

UFZ-Bericht 05/2010

Ökonomische Aspekte von REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Degradation)

Florian Körner

UFZ – Bericht

Ökonomische Aspekte von REDD
(Reducing Emissions from Deforestation and Degradation)

Florian Körner

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie

Der vorliegende Bericht basiert auf einer Masterarbeit, die im Oktober 2010 an der Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg eingereicht wurde. Fachlich betreut wurde sie von Prof. Dr. Bernd Hansjürgens (Department Ökonomie, Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung UFZ und Lehrstuhl für Umweltökonomik, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg).

Zusammenfassung

Durch Freisetzung des in den Wäldern gespeicherten Kohlenstoffs ist die Entwaldung für ca. 18 Prozent der weltweiten Treibhausgasemissionen verantwortlich und somit nach dem Energiesektor die zweitgrößte Emissionsquelle. Die Begrenzung der globalen Erderwärmung auf durchschnittlich zwei Grad Celsius erfordert bis zum Jahr 2050 einen Rückgang der globalen Treibhausgasemissionen um etwa 70 Prozent gegenüber dem Niveau von 2005. Dieses Ziels wird ohne Maßnahmen zur signifikanten Reduzierung der Emissionen aus dem Forstsektor also kaum zu erreichen sein. Im Rahmen der UN-Klimarahmenkonventionen (*UNFCCC*) wird über die Aufnahme solcher Aktivitäten unter dem Namen **REDD** (*Reducing Emissions from Deforestation and Degradation*) in ein Post-Kyoto-Protokoll ab 2012 verhandelt.

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit den ökonomischen Aspekten von REDD, wobei sie sich hauptsächlich auf die Kosten und Finanzierungsmöglichkeiten der Emissionsreduktionen im Forstsektor konzentriert. Zudem wird die grundlegende Idee eines zukünftigen REDD-Mechanismus vorgestellt und darüber hinaus dessen am meisten diskutierten Ausgestaltungsmöglichkeiten auf globaler Ebene aufgezeigt.

In seiner Grundidee sieht REDD Zahlungen an die Besitzer bedrohter Wälder (hauptsächlich tropischer Wälder) im Falle vermiedener Entwaldung vor, um diesen die Leistung der Speicherung von CO₂ und somit die Vermeidung von Emissionen zu vergüten. Dadurch soll den Waldbesitzern ein Anreiz zur Walderhaltung geboten werden. Dem gespeicherten Kohlenstoff soll also ein Wert beigemessen werden, um die Entscheidungsgrundlage der Waldbesitzer so zu verändern, dass Walderhaltung die rationale, sprich nutzenmaximale Strategie ist und somit der ökonomische Druck von diesen Wäldern genommen wird.

Da Walderhaltung aktuell meist mit einem Verzicht auf Mehrerträge aus alternativer Landnutzung (z.B. landwirtschaftlicher Nutzung) verbunden ist, bestehen die Kosten der Bereitstellung dieser Emissionsreduktionen (Vermeidungskosten) hauptsächlich aus den Opportunitätskosten der Walderhaltung. Die Zahlungen im Rahmen von REDD müssen diese mindestens ausgleichen, um ausreichende Anreize zur Walderhaltung zu setzen. Die Schätzung dieser Opportunitätskosten ist mit mehreren methodischen Herausforderungen verbunden. Darüber hinaus fallen im Rahmen von REDD auch Transaktionskosten an, die aufgrund des Vorliegens von *Economies of Scale* insbesondere für die Realisierung kleinerer

Waldschutzprojekte eine Hürde darstellen, was die Gefahr birgt, dass mit der Bekämpfung der Armut in Entwicklungsländern ein möglicher Nebeneffekt von REDD nicht erreicht wird. Dies stellt die Forderung geeigneter institutioneller Arrangements bzw. allgemein der Schaffung von Bedingungen zur Senkung dieser Transaktionskosten heraus.

Von besonderer Bedeutung bei der Finanzierung von REDD-Aktivitäten ist die marktbasierende Finanzierung. Hier werden REDD-Projekte hauptsächlich in Form von Offsetmöglichkeiten in die internationalen CO₂-Märkte (Compliance-Märkte) integriert. Somit stehen Ländern, die nach dem Kyoto-Protokoll einer Emissionsbeschränkung unterliegen, weitere kostengünstige Reduktionsmöglichkeiten zur Erreichung ihrer Reduktionsziele zur Verfügung. Ist hier vor allem eine kurzfristige Effizienzsteigerung bei der Erreichung der Emissionsziele zu erwarten, dürfen eventuelle negative Auswirkungen auf die Erreichung langfristiger klimapolitischer Ziele nicht unberücksichtigt bleiben, da durch eine Integration dieser Reduktionsmöglichkeiten in die CO₂-Märkte die Anreize für Investitionen in eigene Emissionsreduktionen sinken können. Diese Probleme sollten gelöst werden, da langfristig eine Marktfinanzierung gerade für die Bereitstellung verlässlicher und ausreichender Mittel zur Finanzierung von umfassenden Aktivitäten zum Waldschutz und den damit verbundenen Emissionsreduktionen als unverzichtbar erscheint.

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	IV
TABELLENVERZEICHNIS	IV
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	V

1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Ziel und Aufbau der Arbeit	2

TEIL I: REDD und seine ökonomischen Grundlagen

2 Grundlagen von REDD	5
2.1 Der Wald, CO ₂ und Möglichkeiten zur Emissionsreduktion	5
2.2 REDD	9
2.2.1 Grundsätzliche Funktionsweise	9
2.2.2 Anforderungen an REDD	11
2.2.3 Ausgestaltung von REDD	13
3 Die Ökonomik hinter REDD	20
3.1 Externe Effekte und Marktversagen	20
3.2 Net-Present-Value und Diskontierung	22

TEIL II: Ausgewählte ökonomische Aspekte von REDD

4 Kosten von REDD	26
4.1 Grundlagen der Kosten von REDD	26
4.2 Opportunitätskosten	29
4.2.1 Theorie der Opportunitätskosten bei REDD	29
4.2.2 Methodische Herausforderung der Opportunitätskostenschätzung	38
4.2.3 Empirische Modelle zur Abschätzung der Opportunitätskosten	42
4.2.4 Simulationsmodelle zur Abschätzung der Opportunitätskosten	50
4.3 Transaktionskosten	54
4.4 Zwischenfazit: Kosten von REDD	59

