.
- Butchart, S. H. M., H. R. Akcakaya, J. Chanson, J. E. M. Baillie, B. Collen, S. Quader, W. R. Turner, R. Amin, S. N. Stuart und C. Hilton-Taylor (2007): Improvements to the Red List Index, in: *PLoSone*, Vol. 1, S. 1–8.
- Cacho, O., G. R. Marshall und M. Milne (2005): Transaction and abatement costs of carbon-sink projects in developing countries, in: *Environment and Development Economics*, Vol. 10, S. 597–614.
- Cairns, J. und J. R. Pratt (1995): The Relationship between ecosystem health and delivery of ecosystem services, in: *Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems*, hrsg. v. D. Rapport, C. L. Gaudet, und P. Calow, S. 63–76.
- Callan, S. J. und J. M. Thomas (2001): Economies of Scale and Scope: A Cost Analysis of Municipal Solid Waste Services, in: *Land Economics*, Vol. 77, S. 548–560.
- Caparros, A. und F. Jacquemont (2003): Conflicts between biodiversit and carbon sequestration programs: economic and legal implications, in: *Ecological Economics*, Vol. 46, S. 143–157.
- Chazdon, R. L. (2008): Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands, in: *Science*, Vol. 320, S. 1458–1560.
- Cheung, S. (1970): The Structure of a Contract and the Theory of a Non-Exclusive Resource, in: *The Journal of Law and Economics*, Vol. 13, S. 49–70.
- Chiesura, A. und R. de Groot (2003): Critical natural capital: a socio-cultural perspective, in: *Ecological Economics*, Vol. 44, S. 219–231.
- Chomitz, K. M. (2002): Baseline, leakage and measurement issues: how do forestry and energy projects compare?, in: *Climate Policy*, Vol. 2, S. 35–49.
- Chomitz, K. M., E. Brenes und L. Constantino (1998): Financing Environmental Services: The Costa Rican Experience, in: *Economic Notes*, Nummer 10, S. 1–19.

- Cicchetti, C. J. und L. L. Wilde (1992): Uniqueness, Irreversibility, and the Theory of Nonuse Values, in: *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 74, S. 1121–1125.
- Cincotta, R. P., J. Wisniewski und R. Engelman (2000): Human population in the biodiversity hotspots, in: *Nature*, Vol. 404, S. 990–992.
- Clements, T., A. John, K. Nielsen, D. An, S. Tan und E. Milner-Gulland (2010): Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia, *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 1283–1291.
- Cleveland, C. J. und M. Ruth (1997): When, where, and by how much do biophysical limits constrain the economic process? A survey of Nicholas Georgescu-Roegen's contribution to ecological economics, in: *Ecological Economics*, Vol. 22, S. 203–223.
- Coase, R. (1937): The nature of the firm, in: *Econometrica*, Vol. 4, S. 386–405.
- Coase, R. (1960): The problem of social cost, in: *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, S. 1–44.
- Coggan, A., S. M. Whitten und J. Bennett (2010): Influences of transaction costs in environmental policy, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 1777–1784.
- Commons, J. R. (1934): *Institutional economics: Its place in political economy*, New York.
- Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (2004): Report of the seventh meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, URL <http://www.cbd.int/doc/?meeting=cop-07>, Stand: 05. Juni 2012.
- Corcuera, E., C. Sepúlveda und G. Geisse (2002): Conserving Land Privately: Spontaneous Markets for Land Conservation in Chile, in: *Selling Forest Environmental Services: Market-Based Mechanisms for Conservation and Development*, hrsg. v. S. Pagiola und J. Bishop und N. Landell-Mills, S. 127–150.



- Costanza, R. (2000): Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services, in: *Ecosystems, Vol. 3*, S. 4–10.
- Costanza, R., J. Cumberland, H. E. Daly, R. Goodland und R. Norgaard (2001): *Einführung in die Ökologische Ökonomik*, Stuttgart.
- Costanza, R. und H. E. Daly (1992): Natural Capital and Sustainable Development, in: *Conservation Biology, Vol. 6*, S. 37–46.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton und M. van den Belt (1997): The value of the worlds ecosystem services and natural capital, in: *Nature, Vol. 387*, S. 253–260.
- Crocker, T. D. und J. Tschirhart (1992): Ecosystems, Externalities and Economies, in: *Environmental and Resource Economics, Vol. 2*, S. 551–567.
- Cropper, M. und C. Griffiths (1994): The Interaction of population Growth and Environmental Quality, in: *The American Economic Review, Vol. 84*, S. 250–254.
- Da Fonseca, G. A. B., C. M. Rodriguez, G. Midgley, J. Busch, L. Hannah und R. A. Mittermeier (2007): No Forest Left Behind, in: *PLOS Biology, Vol. 5*, S. 1645–1646.
- Daily, G. C. und P. R. Ehrlich (1992): Population, Sustainability, and Earths Carrying Capacity, in: *BioScience, Vol. 42*, S. 761–770.
- Dales, J. H. (1968): *Pollution, property and prices. An essay in policy making and economics*, Toronto.
- Daly, H. E. (1994): *Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development*, Boston.
- Daly, H. E. (1997): Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz, in: *Ecological Economics, Vol. 22*, S. 261–266.
- Dasgupta, P. (2001): *Human Well-Being and the Natural Environment*, New York.
- De Groot, R. (1992): *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*, Groningen.

- De Groot, R., J. van der Perk, A. Chiesura und S. Marguliew (2000). Ecological functions and socio-economic values of critical natural capital as a measure for ecological integrity and environmental health, in: *Implementing Ecological Integrity*, hrsg. v. P. Crabbé, L. Ryszkowski, und L. Westra, S. 191–214.
- De Groot, R. S., M. A. Wilson und R. M. J. Boumans (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, *Ecological Economics*, Vol. 41, S. 393–408.
- De Oliveira, J. A. P. (2008): Property rights, land conflicts and deforestation in Eastern Amazon, in: *Forest Policy and Economics*, Vol. 10, S. 303–315.
- Deal, R. L., B. Cochran und G. L. Rocco (2012): Bundeling of ecosystem services to increase forest value and enhance sustainable forest management, in: *Forest Policy and Economics*, Vol. 17, S. 69–76.
- DeFries, R. S., T. Rudel, M. Uriarte und M. Hansen (2010): Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century, in: *Nature Geoscience*, Vol. 3, S. 178–181.
- Deininger, K. W. und B. Minten (1999): Poverty, Policies, and Deforestation: The Case of Mexico, in: *Economic Development and Cultural Change*, Vol. 47, S. 313–344.
- Deke, O. (2008): *Environmental policy instruments for conserving global biodiversity*, Berlin.
- DeLong Jr., D. C. (1996): Defining biodiversity, in: *Wildlife society Bulletin*, Vol. 24, S. 738–749.
- Demsetz, H. (1967): Toward a Theory of Property Rights, in: *The American Economic Review*, Vol. 57, S. 347–359.
- Demsetz, H. (1968): The Costs of Transacting, in: *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 82, S. 33–53.
- Diaz, S., J. Fargione, F. Stuart Chapin III und D. Tilman (2006): Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being, in: *PLoS Biology*, Vol. 4, S. 1300–1305.