5 Finanzierung von REDD	61
5.1 Fondsfinanzierung.....	61
5.2 Marktfinanzierung.....	63
5.2.1 Finanzierung durch Integration von REDD in den Compliance-Markt.....	63
5.2.2 Kritikpunkte und Gefahren der Marktfinanzierung	65
5.2.3 Lösungsmöglichkeiten für Probleme der Marktfinanzierung	70
5.2.4 Ansätze zur partiellen Anbindung von REDD an den Compliance-Markt.....	78
5.3 Phasenansatz zur Finanzierung von REDD	80
5.4 Zwischenfazit: Finanzierung von REDD	82
6 Empfehlungen und Ausblick.....	83
LITERATURVERZEICHNIS	VII
ANHANG.....	XV

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

<i>Abb. 1: Durchschnittliche Kohlenstoffdichte verschiedener Ökosysteme</i>	6
<i>Abb. 2: Jährliche Emission aus Entwaldung zwischen 1850-2000</i>	8
<i>Abb. 3: Fehlende Additionality von Reduktion durch falsch gesetzte Baseline</i>	17
<i>Abb. 4: Überblick über die Bausteine von REDD und ihre Ausgestaltungsformen</i>	19
<i>Abb. 5: Externe Effekte und Fehlallokation</i>	20
<i>Abb. 6: Internalisierung externer Effekte durch REDD-Zahlung zur Walderhaltung</i>	24
<i>Abb. 7: Beispielhafte Angebotskurve von REDD-Reduktionen</i>	26
<i>Abb. 8: Gesamtkosten unter verschiedenen Zahlungssystemen</i>	28
<i>Abb. 9: Opportunitätskosten der Walderhaltung</i>	30
<i>Abb. 10: Zeitliche Ertragsmuster verschiedener Landnutzungsformen</i>	33
<i>Abb. 11: Opportunitätskosten pro Periode</i>	34
<i>Abb. 12: Kohlenstoffpfade verschiedener Landnutzungen</i>	36
<i>Abb. 13: Verschiedene Methoden zur Ermittlung zukünftiger Landnutzung</i>	38
<i>Abb. 14: Vermeidungsmengen zum BEP bei unterschiedlichen Verteilungen</i>	44
<i>Abb. 15: Ergebnisse des GCOMAP, DIMA, GTM</i>	51
<i>Abb. 16: Lücke in der MRV-Kapazität in 99 Nicht-Annex-1-Ländern</i>	58
<i>Abb. 17: Grundlegende Funktionsweise der Marktfinanzierung</i>	63
<i>Abb. 18: Funktionsweise einer marktbasierter Finanzierung mit Offset-Charakter</i>	64
<i>Abb. 19: Reduzierung des Angebots an REDD-Credits durch Baselinesetzung</i>	70
<i>Abb. 20: Bestimmung des CO₂-Preises im Compliance-Markt</i>	72
<i>Abb. 21: Effekt von REDD-Credits unter verschiedenen Supplementarity Limits</i>	73
<i>Abb. 22: Funktionsweise von temporären Credits</i>	75
<i>Abb. 23: Potential der Marktfinanzierung zu unterschiedlichen Zeitpunkten</i>	81

TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tabelle 1: Drei einfache regionale empirische Modelle und ihre Ergebnisse</i>	43
<i>Tabelle 2: Opportunitätskosten in Bolivien</i>	48
<i>Tabelle 3: Ergebnisse der empirischen Opportunitätskostenschätzungen von Grieg-Gran</i>	49

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Abb.	Abbildung	IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
AN	Alternative Nutzung	ICER	long-term Certified Emission Reduction
AR	Afforestation, Reforestation	LUCF	Land-Use Change and Forestry
ASB	Alternatives to Slash-and-Burn	LULUCF	Land-Use, Land-Use Change and Forestry
BAU	Business-as-Usual	MAC	Marginal Abatement Costs
BEP	Break-Even-Preis	MRV	Monitoring, Reporting, Verification
C	Kohlenstoff	N	Anzahl Jahre im Betrachtungszeitraum
CDM	Clean Development Mechanism	N₂O	Distickstoffoxid
CER	Certified Emission Reduction	NE	Nettoertrag
CF	CashFlow (Verkaufserlöse)	NPV	Net Present Value
CfRN	Coalition for Rainforest Nations	ODA	Official Development Assistance
CO₂	Kohlenstoffdioxid	OK	Opportunitätskosten
CO₂eq	Kohlenstoffdioxidäquivalent	PES	Payments for Environmental Services
COMIFAC	Central African Forests Commission	Pg	Petagramm
COP	Conference of the Parties	PNG	Papua-Neuguinea
DAF	Development-Adjusted-Factor	POLES	Prospective Outlook on Long-term Energy Systems
DIMA	Dynamic Integrated Model of Forestry and Alternative Land Use	ppm	Parts per Million
DRC	Democratic Republic of the Congo	r	Risikofreier Zins
EC	European Commission	RED	Reducing Emissions from Deforestation
EU ETS	European Union Emission Trading Scheme	REDD	Reducing Emissions from Deforestation an Degradation
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations	s	Risikoprämie
FCPF	Forest Carbon Partnership Facility	SC	Supply Curve
FuE	Forschung und Entwicklung	t	Tonne
GCOMAP	Generalized Comprehensive Mitigation Assessment Process Model	t_n	Zeitpunkt n
GK	Grenzkosten	tCER	temporary Certified Emission Reduction
GN	Grenznutzen	TDERM	Tropical Deforestation Reduction Mechanism
Gt	Gigatonne	TDERU	Tropical Deforestation Emission Reduction Unit
GTM	Global Timber Model	u	Atomare Masse
ha	Hektar		

UBA	Umweltbundesamt	UN-REDD	United Nations Collaborative Programme on Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries
UNDP	United Nations Development Programme		
UNEP	United Nations Environment Programme		
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change	US\$	US-Dollar
		VCS	Voluntary Carbon Standard
		WITCH	World Induced Technical Change Hybrid Model

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Um die Risiken für Mensch und Natur aus einer starken Veränderung des Klimas abzuwenden, hat sich die Europäische Union zum Ziel gesetzt, den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur auf maximal zwei Grad Celsius gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen (vgl. EC 2007, S.2). Modelle, die den Einfluss der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre auf die durchschnittliche globale Erderwärmung schätzen, sehen bei einer Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre bei max. 450ppm CO₂eq eine realistische Chance, dieses Ziel zu erreichen.¹ Hierfür sind jedoch erhebliche Emissionsreduktionen erforderlich. Laut *Stern Report*, der einen Anstieg der jährlichen globalen Treibhausgasemissionen im Business-as-Usual-Szenario (BAU-Szenario) auf ca. 85 GtCO₂eq im Jahr 2050 prognostiziert, müssen hierfür die globalen Emissionen bis zum Jahr 2050 um mindestens 70 Prozent gegenüber 2005 gesenkt werden (vgl. Stern 2007, S.200, 206).² Solche erheblichen Emissionsreduktionen erfordern zum einen schnelle und drastische Handlungen und zum anderen das in Betracht ziehen aller verfügbarer Maßnahmen, die zur Abschwächung des Klimawandels beitragen können.

Bei der Diskussion über geeignete und effiziente Maßnahmen zur Erreichung dieser Stabilisationsziele trat der Wald in den letzten Jahren immer mehr in den Vordergrund. Die Entwaldung (überwiegend in den Tropenregionen) ist durch die Freisetzung der in den Wäldern gespeicherten Kohlenstoffbestände für ca. 18 Prozent der jährlichen globalen Treibhausgasemissionen verantwortlich und damit nach dem Energiesektor die zweitgrößte Emissionsquelle schädlicher Treibhausgase (vgl. World Resources Institute). Somit scheint ein Erreichen der notwendigen Reduktionsziele ohne sofortige Maßnahmen zur Reduzierung der Entwaldung als nahezu unmöglich (vgl. EC 2009). Darüberhinaus dienen Wälder zusätzlich als Senke, da sie gerade in ihrer Wachstumsphase in der Lage sind, CO₂ aus der Atmosphäre zu absorbieren und einzulagern (Sequestrierung).

Nachdem der Wald lediglich mit Aufforstungsmaßnahmen in Entwicklungsländern im Rahmen des *Clean-Development-Mechanism (CDM)* seine Berücksichtigung im Kyoto-

¹ Nach Schätzungen des *IPCC TAR 2001* liegt die Wahrscheinlichkeit für das Überschreiten des 2-Grad-Ziels bei einer Stabilisierung auf dem Niveau von 450ppm CO₂eq bei lediglich 38% (vgl. Stern 2007 S.195).

² Die Schätzung unterstellt einen bestimmten Emissionspfad bis 2050, bei dem die jährlichen Emissionen im Jahr 2010 ihren Höhepunkt erreichen und danach kontinuierlich abfallen (vgl. Stern 2007 S.199f).

Protokoll fand, betrat er 2005 erneut das Parkett internationaler Klimaverhandlungen. In Vorbereitung auf den Weltklimagipfel in Montreal schlug die *Coalition for Rainforest Nations (CfRN)* unter Führung von Papua-Neuguinea und Costa Rica vor, einen Mechanismus zur Reduzierung von Emissionen aus Entwaldung (**RED** - Reducing Emissions from Deforestation) in die Verhandlungen über ein Post-Kyoto-Protokoll im Rahmen der UN-Klimarahmenkonventionen (*UNFCCC*) einzubeziehen. Diese Länder sehen hierin vor allem eine Möglichkeit zum Schutz ihrer Wälder, gleichzeitig aber auch eine Möglichkeit, ihr „ökonomisches Kapital“ in den Wäldern zu aktivieren, indem ihnen die Leistung der CO₂-Speicherung vergütet wird. Auf der Weltklimakonferenz in Bali (2007) wurde beschlossen, einen solchen Mechanismus in die Verhandlungen über ein Post-Kyoto-Protokoll zur Abschwächung des Klimawandels einzubeziehen (vgl. Börner/Wunder 2008, S.497). Aufgrund des großen Potentials an kostengünstigen und schnell realisierbaren Emissionsreduktionen gewann dieser Ansatz schnell an Bedeutung. Bezog sich der ursprüngliche Vorschlag der *CfRN* lediglich auf die Reduktion aus Entwaldung, so wurde aber rasch erkannt, dass in einigen Ländern (insb. in Mittelafrrika) nicht die Emissionen aus Entwaldung, sondern die Emissionen aus der Degradierung des Waldes das primäre Problem darstellen. Daraufhin wurde der Mechanismus zu **REDD** (Reducing Emissions from Deforestation and Degradation) ausgeweitet. Wie die Weltklimakonferenz in Kopenhagen gezeigt hat, beschränken sich die Überlegungen zwischenzeitlich nicht mehr nur allein auf die Reduzierung von Emissionen, sondern auch auf Integration gezielter Auf- bzw. Wiederaufforstungsprojekte zur zusätzlichen Nutzung der Senkenfunktion des Waldes. In Kopenhagen wurde außerdem die schnellstmögliche Umsetzung eines solchen REDD-Mechanismus beschlossen (vgl. Minang/Murphy 2010, S.1).

1.2 Ziel und Aufbau der Arbeit

Mit Aussicht auf Integration eines REDD-Mechanismus in ein internationales Klimaabkommen gewinnen Fragen zur genauen Ausgestaltung und deren Wirkung auf Effektivität, Effizienz und ökologische sowie soziale Integrität von REDD an Bedeutung. Aus ökonomischer Sicht sind dabei gerade Kosten- und Finanzierungsaspekte dieses Mechanismus von besonderer Relevanz.

Im Rahmen dieser Arbeit soll vor allem der Beitrag der Ökonomik zur Realisierung eines erfolgreichen REDD-Mechanismus beleuchtet werden. Für eine erfolgreiche Implementie-

rung und effektive sowie effiziente Bekämpfung der Entwaldung mit ökonomischen Mittel ist das Verständnis der grundlegenden ökonomischen Ursachen hoher Entwaldungsraten, gerade in Tropenregionen, unverzichtbar. Da REDD ökonomische Anreize zur Reduzierung von Emissionen aus Entwaldung vorsieht, soll auch diskutiert werden, wie solche ökonomischen Anreize ausgestaltet sein müssen, um die gewünschte Wirkung zu erzielen.