- Dixon, J. A. und P. B. Sherman (1991): Economics of Protected Areas, in: *Ambio*, Vol. 20, S. 68–74.
- Drechsler, M., F. Wätzold, K. Johst, H. Bergmann und J. Settele (2007): A model-based approach for designing cost-effective compensation payments for conservation endangered species in real landscapes, in: *Biological Conservation*, Vol. 140, S. 174–186.
- Dudek, D. J. und J. B. Wiener (1996): Joint Implementation, Transaction Costs and Climate Change, Technical Report, Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD).
- Duelli, P. (1997): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales, in: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 62, S. 81–91.
- Dutschke, M., S. Wert-Kanounnikoff, L. Peskett, C. Luttreall, C. Streck und J. Brown (2008): How do we match country needs with financing sources?, in: *Moving ahead with REDD: Issues, Options and Implications*, hrsg. v. Center of International Forestry Research, S. 41–52.
- Ebeling, J. und M. Yasué (2008): Generating carbon finance through avoided deforestation and its potential to create climatic conservation and human development benefits, in: *Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Sciences*, Vol. 363, S. 1917–1924.
- Edwards, P. J. und C. Abivardi (1998): The Value of Biodiversity: Where Ecology and Economy blend, in: *Biological Conservation*, Vol. 83, S. 239–246.
- Ehrlich, P. R. und A. H. Ehrlich (1981): *Extinction. The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, New York.
- Ehrlich, P. R. und A. H. Ehrlich (1992): The Value of Biodiversity, in: *Ambio*, Vol. 21, S. 219–226.
- Eliasch, J. (2008): Climate Change Financing Global Forests - The Eliasch Review, Technical Report.
- Endres, A. (2000): *Umweltökonomie*, Stuttgart.

- Endres, A. und J. Martiensen (2007): *Mikroökonomik - Eine integrierte Darstellung traditioneller und moderner Konzepte in Theorie und Praxis*, Stuttgart.
- Engel, S. und C. Palmer (2008): Payments for environmental services as an alternative to logging under weak property rights: The case of Indonesia, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 799–809.
- Engel, S., S. Wunder und S. Pagiola (2008): Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 663–674.
- F. Stuart Chapin III, Osvaldo E. Sala, Ingrid C. Burke, J. Philip Grime, David U. Hooper, William K. Lauenroth, Amanda Lombard, Harold A. Mooney, Arvin R. Mosier, Shahid Naeem, Stephen W. Pacala, Jacques Roy, William L. Steffen und David Tilman (1998): Ecosystem Consequences of Changing Biodiversity - Experimental evidence and a research agenda for the future, in: *BioScience*, Vol. 48, S. 45–52.
- Falconer, K., P. Dupraz und M. Whitby (2001): An Investigation of Policy Administrative Costs Using Panel Data for the English Environmentally Sensitive Areas, in: *Journal of Agriculture Economics*, Vol. 52, S. 83–103.
- Farley, J., A. Aquino, A. Daniels, A. Moulaert, D. Lee und A. Krause (2010): Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 2075–2084.
- Farley, J. und R. Costanza (2010): Payments for ecosystem services: From local to global, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 2060–2068.
- Faucheux, S. und J.-F. Noël (2001): *Ökonomie natürlicher Ressourcen und der Umwelt*, Marburg.
- Featherstone, A. M. und C. B. Moss (1994): Measuring Economics of Scale and Scope in Agriculture Banking, in: *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 76, S. 655–661.
- Feldstein, M. S. (1964): The Social Time Preference Discount Rate in Cost Benefit Analysis, in: *The Economic Journal*, Vol. 74, S. 360–379.

- Ferraro, P. J. (2008): Asymmetric information and contract design for payments for environmental services, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 810–821.
- Ferraro, P. J. und A. Kiss (2002): Direct Payments to Conserve Biodiversity, in: *Science*, Vol. 298, S. 1718–1719.
- Ferraro, P. J. und R. D. Simpson (2002): The Cost-Effectiveness of Conservation Payments, in: *Land Economics*, Vol. 78, S. 339–353.
- Fisher, A. C. und J. V. Krutilla (1974): Valuing Long Run Ecological Consequences and Irreversibilities, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 1, S. 96–108.
- Fisher, A. C. und J. V. Kurtilla (1985): Economics of Natural Preservation, in: *Handbook of Natural Resource and Energy Economics Vol. 1*, hrsg. v. A. V. Kneese und J. L. Sweeney, S. 165–188.
- Fisher, B., K. Kulindwa, I. Mwanyoka, R. K. Turner und N. D. Burgess (2010): Common pool resource management and PES: Lessons and constraints for water PES in Tanzania, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 1253–1261.
- Fleming, E., D. Hadley und G. Holloway (2010): Modelling Synergies and Scope Economies between Farm Enterprises and Ecosystem Outputs in Agricultural Sector in England, in: *54th National Conference of the Australian Agricultural and Resource Economies Society*.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2007): The State of Food and Agriculture - Paying Farmers for Environmental Services, in: *FAO Agriculture Series*, Nr. 38, hrsg. v. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010a). FAOSTAT, URL <http://faostat.fao.org/site/377/default.aspx#ancor>, Stand: 05. Juni 2012.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010b): Global Forest Resources Assessment 2010 - Country Report Cambodia, Country Report FRA2010/034, Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/>, Stand: 05. Juni 2012.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010c): Global Forest Resources Assessment 2010 - Country Report Costa Rica. Country Report FRA2010/047, Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/>, Stand: 05. Juni 2012.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010d): Global Forest Resources Assessment 2010 - Country Report Indonesia. Country Report FRA2010/095, Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/>, Stand: 05. Juni 2012.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010e): Global Forest Resources Assessment 2010 - Country Report Mexico. Country Report FRA2010/132, Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/>, Stand: 05. Juni 2012.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010f): Global Forest Resources Assessment 2010 - Country Report Peru. Country Report FRA2010/163, Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/>, Stand: 05. Juni 2012.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010g): Global Forest Resources Assessment 2010 - Country Report Vietnam. Country Report FRA2010/229, Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/>, Stand: 05. Juni 2012.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010h): Global Forest Resources Assessment 2010 - Main Report. FAO Forestry Paper 163, Food and Agriculture Organization of the United Nations, URL <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>, Stand: 05. Juni 2012.
- Frank, D. A. und S. J. McNaughton (1991): Stability increases with diversity in plant communities empirical evidence from the 1988 yellowstone drought, in: *Oikos*, Vol. 62, S. 360–362.
- Fry, I. (2008): Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Opportunities and Pitfalls in Developing a New Legal Regim, in: *Review of European Community and International Environmental Law*, Vol. 17, S. 166 – 182.