Da die vorliegende Arbeit nicht alle mit REDD verbundenen Fragen bearbeiten kann, konzentriert sie sich primär auf die Kosten- und Finanzierungsaspekte eines solchen Mechanismus. Dies bedeutet einerseits vor allem die Auseinandersetzung mit der Frage, welche Kostenarten mit den Emissionsreduktionen im Forstsektor verbunden sind und welche unterschiedlichen Modelle aktuell bei deren Quantifizierung eingesetzt werden. Dabei sollen methodische Einflüsse auf die Kostenschätzungen aufgezeigt und eventuelle Über- bzw. Unterschätzungen einzelner Modelle offengelegt werden, falls diese wichtige Einflussfaktoren auf die Kosten nicht berücksichtigen. Andererseits soll aufgezeigt werden, welche Finanzierungsmöglichkeiten für einen solchen Mechanismus zur Verfügung stehen, welche Probleme sich mit den einzelnen Finanzierungsarten ergeben und welche Lösungsmöglichkeiten hierfür diskutiert werden.

Die Arbeit ist hierfür in zwei Teile aufgeteilt. In **Teil I** (Kapitel 2 und 3) sollen zunächst der Mechanismus REDD und die ökonomischen Grundlagen hinter REDD beleuchtet werden, wohingegen in **Teil II** (Kapitel 4 und 5) mit den Fragen der Kosten und Finanzierung von REDD zwei wichtige ökonomische Aspekte aufgegriffen werden.

Kapitel 2 stellt die Rolle des Waldes im CO₂-Kreislauf sowie den Einfluss menschlicher Aktivitäten auf diesen Kreislauf heraus. Zudem wird die grundsätzliche Funktionsweise eines REDD-Mechanismus aus ökonomischer Sicht erläutert und dargelegt, welche Anforderungen für dessen Wirksamkeit erfüllt sein müssen. Anschließend werden verschiedene Ausgestaltungsmöglichkeiten auf internationaler Ebene diskutiert.

Kapitel 3 soll ein Erklärungsansatz liefern, warum es überhaupt zu solch hohen Entwaldungsraten kommt und warum diese aus gesamtgesellschaftlicher Sicht nicht optimal sind. Zudem soll erläutert werden, auf welcher Grundlage die Entscheidungen der Waldbesitzer beruhen und somit wie ökonomische Anreize ausgestaltet sein müssen, um die Waldbesitzer zur Walderhaltung zu veranlassen. In diesem Zusammenhang werden Begriff und Wirkung externer Effekte sowie das Konzept des *Net-Present-Value (NPV)* als

Grundlage für ökonomische Entscheidungen mit intertemporalem Charakter erläutert. Dieses Kapitel soll vor allem die ökonomische Wirkung von REDD verdeutlichen und somit diesem Ansatz eine ökonomische Legitimation verleihen.

Kapitel 4 befasst sich mit den Kosten der Emissionsvermeidung durch reduzierte Entwaldung und Walddegradierung. Hier wird auf die zwei Kostenarten, die mit der Realisierung dieser Reduktionen verbunden sind, eingegangen (*Opportunitätskosten* und *Transaktionskosten*), wobei wegen ihrer hohen Bedeutung der Fokus auf die Opportunitätskosten gelegt wird. Aus der Theorie der Opportunitätskosten von REDD werden methodische Herausforderungen für eine präzise Schätzung dieser Kosten abgeleitet. Anschließend werden unterschiedliche Modelle kategorisiert, erläutert und die Qualität ihrer Ergebnisse diskutiert. Zudem sollen die Wirkung von Transaktionskosten auf die Realisierung solcher Emissionsreduktionen aufgezeigt und Anhaltspunkte für die Höhe dieser Kosten aus Erfahrungen ähnlicher Projekte gegeben werden.

Kapitel 5 beleuchtet vor allem die Möglichkeiten der Finanzierung von REDD-Maßnahmen. Hierfür wird die Fondsfinanzierung sowie die Marktfinanzierung (Finanzierung durch Integration bzw. Anbindung von Emissionsreduktionen aus dem Forstsektor an die globalen Kohlenstoffmärkte) diskutiert. Besonders ausführlich werden die mit einer Marktfinanzierung verbundenen Probleme und Gefahren beschrieben und einige Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt. Anschließend wird dargestellt, wie Vorschläge zur zeitlichen Kombination beider Finanzierungsformen eine zu jedem Zeitpunkt ausreichende Finanzierung von REDD-Aktivitäten sicherstellen sollen.

TEIL I: REDD und seine ökonomischen Grundlagen

2 Grundlagen von REDD

2.1 Der Wald, CO₂ und Möglichkeiten zur Emissionsreduktion

Um die Bedeutung des Waldes für die Klimapolitik zu erkennen, ist es zunächst wichtig, die Rolle des Waldes im CO₂-Kreislauf zu verstehen. Bäume absorbieren insbesondere während ihres Wachstums CO₂ aus der Atmosphäre und wandeln es über die Photosynthese unter Nutzung der Sonnenenergie in Biomasse um. Hier bleibt das absorbierte CO₂ in Form von Kohlenstoff (C) zum Teil überirdisch in Blättern, Zweigen und Baumstämmen, aber auch unterirdisch in Wurzeln und im Boden gespeichert (vgl. Eliasch 2008, S.16f).

Die durch diesen Prozess der Sequestrierung eingelagerten Kohlenstoffbestände variieren in ihrem Durchschnitt zwischen den verschiedenen Waldarten (tropische, temperierte und boreale Wälder). Aber auch das Verhältnis des im Boden eingelagerten Kohlenstoffs zu dem in der Vegetation eingelagerten variiert. Der Bestand an Kohlenstoff in einem Gebiet wird durch dessen Kohlenstoffdichte beschrieben (meist angegeben in tC/ha). Nicht nur Waldgebiete speichern und lagern Kohlenstoff, sondern auch andere Ökosysteme wie Graslandschaften, Wüsten und landwirtschaftlich genutzte Flächen, durchschnittlich jedoch in geringerem Maße. Des Weiteren unterscheiden sich die Gebiete in ihrer Sequestrierungsrate, also in der Nettomenge an CO₂ die pro Zeiteinheit aus der Atmosphäre absorbiert und in der aufgebauten Biomasse eingelagert wird (vgl. IPCC 2001, S.192). So kann die Sequestrierungsrate als Stromgröße und die Kohlenstoffdichte als Bestandsgröße verstanden werden.³ Die nachstehende Grafik gibt einen Überblick über die durchschnittlichen Kohlenstoffdichten verschiedener Landarten.

³ Als Maß für die Sequestrierungsrate wird häufig die *Nettoprimärproduktivität* (*net primary production*) herangezogen. Dies ist die Menge an CO₂, die pro Zeiteinheit über die Photosynthese aus der Atmosphäre absorbiert wird (*Bruttoprimärproduktivität* (*gross primary production*)) abzüglich der Menge, welche die Pflanzen im gleichen Zeitraum durch ihre natürliche Atmung (*autotrophic respiration*) wieder in die Atmosphäre abgeben (vgl. IPCC 2001 S.191).

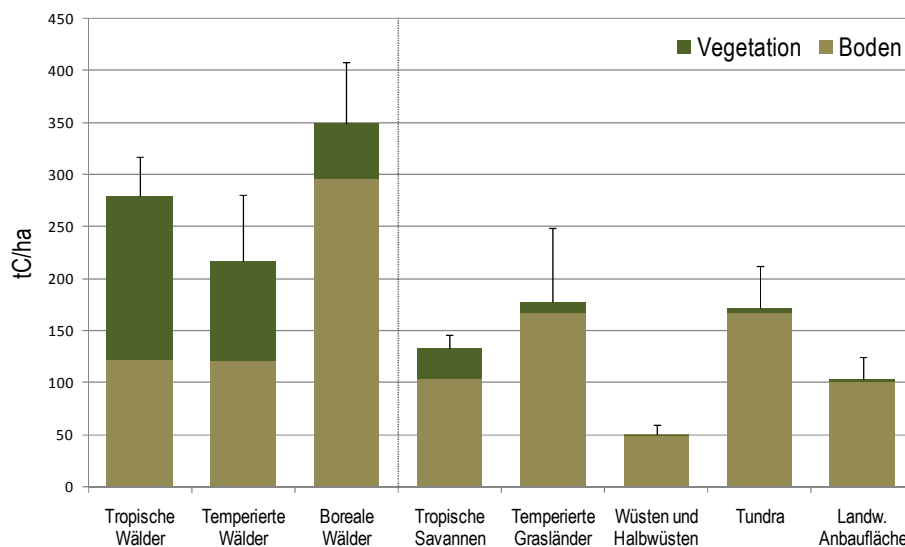


Abb. 1: Durchschnittliche Kohlenstoffdichte verschiedener Ökosysteme
(Quelle: Eigene Darstellung; Datenquelle: IPCC 2001 S.192).⁴

Die oben stehende Grafik spiegelt jedoch nur die globalen Durchschnitte der verschiedenen Ökosysteme wider. Die tatsächliche Kohlenstoffdichte bestimmter Gebiete innerhalb der einzelnen Ökosysteme kann z.B. in den verschiedenen Wäldern aufgrund unterschiedlicher Dichte des Baumbestandes oder Alter der Bäume auf einem Gebiet stark variieren. Aus der unterschiedlichen geografischen Verteilung der Ökosysteme (u.a. klimabedingt) ergibt sich folglich auch eine unterschiedliche geografische Verteilung der weltweiten Kohlenstoffbestände.

Es gilt nun zu beschreiben, wie sich menschliche Aktivitäten im Forstsektor auf den CO₂-Kreislauf auswirken.

Die Aktivitäten Aufforstung (*Afforestation*) und Wiederaufforstung (*Reforestation*), die häufig als *AR-Aktivitäten*⁵ bezeichnet werden, führen über den Aufbau neuer Biomasse zum Aufbau von Kohlenstoffbeständen in einem Gebiet. Sie erhöhen also dessen Kohlenstoffdichte und reduzieren folglich die Konzentration von CO₂ in der Atmosphäre. Der Wald dient hier also als Kohlenstoffsénke.

⁴ Die Werte geben die Mittelwerte zweier Studien an, wobei die Fehlerbalken die Maximalwerte angeben.

⁵ Die Tätigkeiten der Aufforstung und Wiederaufforstung unterscheiden sich dadurch, dass bei Aufforstung Wälder auf einem Gebiet gepflanzt werden, auf dem sich über einen gewissen Zeitraum in der Vergangenheit kein Wald befand, wobei Wiederaufforstung das Anpflanzen von Wäldern auf einem Gebiet bedeutet, auf dem in näherer Vergangenheit der Wald abgeholzt wurde (vgl. Betts et al. 2008, S.7).

Entwaldung führt hingegen zu einem Verlust an Biomasse und der Freisetzung des darin gespeicherten Kohlenstoffs in die Atmosphäre. Die Freisetzung des Kohlenstoffs folgt dabei, je nachdem, wie die Biomasse genutzt wird, unterschiedlichen zeitlichen Dynamiken. Wird diese z.B. durch Brandrodung eines Gebiets sofort vernichtet, kommt es zu einer sofortigen Emission des gespeicherten Kohlenstoffs in Form von CO₂.⁶ Wird das Holz zu (kurz- oder langlebigen) Holzprodukten weiterverarbeitet, entsteht ein Großteil der Emissionen erst am Ende der Nutzungsdauer, d.h. wenn die Holzprodukte verrotten oder verbrannt werden. Es kommt also lediglich zur zeitlichen Verzögerung der Emissionen. Bei der **Degradierung** eines Waldes (z.B. durch selektiven Holzschlag) kommt es ebenfalls zu einem Verlust an Biomasse und der Emission des darin gespeicherten Kohlenstoffs, jedoch in geringerem Maße als bei einer vollständigen Entwaldung.