- Fritsch, M. (2011): *Marktversagen und Wirtschaftspolitik*, München.
- Fromm, O. (2000): Ecological Structure and Functions of Biodiversity as Elements of Its Total Economic Value, in: *Environmental and Resource Economics*, Vol. 16, S. 303–328.
- Gaston, K. J. und J. I. Spicer (2005): *Biodiversity: An Introduction*, Malden.
- Geist, H. J. und E. F. Lambin (2002): Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation, in: *BioScience*, Vol. 52, S. 143–150.
- Global Environmental Facility (2005): Technical Paper on the GEF Resource Allocation Framework, Technical Report, Global Environmental Facility.
- Government of Cambodia (2011, Januar): Readiness Preparation Proposal (R-PP) - Cambodia R-PP, Readiness preparation proposal, Forest Carbon Partnership Facility, URL <http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/Node/166>, Stand: 05. Juni 2012.
- Government of Costa Rica (2010): Readiness Preparation Proposal (R-PP) - Costa Rica R-PP, Readiness preparation proposal, Forest Carbon Partnership Facility, URL <http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/node/64>, Stand: 05. Juni 2012.
- Government of Indonesia (2009, Mai): Readiness Preparation Proposal (R-PP) - Indonesia R-PP, Readiness preparation proposal, Forest Carbon Partnership Facility, URL <http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/Node/218>, Stand: 05. Juni 2012.
- Government of Mexico (2010, Februar): Readiness Preparation Proposal (R-PP) - Mexiko R-PP, Readiness preparation proposal, Forest Carbon Partnership Facility, URL <http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/node/74>, Stand: 05. Juni 2012.
- Government of Peru (2011, März): Readiness Preparation Proposal (R-PP) - Peru R-PP, Readiness preparation proposal, Forest Carbon Partnership Facility, URL <http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/node/80>, Stand: 05. Juni 2012.

- Government of Vietnam (2011, März): Readiness Preparation Proposal (R-PP) - Socialist Republic of Vietnam R-PP, Readiness preparation proposal, Forest Carbon Partnership Facility, URL <http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/node/84>, Stand: 05. Juni 2012.
- Grainger, A., D. H. Boucher, P. C. Frumhoff, W. F. Laurance, T. Lovejoy, J. McNeely, M. Niekisch, P. Raven, N. S. Sodhi, O. Venter und S. L. Pimm (2009): Biodiversity and REDD at Copenhagen, in: *Current Biology*, Vol. 19, S. R974–R976.
- Greene, W. H. (2008): *Econometric Analysis* (6. Aufl.), New York.
- Grieg-Gran, M. (2008): The Costs of Avoiding Deforestation - Update to the Report prepared for the Stern Review of the Economics of Climate Change, Technical Report, hrsg. v. International Institution for Environment and Development.
- Grime, J. P. (1997): Biodiversity and Ecosystem Function: The Debate Deepens, in: *Nature*, Vol. 277, S. 1260–1261.
- Hackl, F., M. Halla und G. J. Pruckner (2007): Local compensation payments for agri-environmental externalities: a panel data analysis of bargaining outcomes, in: *European Review of Agricultural Economics*, Vol. 34, S. 295–320.
- Hackl, P. (2007): *Einführung in die Ökonometrie*, München.
- Hamilton, L. S. und D. Cassells (2003): A wider perspective on water and protection, in: *Running Pure*, hrsg. v. N. Dudley und S. Stolton, S. 58–69.
- Hampicke, U. (1991): *Naturschutz-Ökonomie*, Stuttgart.
- Hardcastle, P. D., D. Baird, V. Harden, P. G. Abbot, P. O'Hara, J. R. Palmer, A. Roby, T. Häusler, V. Ambia, A. Branthomme, M. Wilkie, E. Arends und C. González (2008): Capability and cost assessment of the major forest nations to measure and monitor their forest carbon for Office of Climate Change, Final Report, hrsg. v. LTS International.
- Hardin, G. (1968): The Tragedy of the Commons, in: *Science*, Vol. 162, S. 1243–1248.



- Harvey, C. A., B. Dickson und C. Kormos (2010): Opportunities for achieving biodiversity conservation through REDD, in: *Conversation Letters, Vol. 3*, S. 1–9.
- Hawkins, B. A. (2001): Ecology's oldest pattern?, in: *Endeavour, Vol. 25*, S. 133.
- Heal, G. (2003): Bundeling Biodiversity, in: *Journal of the European Economic Association, Vol. 1*, S. 553–560.
- Heiman, A., Y. Jin und D. Zilberman (2009): Marketing Environmental Services, in: *Payment for Environmental Services in Agriculture Landscapes*, hrsg. v. L. Lipper, T. Sakuyama, R. Stringer, und D. Zilberman, S. 59–76.
- Heltbergh, R. (2002): Property Rights and Natural Resource Management in Developing Countries, in: *Journal of Economics Surveys, Vol. 16*, S. 189–214.
- Herdzina, K. (1999): *Wettbewerbspolitik*, Stuttgart.
- Holling, C. S. (1987): Simplifying the complex: The paradigms of ecological function and structure, in: *European Journal of Operational Research, Vol. 30*, S. 139–146.
- Hsiao, C. (1993): *Analysis of panel data*, Cambridge.
- Imai, N., H. Samejima, A. Langner, R. C. Ong, S. Kita, J. Titin, A. Y. C. Chung, P. Lagan, Y. F. Lee und K. Kitayama (2009): Co-Benefits of Sustainable Forest Management in Biodiversity Conservation and Carbon Sequestration, in: *PLoS ONE, Vol. 4*, S. 1–7.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report, IPCC Fourth Assessment Report*, Cambridge University Press.
- Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector, J. Connolly, W. S. Harpole, P. B. Reich, M. Scherer-Lorenzen, B. Schmid, D. Tilman, J. van Ruijven, A. Weigelt, B. J. Wilsey, E. S. Zavaleta und M. Loreau (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services, in: *Nature, Vol. 477*, S. 199–202.
- Jack, B. K., C. Kousky und K. R. E. Sims (2008): Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms, in: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Vol. 105*, S. 9465–9470.

- Jackson, L. E., U. Pascual und T. Hodgkin (2007): Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes, in: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 121, S. 196–210.
- Jensen, M. C. und W. H. Meckling (1976): Theory of the firm: Managerial Behavior, Agency Costs and Ownership Structure, in: *Journal of Financial Economics*, Vol. 3, S. 305–360.
- Jepson, P., J. K. Jarvie, K. MacKinnon und K. A. Monk (2001): The End for Indonesias Lowland Forests?, in: *Science*, Vol. 292, S. 859–861.
- John, A. A. und R. A. Pecchenino (1994): An Overlapping Generations Model of Growth and the Environment, in: *The Economic Journal*, Vol. 107, S. 1393–1410.
- John, A. A. und R. A. Pecchenino (1997): International and Intergenerational Environmental Externalities, in: *The Scandinavian Journal of Economics*, Vol. 99, S. 371–387.
- Johnson, K. H., K. A. Vogt, H. J. Clark, O. J. Schmitz und D. J. Vogt (1996): Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems, in: *Tree*, Vol. 11, S. 372–377.
- Karousakis, K. (2009): Promoting Biodiversity Co-Benefits in REDD, in: Environment Working Papers Nr. 11, hrsg. v. Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD).
- Karousakis, K. und Q. Brooke (2010): Cost-Effective Targetin of PES, in: *Payments for Ecosystem Services and Food Security*, hrsg. v. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Kassar, I. und P. Lasserre (2004): Species preservation and biodiversity value: a real options approach, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 48, S. 857–879.
- Kemkes, R. J., J. Farley und C. J. Koliba (2010): Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 2069–2074.

- Kitayama, K. (2008): Risks and Co-benefits of Biodiversity Conservation in REDD: Suggestions based on a Case Study in Bornean Rain Forests, in: *Meeting of the ad hoc technical expert group on biodiversity and climate change*, Volume First Meeting 17.–21. November 2008.
- Klauer, B. (2001): Welchen Beitrag können die Wirtschaftswissenschaftler zum Erhalt der Biodiversität leisten?, in: *Vom Wert der Vielfalt: Diversität in Ökonomie und Ökologie*, hrsg. v. H. Spehl und M. Held, S. 59–70.
- Kline, J. D., M. J. Mazzotta und T. M. Patterson (2009): Toward a Rational Exuberance for Ecosystem Services Markets, in: *Journal of Forestry*, Vol. 107, S. 204–212.
- Koellner, T., J. Sell und G. Navarro (2010): Why and how much are firms willing to invest in ecosystem services from tropical forests? A comparison of international and Costa Rican firms, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 2127–2139.
- Koh, L. P. und J. Ghazoul (2008): Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities, in: *Biological Conservation*, Vol. 141, S. 2450–2460.
- Kohn, R. E. (1991): Transactions costs and the optimal instrument and intensity of air pollution control, in: *Policy Sciences*, Vol. 24, S. 315–332.
- Kortmann, W. (2002): *Mikroökonomik - Eine anwendungsbezogene Einführung*, Heidelberg.
- Kosoy, N. und E. Corbera (2010): Payments for ecosystem services as commodity fetishism, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 1228–1236.
- Krutilla, J. V. (1967): Conservation Reconsidered, in: *The American Economic Review*, Vol. 57, S. 777–786.
- Landell-Mills, N. und I. T. Porras (2002): *Silver bullet or fools gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor*, International Institute for Environmental Development.
- Laurance, W. F. (1999): Reflections on the tropical deforestation crisis, in: *Biological Conservation*, Vol. 91, S. 109–117.

- Lawton, J. (1994): What do species do in ecosystems, in: *Oikos*, Vol. 71, S. 367–374.
- Lerch, A. (1994): Property Rights und biologische Vielfalt, in: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umwelttechnik*, Vol. 17, S. 289–303.
- Lerch, A. (1998): Property Rights and Biodiversity, in: *European Journal of Law and Economics*, Vol. 6, S. 285–304.
- Lipper, L., N. McCarthy und D. Zilberman (2009): Putting Payments for Environmental Services in the Context of Economic Development, in: *Payment for Environmental Services in Agriculture Landscapes*, L. Lipper, T. Sakuyama, R. Stringer und D. Zilberman, S. 9–34.
- Loreau, M. (1998): Biodiversity and ecosystem functioning: A mechanistic model, in: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 95, S. 5632–5636.
- MacArthur, R. (1955): Fluctuations of animal populations and a measure of community stability, in: *Ecology*, Vol. 36, S. 533–536.
- MacGillivray, C. W., J. P. Grime und The Integrated Screening Programme Team (1995): Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events, in: *Functional Ecology*, Vol. 9, S. 640–649.
- Malthus, T. R. (1993): *An Essay on the Principle of Population*, Oxford.
- Marxl, H. (1991): *Natur als Kulturaufgabe: Über die Beziehung des Menschen zur lebendigen Natur*, Stuttgart.
- Martens, P., J. Rotmans und R. de Groot (2003): Biodiversity: luxury or necessity?, in: *Global Environmental Change*, Vol. 13, S. 75–81.
- Marther, A. (1992): The Forest Transition, in: *Area*, Vol. 24, S. 367–379.
- Martiensen, J. (2000): *Institutionenökonomik*, München.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power und M. J. Swift (1997): Agriculture Intensification and Ecosystem Properties, in: *Science*, Vol. 277, S. 504–508.