Die oben genannten menschlichen Aktivitäten führen somit zu einem Austausch von CO₂-Beständen zwischen den terrestrischen Wald-Ökosystemen und der Atmosphäre (je nach Art der Aktivität in verschiedener Richtung). Die Rolle des Waldes bei der Abschwächung des Klimawandels ist nun offensichtlich. Während also die Vermeidung von Entwaldung und Degradierung einen weiteren Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre verhindert, sorgen AR-Aktivitäten für eine Reduzierung dieser Konzentration und dienen somit als Senke für Emissionen anderer Quellen. Schätzungen zufolge gehen allein auf die Nettoentwaldung (Entwaldung minus AR-Aktivitäten) 22 bis 43 Prozent des historischen Anstiegs der CO₂ Konzentration in der Atmosphäre zurück (Betts et al. 2008, S.8).⁷

Gerade in den kohlenstoffreichen tropischen Regenwaldregionen Südamerikas, Afrikas und Asiens sind derzeit die höchsten Entwaldungsraten zu beobachten, während in anderen Regionen der Welt die Waldfläche relativ konstant bleibt oder sogar durch Aufforstung zunimmt (vgl. FAO 2006, S.21). Die Ausweitung von Anbauflächen und Weideland ist in den Tropenregionen mit Abstand die häufigste direkte Ursache der Entwaldung, wobei dort auch die Holzgewinnung und Infrastrukturausweitung eine Rolle spielen (vgl. Geist/Lambin 2001, S.24).

⁶ Pro Tonne Kohlenstoff werden 3,67 Tonnen CO₂ emittiert. Dieser Umrechnungsfaktor von 3,67 ergibt sich aus den unterschiedlichen Atomgewichten (Atom CO₂ = 44u, C=12u. Daraus folgt 1tC=3,67 tCO₂).

⁷ Bei Schätzungen des historischen Beitrages der Entwaldung an der Erhöhung der atmosphärischen CO₂-Konzentration kommt es häufig zu Unterschätzungen, da der Verlust durch die verlorene Senkenfunktion auch etablierter Wälder und somit die fehlende Möglichkeit zur Aufnahme von CO₂ anderer Emissionsquellen unberücksichtigt bleibt (vgl. Betts et al. 2008 S.19).

Gerade aber der Umstand, dass tropische Wälder zudem noch eine hohe Kohlenstoffdichte aufweisen, führt dazu, dass in Tropenregionen die Hauptquelle der Emissionen aus Entwaldung liegt. Im Gegensatz dazu fungieren die nicht tropischen Regionen in den letzten Jahren primär als Senke (vgl. Houghton 2005, S.17). Die nachstehende Grafik zeigt die jährlichen Emissionen aus der Entwaldung in verschiedenen Regionen. Ein negativer Wert beschreibt, dass die Region im jeweiligen Jahr CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen hat.

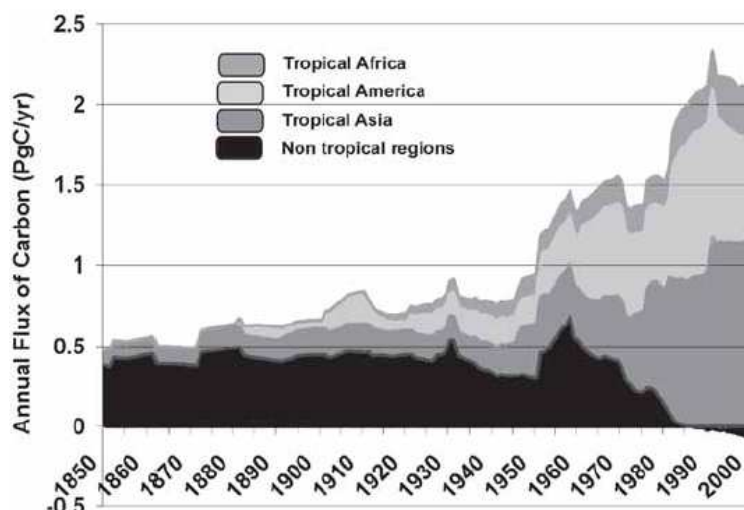


Abb. 2: Jährliche Emission aus Entwaldung zwischen 1850-2000
(Quelle: Houghton 2005 S.17).

Gerade in den Ländern mit tropischem Regenwald machen die CO₂-Emissionen aus sogenannten *LUCF-Aktivitäten* (Land-Use Change & Forestry) den größten Anteil an den gesamten Emissionen dieser Länder aus (häufig weit über 80 Prozent der nationalen Emissionen; vgl. Myers Madeira 2008, S.21). So ist es offensichtlich, dass gerade dort ein sehr hohes Potential zur Reduzierung der Emissionen aus Entwaldung besteht.

Zu beachten ist, dass die Emissionsreduktionen des Forstsektors gegenüber eher technologiebasierten Emissionsreduktionen anderer Sektoren (z.B. Energiesektor) eine Besonderheit aufweisen. So bestehen bei den Emissionsreduktionen im Forstsektor besonders Bedenken bezüglich der Permanenz erreichter Reduktionen, da hier Kohlenstoffbestände erhalten werden, die nah an der Erdoberfläche lagern und somit relativ leicht und schnell durch Störungen wieder freigesetzt werden können. Dies können sowohl durch den Mensch verursachte Störungen (z.B. politische Störungen; Devney et al. 2009, S.13, Tavoni et al. 2007, S.2), aber auch natürliche Störungen (z.B. Waldbrände) sein. Gerade deshalb dürfen mögliche Rückwirkungen des Klimawandels auf den Wald nicht

vernachlässigt werden. So führt die Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur zu einer erhöhten Anfälligkeit des Waldes für natürliche Störungen wie z.B. Waldbrände und zur Verringerung der Senkenfunktion, die auch etablierten Wäldern unter aktuellen Klimabedingungen noch zugesprochen wird (vgl. Eliasch 2008, S.16).