- Mayrand, K. und M. Paquin (2004): Payments for Environmental Services: A Survey and Assessment of Current Schemes, Technical Report, Unisféra International Centre.
- McCann, K. S. (2000): The diversity-stability debate, in: *Nature*, Vol. 405, S. 228–233.
- McCann, L., B. Colby, K. Easter, A. Kasterine und K. Kuperan (2005): Transaction cost measurement for evaluating environmental policies, in: *Ecological Economics*, Vol. 52, S. 527–542.
- McCann, L. und K. W. Easter (1999): Transaction Costs of Policies to Reduce Agricultural Phosphorous Pollution in the Minnesota River, in: *Land Economics*, Vol. 75, S. 402–414.
- McKee, J. K., P. W. S. ad C. David Foose und T. A. Waite (2003): Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth, in: *Biological Conservation*, Vol. 115, S. 161–164.
- Meißner, W. (1985): Entwicklung, Stand und Perspektiven der umweltökonomischen Forschung, in: *Wirtschaftsdienst*, Vol. 65, S. 345–352.
- Mendelsohn, R. (1994): Property Rights and Tropical Deforestation, in: *Oxford Economic Papers*, Vol. 46, S. 750–756.
- Mettepenningen, E., V. Beckmann und J. Eggers (2011): Public transaction costs of agri-environmental schemes and their determinants - Analysing stakeholders involvement and perceptions, in: *Ecological Economics*, Vol. 70, S. 641–650.
- Mettepenningen, E. und G. Huylenbroeck (2009): Factors of influencing private transaction costs related to Agri-environmental Schemes in Europe, in: *Multi-functional Rural Land Management: Economics and Policies*, hrsg. v. F. Brouwer and C. M. v. d. Heide, S. 145–168.
- Meyer, W. B. und B. L. Turner II (1992): Human Population Growth and Global Land-Use/Cover Change, in: *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 23, S. 39–61.

- Miles, L. und V. Kapos (2008): Reducing Greenhouse Gas Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Global Land-Use Implications, in: *Science*, Vol. 320, S. 1454–1455.
- Millenium Ecosystem Assessment Board (2005): Millenium Ecosystem Assessment Conceptual Framework, in: *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*, Vol. 1, hrsg. v. R. Hassan, R. Scholes und N. Ash, S. 25–36.
- Miller, J. R. (1981): Irreversible Land Use and the Preservation of Endangered Species, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 8, S. 19–26.
- Moran, E. F. (1993): Deforestation and land use in the Brazilian Amazon, in: *Human Ecology*, Vol. 21, S. 1–21.
- Moxey, A., B. White und A. Ozanne (1999): Efficient Contract Design for Agriculture Environment Policy, in: *Journal of Agriculture Economics*, Vol. 50, S. 187–202.
- Muñoz-Piña, C., J. M. T. Alejandro Guevara und J. Braña (2008): Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 725–736.
- Muradian, R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy und P. H. May (2010): Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 1202–1208.
- Muradian, R. und P. Kumar (2009): Payment for Ecosystem Services and Valuation: Challenges and Research Gaps, in: *Payment for Ecosystem Services*, hrsg. v. R. Muradian und P. Kumar.
- Musgrave, R. A. (1969): Provision for Social Goods, in: *Public Economics*, hrsg. v. R. A. Musgrave, S. 124–144.
- Myers, N. (1996): Environmental Services of biodiversity, in: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 93, S. 2764–2769.

- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca und J. Kent (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities, in: *Nature*, Vol. 403, S. 853–858.
- Naeem, S. (1998): Species Redundancy and Ecosystem Reliability, in: *Conservation Biology*, Vol. 12, S. 39–45.
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton und R. M. Woodfin (1994): Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems, in: *Nature*, Vol. 368, S. 734–736.
- Naidoo, R., A. Balmford, P. J. Ferraro, S. Polasky, T. H. Ricketts und M. Rouget (2006): Integrating economic costs into conservation planning, in: *TRENDS in Ecology and Evolution*, Vol. 21, S. 681–687.
- Naidoo, R. und T. Iwamura (2007): Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: Implications for conservation priorities, in: *Biological Conservation*, Vol. 140, S. 40–49.
- Narain, U., M. Hanemann und A. C. Fisher (2007): The irreversibility effect in environmental decisionmaking, in: *Environmental and Resource Economics*, Vol. 38, S. 391–405.
- Nelson, E., S. Polasky, D. J. Lewis, A. J. Plantinga, E. Lonsdorf, D. White, D. Bael und J. J. Lawler (2008): Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape, in: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 105, S. 9471–9476.
- Neumayer, E. (1999): Global warming: discounting is not the issue, but substitutability is, in: *Energy Policy*, Vol. 27, S. 33–43.
- Neumayer, E. (2003): *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*, Cornwall.
- Nilsson, F. (2009): Transaction costs and agri-environmental policy measures. Are preferences influencing policy implementation?, in: *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol. 52, S. 757–775.

- North, D. und J. Alt (1990): *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge.
- Nunes, P. A. L. . D. und J. C. J. M. van den Bergh (2001): Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?, in: *Ecological Economics*, Vol. 39, S. 203–222.
- Olsen, N. und J. Bishop (2009): The Financial Costs of REED: Evidence from Brazil and Indonesia, Technical Report, International Union for Conservation of Nature.
- Olson, M. (1975): *The Logic of Collective Action - Public Goods and the Theory of Groups*, Cambridge, Massachusetts.
- Omer, A., U. Pascual und N. P. Russell (2007): Biodiversity Conservation and Productivity in Intensive Agriculture Systems, in: *Journal of Agriculture Economics*, Vol. 58, S. 308–329.
- Paavola, J. und W. N. Adger (2005): Institutional ecological economics, in: *Ecological Economics*, Vol. 53, S. 353–368.
- Padilla, E. (2002): Intergenerational equity and sustainability, in: *Ecological Economics*, Vol. 41, S. 69–83.
- Pagiola, S. (2008): Payments for environmental services in Costa Rica, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 712–724.
- Pagiola, S., P. Agostini und J. Gobb (2004): Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes, in: *World Bank - Environmental Economics Series*, Nr. 90, World Bank.
- Pagiola, S., A. Arcenas und G. Platais (2005): Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of Issues and the Evidence to Date from Latin America, in: *World Development*, Vol. 33, S. 237–253.
- Pagiola, S., N. Landell-Mills und J. Bishop (2002): Making Market-based Mechanisms Work for Forest and People, in: *Selling Forest Environmental Services: Market-Based Mechanisms for Conservation and Development*, hrsg. v. S. Pagiola, J. Bishop und N. Landell-Mills, S. 261–289.
- Pagiola, S. und G. Platais (2002): Payments for Environmental Services, in: *Environment Strategy notes*, Nr. 3, World Bank.



- Pagiola, S., E. Ramírez, J. G. ad Cees de Haan, M. Ibrahim, E. Murgueitio und J. P. Ruíz (2007): Paying for environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua, in: *Ecological Economics*, Vol. 64, S. 374–385.
- Pagiola, S., A. R. Rios und A. Arcenas (2008): Can the poor participate in payments for environmental services? Lessons from the Silvopastoral Project in Nicaragua, in: *Environment and Development Economics*, Vol. 13, S. 299–325.
- Pagiola, S. und I.-M. Ruthenberg (2002): Selling Biodiversity in a Coffee Cup: Shade-grown Coffee and Conservation in Mesoamerica, in: *Selling Forest Environmental Services: Market-Based Mechanisms for Conservation and Development*, hrsg. v. S. Pagiola, J. Bishop und N. Landell-Mills, S. 103–126.
- Palo, M. (1994): Population and Deforestation, in: *The Causes of Tropical Deforestation: The Economic and Statistical Analysis of Factors Giving Rise to the Loss of the Tropical Forest*, hrsg. v. K. Brown und D. W. Pearce, S. 42–56.
- Panzar, J. C. und R. D. Willig (1981): Economies of Scope, in: *The American Economic Review*, Vol. 71, S. 268–272.
- Paoli, G. D., P. L. Wells, E. Meijaard, M. J. Struebig, A. J. Arshall, K. Obidzinski, A. Tan, A. Rafiastanto, B. Yaap, J. W. F. Slik, A. Morel, B. Perumal, N. Wieland, S. Husson und L. D Arcy (2010): Biodiversity Conservation in the REDD, in: *Carbon Balance and Management*, Vol. 5, S. 1-9.
- Parker, C., A. Mitchell, M. Trivedi und N. Mardas (2008): *The Little REED Book - A guide to governmental and non-governmental proposals of reducing emissions from forest degradation and deforestation*, Global Canopy Program.
- Parker, C., A. M. Trivedi und N. Mardas (2009): *The Little REED Book+ - An updated guide to governmental and non-governmental proposals of reducing emissions from forest degradation and deforestation*, Global Canopy Program.
- Parties of the Convention on Biological Diversity (1992): Convention on Biological Diversity, URL <http://www.cbd.int/convention/text/>, Stand: 05. Juni 2012.

- Pattanayak, S. K., S. Wunder und P. J. Ferraro (2010): Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?, in: *Review of Environmental Economics and Policy*, Vol. 4, S. 254–274.
- Pearce, D. und D. Moran (1995): *The Economic Value of Biodiversity*, London.
- Perloff, J. M. (2008): *Microeconomics: Theory and Applications with Calculus*, Boston.
- Perrings, C. (1997): Georgescu-Roegen and the ‘irreversibility’ of material processes, in: *Ecological Economics*, Vol. 22, S. 303–304.
- Perrings, C. und W. Brock (2009): Irreversibility in Economics, in: *The Annual Review of Resource Economics*, Vol. 1, S. 219–238.
- Petersen, H.-G. (1995): Economic aspects of agricultural areas management and land/water resources conservation, *Finanzwissenschaftliche Diskussionspapiere*, Nr. 1, Institut für Finanzwissenschaften Universität Potsdam.
- Petersen, H.-G. und K. Müller (1999): *Volkswirtschaftslehre im Überblick, Band III: Volkswirtschaftspolitik*, München.
- Peterson, G., C. R. Allen und C. S. Holling (1998): Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale, in: *Ecosystems*, Vol. 1, S. 6–18.
- Pindyck, R. S. und D. L. Rubinfeld (2005): *Mikroökonomie*, München.
- Pirard, R. (2012): Payments for Environmental Services (PES) in the public policy landscape: Mandatory spices in the Indonesian recipe, in: *Forest Policy and Economics*, Vol. 18, S. 23–29.
- Prugh, T., R. Costanza, J. H. Cumberland, H. E. Daly, R. Goodland und R. B. Norgaard (1999): *Natural Capital and Human Economic Survival*, Boca Raton.
- Randall, A. (1991): The Value of Biodiversity, in: *Ambio*, Vol. 20, S. 64–68.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson und E. M. Bennett (2010): Ecosystem services bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes, in: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 107, S. 5242–5247.

- Richter, R. und E. G. Furubotn (2010): *Neue Institutionenökonomik* (4. Aufl.), Tübingen.
- Ring, I., M. Drechsler, A. J. A. van Teeffelen, S. Irawan und O. Venter (2010): Biodiversity conservation and climate mitigation: what role can economic instruments play?, in: *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Vol. 2, S. 50–58.
- Rorstad, P. K., A. Vatn und V. Kvakkestad (2007): Why do transaction costs of agricultural policies vary?, in: *Agriculture Economics*, Vol. 36, S. 1–11.
- Salzman, J. (1997): Valuing Ecosystem Services, in: *Ecological Law Quarterly*, Vol. 23, S. 887–903.
- Salzman, J. (2005): Creating markets for ecosystem services: Notes from the field, in: *New York University Law Review*, Vol. 80, S. 870–961.
- Sample, V. A., N. Johnson, G. H. Aplet und J. T. Olson (1993): Introduction: Defining Sustainable Forestry, in: *Defining Sustainable Forestry*, hrsg. v. G. H. Appelt, N. Johnson, J. T. Olson und V. A. Sample, S. 3–10.
- Samuelson, P. A. (1954): The Pure Theory of Public Expenditure, in: *The Review of Economics and Statistics*, Vol. 36, S. 387–389.
- Samuelson, P. A. (1955): Diagrammatic Exposition of a Theory of Public Expenditure, in: *Review of Economics and Statistics*, Vol. 37, S. 350–356.
- Sandler, T. (2009): Intergenerational public goods: Transnational Considerations, in: *Scottish Journal of Political Economy*, Vol. 56, S. 353–370.
- Sarkar, S. und C. Margules (2002): Operationalizing biodiversity for conservation planning, in: *Journal of Bioscience*, Vol. 27, S. 299–308.
- Scharlemann, J. P. W. und W. F. Laurance (2008): How Green Are Biofuels?, in: *Science*, Vol. 319, S. 43–44.
- Schmidt, L. (2009): REDD from an integrated perspective - Considering overall climate change mitigation, biodiversity conservation and equity issues, Technical Report, Nr. 4/2009, Deutsches Institut für Entwicklungspolitik.
- Schöler, K. (1999): *Grundlagen der Mikroökonomik*, München.