Der Forstsektor bietet gegenüber den meist technologiebasierten Emissionsreduktionsmaßnahmen in anderen Sektoren, vor allem aufgrund der Nichtnotwendigkeit einer vorherigen Technologieentwicklung, ein hohes Potential an schnell realisierbaren und kostengünstigen Emissionsreduktionen. Allerdings sollten die Auswirkungen einer Integration von Emissionsreduktionen aus dem Forstsektor auf andere Reduktionsmöglichkeiten bzw. auf deren Implementierung und Entwicklung berücksichtigt werden, die ebenfalls als Bestandteil in einem Portfolio aus Emissionsreduktionsmaßnahmen zur effizienten Erreichung der Klimaschutzziele gerade auf lange Sicht benötigt werden.

2.2 REDD

2.2.1 Grundsätzliche Funktionsweise

Der Grundgedanke von REDD ist relativ einfach: Er sieht Zahlungen an Waldinhaber vor, die als Anreiz zur Erhaltung eines intakten Waldes und somit zur Vermeidung der mit Abholzung und Degradierung verbundenen Emissionen dienen sollen.

Zurzeit können die Waldinhaber häufig kein oder lediglich ein sehr geringes Einkommen aus der Konservierung eines intakten Waldes beziehen. Für sie ist die Entwaldung zum Verkauf des Holzes und / oder zur anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung des Gebiets die ertragreichere Alternative und zudem kaum mit Opportunitätskosten auf individueller Ebene verbunden. Die Abholzung und landwirtschaftliche Nutzung der Gebiete dient dabei entweder der Deckung des eigenen Bedarfs (Subsistenzwirtschaft) oder aber der Bedienung der regionalen bzw. globalen Nachfrage nach Rohstoffen (Soja, Mais, Zuckerrohr etc.). Zudem stellt die Entwaldung und landwirtschaftliche Produktion gerade in vielen Entwicklungsländern wegen der dortigen Unterentwicklung anderer Wirtschaftssektoren und dem daraus folgenden Mangel an Arbeitsalternativen die einzige Einkommensmöglichkeit dar. Anders gesagt hat in der aktuellen Situation das Grundstück für den Besitzer einen höheren Wert, wenn es nicht mit Wald bewachsen ist, wonach eine Abholzung die rationale Konsequenz ist.

Dabei übernimmt ein intakter Wald eine Vielzahl an wertvollen Leistungen für die Gesellschaft, welche mit dessen Abholzung zerstört werden. Eine solche Leistung ist insbesondere die Speicherung von Kohlenstoff und somit auch die Vermeidung von Emissionen schädlicher Treibhausgase. REDD soll dafür sorgen, dass die Leistung des Waldes in der Speicherung von CO₂ und somit die Reduzierung von Emissionen den Waldinhabern vergütet wird. Dadurch soll dem gespeicherten Kohlenstoff im Wald ein ökonomischer Wert für die Waldbesitzer beigemessen werden, den diese bei Abholzung vernichten würden, womit die Rodung des Waldes mit erhöhten Kosten verbunden wird. REDD zielt also letztendlich darauf ab, dass ein Stück Land als intakter Wald den höchsten Wert für den Waldbesitzer hat und er sich somit aus rein rationalen Überlegungen für die Walderhaltung entscheiden wird. Auf diese Weise soll die Nachfrage der Gesellschaft nach den Leistungen des Waldes in ökonomische Anreize für die Waldbesitzer übersetzt werden (vgl. Börner/Wunder 2008, S.497).

Dabei stellt sich jedoch die Frage, warum die Entwaldung dieser Gebiete nicht einfach durch die Regierung in den einzelnen Ländern per Gesetz verboten wird. Solche traditionellen *Command-and-Control-Strategien*, die Entwaldung verbieten und dieses Verbot überwachen (sollen), waren in der Vergangenheit häufig ein ineffektives Mittel zur Bekämpfung der Entwaldung. Wegen unzureichender Durchsetzung solcher Gesetze (geringe Wahrscheinlichkeit der Bestrafung) und der Mangel an alternativen Einkommensmöglichkeiten zeigte sich die illegale Abholzung für die Waldbesitzer als die beste Alternative. So macht die illegale Entwaldung bspw. den Löwenanteil an der gesamten Entwaldung im Amazonasgebiet aus, und es gilt als eher unwahrscheinlich, dass solche Command-and-Control-Strategien auf einem Gebiet der Größe des Amazonas als alleiniges Mittel gegen die Entwaldung und die dabei entstehenden Emissionen wirksam sind (vgl. ebd.). Zudem stellen solche Strategien, die lediglich auf ein Verbot der Entwaldung abzielen, keine stabile ökonomische Situation dar, da der ökonomische Druck auf den Wald nicht vermindert wird, solange die Leistungen des Waldes dessen Besitzern nicht vergütet werden. Bei einem alleinigen Verbot bleibt die Abholzung und anderweitige Nutzung meist die beste Alternative und es besteht weiterhin der Anreiz zur Entwaldung, dem der Waldbesitzer aus der Rationalitätsannahme heraus nachgeben wird, sobald er irgendeine Möglichkeit dazu sieht (auch illegales Entwalden).

Bei REDD hingegen sollen finanzielle Anreize eine Walderhaltung zur dominanten Strategie machen, für die sich ein Waldbesitzer auch ohne Entwaldungsverbot entscheiden

würde. Hierdurch wird im Hinblick auf die Vermeidung von Emissionen aus Entwaldung eine stabile ökonomische Situation geschaffen.

Spätestens mit der Einführung der Compliance-Märkte und des Emissionshandels wurde dem Kohlenstoff (vielmehr dessen Einlagerung und somit der Vermeidung von Emissionen) ein monetärer Wert beigemessen. Gerade in tropischen Regionen, in denen sich die Böden von Natur aus häufig schlecht zum Anbau landwirtschaftlicher Produkte eignen, wird der Wald schon für landwirtschaftliche Tätigkeiten mit relativ geringem Ertrag geopfert. So würde durch den CO₂-Preis, wie er z.B. im Rahmen des Europäischen Emissionshandels gezahlt wird, in vielen Gebieten die Erhaltung des Waldes vorteilhaft werden und es könnte ein Großteil der Entwaldung vermieden werden.