- Schwartz, M. W., C. A. Brigham, J. D. Hoeksema, K. G. Lyons, M. H. Mills und P. J. van Mantgem (2000): Linking biodiversity ecosystem function: implications for conservation ecology, in: *Oecologia*, Vol. 122, S. 297–305.
- Scitovsky, T. (1954): Two Concepts of External Economics, in: *Journal of Political Economy*, Vol. 62, S. 143–151.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2001): *Global Biodiversity Outlook*, Number 1 in Global Biodiversity Outlook. Convention on Biological Diversity, URL <http://www.cbd.int/gbo1/gbo-pdf.shtml>, Stand: 05. Juni 2012.
- Sierra, R. und E. Russman (2006): On the efficiency of environmental service payments: A forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica, in: *Ecological Economics*, Vol. 59, S. 131–141.
- Simon, H. (1961): *Administrative Behavior*, New York.
- Skutsch, M., N. Bird, E. Trines, M. Dutschke, P. Frumhoff, B. de Jong, P. van Laake, O. Masera und D. Murdiyarto (2007): Clearing the way for reducing emissions from tropical deforestation, in: *Environmental Science and Policy*, Vol. 10, S. 322–334.
- Smith, R. B. W. und T. D. Tomasi (1995): Transaction Costs and Agriculture Nonpoint-Source Water Pollution Control Policies, in: *Journal of Agricultural and Resource Economics*, Vol. 20, S. 277–290.
- Smith, R. J., R. D. J. Muir, M. J. Walpole, A. Balmford und N. Leader-Williams (2003): Governance and the loss of biodiversity, in: *Nature*, Vol. 426, S. 67–70.
- Smith, T. M. und R. L. Smith (2009): *Ökologie* (6. Aufl.), München.
- Sommerville, M., J. P. G. Jones, M. Rahajaharison und E. J. Milner-Gulland (2010): The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 1262–1271.
- Standards and Petitions Subcommittee of the IUCN (2010): Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria, *Technical Report*, Nr. 8.1, International Union for Conservation of Nature.

- Stavins, R. N. (1995): Transaction Costs and Tradeable Permits, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 29, S. 133–148.
- Stiglitz, J. E. (1997): Georgescu-Roegen versus Solow-Stiglitz, in: *Ecological Economics*, Vol. 22, S. 269–270.
- Strassburg, B. B. N., A. Kelly, A. Balmford, R. G. Davies, H. K. Gibbs, A. Lovett, L. Miles, C. D. L. Orme, J. Price, R. K. Turner und A. S. L. Rodrigues (2010): Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems, in: *Conversation Letters*, Vol. 3, S. 98–105.
- Streck, C. (2010): Reducing emissions from deforestation and forest degradation: national implementation of REDD schemes - An Editorial Comment, in: *Climate Change*, Vol. 100, S. 389–394.
- Sukhdev, P., H. Wittmer, C. Neßhöfer, A. Berghöfer und C. Schröter-Schlaack (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität - Ein Zwischenbericht, Technical Report, Europäische Gemeinschaft.
- Sumaila, U. R. und C. Walters (2005): Intergenerational discounting: a new intuitive approach, in: *Ecological Economics*, Vol. 52, S. 135–142.
- Swanson, T. und T. Göschl (2000): Property rights issues involving plant genetic resources: implications of ownership for economic efficiency, in: *Ecological Economics*, Vol. 32, S. 75–92.
- Swanson, T. M. (1996): *The economics of environmental degradation : Tragedy for the commons?*, Cheltenham.
- Swart, J. A. A. (2003): Will Direct Payments Help Biodiversity?, in: *Science*, Vol. 299, S. 1981.
- Tacconi, L. (2012): Redefining payments for environmental services, in: *Ecological Economics*, Vol. 73, S. 29–36.
- The Forest Carbon Partnership Facility (2010): REDD+ Countries, URL <http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/node/203>, Stand: 05. Juni 2012.
- The IUCN Red List of Threatened Species (2011a): Summary Statistics, URL <http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>, Stand: 05. Juni 2012.

- The IUCN Red List of Threatened Species (2011b): Summary Statistics, URL <http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>, Stand: 05. Juni 2012.
- Thomas, R. (1992): Genetic Diversity, in: *Global Biodiversity, Status of the earths living resources*, hrsg. v. B. Croombridge, S. 1–6.
- Thompson, D. B. (1998): The Institutional-Transaction-Cost Framework for Public Policy Analysis, Technical Report, Olin School of Business, Washington University, Stanford University Department of Economics and Stanford Law School.
- Tiezzi, E., N. Marchettini und S. Ulgiati (1991): Integrated Agro-industrial Ecosystems: An Assessment of the sustainability of a cogenerative approach to food, energy and chemicals production by photosynthesis, in: *Ecological Economics, The Science and Management of Sustainability*, hrsg. v. R. Costanza, S. 459–473.
- Tilman, D. und J. A. Downing (1994): Biodiversity and stability in grasslands, in: *Nature, Vol. 367*, S. 363–365.
- Tilman, D., P. B. Reich und J. M. H. Knops (2006): Biodiversity and ecosystem stability in a decadelong grassland experiment, in: *Nature, Vol. 441*, S. 629–632.
- Tilman, D., D. Wedin und J. Knops (1996): Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems, in: *Nature, Vol. 379*, S. 718–720.
- Tisdell, C. (1997): Capital/natural resource substitution: the debate of Georgescu-Roegen (through Daly) with Solow/Stiglitz, in: *Ecological Economics, Vol. 22*, S. 289–291.
- Tiwari, S. und J. Amezaga (2009): An Institutional Analysis of Negotiation Support Systems for Watershed Environmental Services: A Case Study of the Bhoj Wetlands, Madhya Pradesh, India, in: *Payment for Ecosystem Services*, hrsg. v. R. Muradian und P. Kumar, S. 44–63.
- Toman, M. A. und P. M. S. Ashton (1996): Sustainable Forest Ecosystems and Management: A Review Article, in: *Forest Science, Vol. 42*, S. 366–376.
- Trommter, M. (2005): Biodiversity and international stakes: A question of access, in: *Ecological Economics, Vol. 53*, S. 573–583.

- UN Framework Convention on Climate Change (2005): Report of the Conference of the Parties on its eleventh session, held in Montreal from 28 November to 10 December 2005.
- UN Framework Convention on Climate Change (2007): Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 December to 15 December 2007.
- UN Framework Convention on Climate Change (2009): Report of the Conference of the Parties on its fifteenth session, held in Copenhagen from 7 December to 19 December 2009.
- United Nations (1992): *Convention on Biological Diversity*, United Nations.
- United Nations (1994): *Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen*, United Nations.
- United Nations (2011): Total population, both sexes combined (thousands), URL <http://data.un.org/Data.aspx?q=world+population&d=PopDiv&f=variableID:12;crID:900>, Stand: 05. Juni 2012.
- Utler, S. (2012, April): Orang-Utan-Wald steht in Flammen, URL <http://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/0,1518,826412,00.html>, Stand: 05. Juni 2012.
- van der Werf, G. R., D. C. Morton, R. S. DeFries, J. G. J. Olivier, P. S. Kasibhatla, R. B. Jackson, G. J. Collatz und J. T. Randerson (2009): CO<sub>2</sub>-Emissions from forest loss, in: *Nature Geoscience*, Vol. 2, S. 737–738.
- Vatn, A. (2002): Multifunctional agriculture: some consequences for international trade regimes, in: *European Review of Agricultural Economics*, Vol. 29, S. 309–327.
- Vatn, A. (2005): *Institutions and the Environment*, Cheltenham.
- Verchot, L. V. und E. Petkova (2009): The state of REDD negotiations: Consensus points, options for moving forward and research needs to support the process, Technical Report, Center of International Forestry Research.

- Vincent, J. R. und C. S. Binkley (1993): Efficient Multiple-Use Forestry May Require Land-Use Specialization, in: *Land Economics*, Vol. 69, S. 370–376.
- Virginia, R. A. und D. H. Wall (2001): Principals of Ecosystem Function, in: *Encyclopedia of Biodiversity*, Volume 2, hrsg. v. S. Asher, S. 345–352.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco und J. M. Melillo (1997): Human Domination of Earths Ecosystems, in: *Science*, Vol. 277, S. 494–499.
- Voinov, A. und J. Farley (2007): Reconciling sustainability, systems theory and discounting, in: *Ecological Economics*, Vol. 63, S. 104–113.
- Wacker, H. und J. E. Blank (1998): *Ressourcenökonomik, Band I: Einführung in die Theorie regenerativer Ressourcen*, Oldenburg.
- Walker, B. (1992): Biodiversity and ecological redundancy, in: *Conservation Biology*, Vol. 6, S. 18–23.
- Weikard, H.-P. (1998): Der Wert der Artenvielfalt: Eine methodische Herausforderung an die Ökonomik, in: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, Vol. 21, S. 263–273.
- Weikard, H.-P. (2002): Diversity Functions and the Value of Biodiversity, in: *Land Economics*, Vol. 78, S. 20–27.
- Weisbrod, B. A. (1964): Collective-Consumption Services of Individual Consumption Goods, in: *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 78, S. 471–477.
- Weltbank (2011a): Data GDP (current US Dollar), URL <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.CD>, Stand: 05. Juni 2012.
- Weltbank (2011b): GEF benefits index for biodiversity, URL <http://data.worldbank.org/indicator/ER.BDV.TOTL.XQ/countries/HT-XJ-XM?display=graph>, Stand: 05. Juni 2012.
- Weltbank (2011c): Poverty headcount ratio at rural poverty line (population), URL <http://data.worldbank.org/indicator/SI.POV.RUHC>, Stand: 05. Juni 2012.



- Weltbank (2011d): Poverty headcount ratio at US Dollar 1.25 a day (PPP) (population), URL <http://data.worldbank.org/indicator/SI.POV.DDAY>, Stand: 05. Juni 2012.
- Wendland, K. J., M. Honzák, R. Portela, B. Vitale, S. Rubinoff und J. Randrianarisoa (2009): Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar, in: *Ecological Economics*, Vol. 69, S. 2093–2107.
- Wertz-Kanounnikoff, S. und M. Kongphan-apirak (2009): Emerging REDD+, A preliminary survey of demonstration and readiness activities, *Technical Report*, Nr. 46, Center of International Forestry Research.
- Wicke, L. (1993): *Umweltökonomie* (4. Aufl.), München.
- Williamson, O. E. (1981): The Economics of Organization: The Transaction Cost Approach, in: *The American Journal of Sociology*, Vol. 87, S. 548–577.
- Williamson, O. E. (1985): *The Economic Institutions of Capitalism*, New York.
- Woll, A. (2006): *Volkswirtschaftslehre*, München.
- Wooldridge, J. M. (2009): *Introductory Econometrics - A Modern Approach* (4. Aufl.), New Jersey.
- Working Group I of the IPCC (2001): *Climate Change 2001: The Scientific Basis*, Cambridge University Press.
- Wossink, A. und S. M. Swinton (2007): Jointness in production and farmers willingness to supply non-marketed ecosystem services, in: *Ecological Economics*, Vol. 64, S. 297–304.
- Wunder, S. (2005): Payments for environmental services: Some nuts and bolts, Technical Report, Center of International Forestry Research.
- Wunder, S. (2007): The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation, in: *Conservation Biology*, Vol. 21, S. 48–58.

- Wunder, S. und M. Alban (2008): Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 685–698.
- Wunder, S., S. Engel und S. Pagiola (2008): Taking Stock: A comparative analysis of Payments for Environmental Services Programs in Developed and Developing Countries, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 834–852.
- Wünscher, T., S. Engel und S. Wunder (2008): Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits, in: *Ecological Economics*, Vol. 65, S. 822–833.
- Zbinden, S. und D. R. Lee (2005): Paying for Environmental Services: An Analysis Of Participation in Costa Rica's PSA Program, in: *World Development*, Vol. 33, S. 255–272.
- Zilberman, D., L. Lipper und N. McCarthy (2008): When could payments for environmental services benefit the poor?, in: *Environment and Development Economics*, Vol. 13, S. 255–278.







Der Schutz von Biodiversität steht seit der Verabschiedung der Biodiversitätskonvention auf der politischen Agenda. Eine wachsende Bedeutung erhalten dabei Payments for Environmental Services (PES), welche jedoch hohe Transaktionskosten aufweisen.

Mit der Bündelung von PES-Programmen wird die Hoffnung verbunden, dass es zu einer Senkung der Transaktionskosten kommt. Die Wirkungen durch die Zusammenlegung von mehreren PES-Programmen auf das Schutzniveau von Biodiversität und die Produktionsweise des landwirtschaftlichen Sektors werden innerhalb eines theoretischen Ansatzes aufgezeigt. Darüber hinaus werden die Voraussetzungen für einen effizienteren Schutz durch eine Bündelung innerhalb dieses Ansatzes herausgearbeitet.

Große Bedeutung kommt zur Zeit dem Ansatz des Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation plus (REDDplus), innerhalb des internationalen Umweltschutzes zu. Im empirischen Teil der Arbeit wird daher überprüft, ob die im theoretischen Teil aufgezeigten Voraussetzungen innerhalb des REDDplus-Ansatzes bei der Einbeziehung des Schutzes von Biodiversität in ein Klimaschutzinstrument erfüllt sind.