Zudem könnten durch eine sorgfältige Ausgestaltung von REDD neben der Vermeidung von Emissionen weitere *Co-Benefits* erreicht werden, wie z.B. der Erhalt der Biodiversität oder anderer Ökosystemdienstleistungen des Waldes. Aber auch Co-Benefits, die nicht direkt mit den Leistungen des Waldes zusammenhängen, sind möglich. Hier wird als häufiger Aspekt die Armutsbekämpfung in den Entwicklungsländern angeführt. Denn REDD kann den dortigen Waldbesitzern Einkommensalternativen bieten, damit diese die für sie und die globale Gesellschaft werthaltige Ressource „Wald“ nicht mehr für Low-Value Landwirtschaft zur Existenzsicherung aufgeben müssen und gleichzeitig sogar noch besser gestellt werden können.

2.2.2 Anforderungen an REDD

Nachfolgend werden drei zentrale Anforderungen an einen REDD-Mechanismus herausgearbeitet, welche erfüllt sein müssen, damit ein solcher Mechanismus auch tatsächlich zu Emissionsreduktionen führt und somit einen Beitrag zur Abschwächung des Klimawandels leisten kann.

(1) *Additionality*

Die Zahlungen, die im Rahmen eines solchen Mechanismus geleistet werden, sollen nur für die Wälder geleistet werden, die im BAU-Szenario (in einer Welt ohne REDD) auch tatsächlich von der Entwaldung betroffen wären und somit Emissionen freisetzen würden. Nur dann würden durch REDD zusätzliche, also echte Emissionsreduktionen erreicht werden. Würden hingegen für Gebiete Zahlungen geleistet werden, die im BAU-Szenario nicht von der Entwaldung betroffen wären, käme es lediglich zu vermeintlichen Emissions-

reduktionen, da es auch ohne REDD nicht zu einer Entwaldung gekommen wäre. Solche vermeintlichen Emissionsreduktionen würden also die Additionality-Anforderung nicht erfüllen, und der Mechanismus würde sein Ziel verfehlen.

(2) Permanence

Dieses Kriterium adressiert die Gefahr potentieller Reversibilität der durch REDD erreichten Emissionsreduktionen, da leicht freizusetzende Kohlenstoffbestände weiterhin existent sind und somit die Gefahr einer späteren Freisetzung ständig gegeben ist (siehe Abschnitt 2.1). Beim Kriterium der Permanence wird dabei nicht gefordert, dass permanent neue Reduktionen erreicht werden müssen, sondern vielmehr, dass eine geschehene Reduktion (für die eine Zahlung geleistet wurde) auch eine dauerhafte Wirkung hat und nicht zu einem späteren Zeitpunkt, sei es durch menschliche oder natürliche Störungen, wieder neutralisiert wird. Es muss also vermieden werden, dass es trotz Zahlungen zu keiner dauerhaften Reduktion kommt, d.h. Emissionsreduktionen aus REDD müssen nachhaltig sein und dauerhaft zu einer niedrigeren CO₂-Konzentration in der Atmosphäre führen (vgl. Myers Madeira 2008, S.53f).

(3) Leakage-Vermeidung

Leakage beschreibt den Prozess, bei dem durch Schutz eines Waldgebietes die Entwaldung und somit die daraus entstehenden Emissionen ganz oder teilweise in ein nicht geschütztes (vom Mechanismus nicht erfasstes) Gebiet verlagert werden.⁸ Dies hätte zur Folge, dass die im geschützten Gebiet erreichten Emissionsreduktionen durch eine hierdurch induzierte Erhöhung der Emissionen in anderen Gebieten ganz oder teilweise wieder rückgängig gemacht werden würden (denn bei der Emission von Treibhausgasen ist es egal, wo deren Emission stattfindet). Ein REDD-Mechanismus muss also so ausgestaltet sein, dass es durch den Schutz eines Gebiets nicht zu erhöhten Entwaldungsraten (und somit Emissionen) in anderen Gebieten kommt.

Die Leakage-Problematik wird häufig danach unterschieden, ob die Abwanderung in ein naheliegendes nicht geschütztes Gebiet innerhalb der Grenzen eines Landes (*nationales Leakage*) stattfindet, oder aber ob es zu einer Verlagerung der Emissionen aus Entwaldung in andere Länder kommt (*internationales Leakage*). Die Funktionsweise gerade von internationalem Leakage lässt sich wie folgt beschreiben: Die großflächige Implementierung

⁸ Der IPCC definiert Leakage als „*the unanticipated decrease or increase in GHG benefits outside of the project's accounting boundary [...] as a result of project activities*“ (IPCC 2000b, S.246).

von REDD in einem Land führt zur Reduzierung des Angebots an Rohstoffen (deren Produktion Entwaldung verursacht) an den Weltmärkten, was c.p. eine Erhöhung der Weltmarktpreise dieser Rohstoffe nach sich zieht und somit in Ländern, die nicht an einem REDD-Mechanismus teilnehmen, den Anreiz zur Ausweitung des Angebots dieser Rohstoffe durch dortige Entwaldung bietet (vgl. Murray 2008, S.12).

In der REDD-Diskussion bleibt die mögliche Verlagerung der Emissionen in andere Sektoren (*intersektorelles Leakage*) weitestgehend unberücksichtigt. So wird z.B. durch Emissionsvermeidung im Forstsektor die Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen begrenzt, was zu einer intensivieren Nutzung bereits bestehender landwirtschaftlicher Flächen und somit zum erhöhten Ausstoß an Treibhausgasen im Agrarsektor (z.B. in Form von N₂O durch verstärkten Einsatz von Düngemittel)⁹ führen kann (vgl. Obersteiner et al. 2009, S.4).

Nachdem die Anforderungen an einen REDD-Mechanismus dargelegt wurden, sollen nun verschiedene Möglichkeiten einer REDD-Architektur auf globaler Ebene aufgezeigt werden, die u.a. diese Anforderungen erfüllen soll.

2.2.3 Ausgestaltung von REDD

Die genaue Ausgestaltung eines REDD-Mechanismus beeinflusst nicht nur dessen Fähigkeit, die oben aufgeführten Anforderungen zu erfüllen und somit seine Effektivität zu sichern, sondern hat auch maßgeblichen Einfluss auf seine Effizienz (wird eine gegebene Menge an Reduktionen zu möglichst minimalen Kosten erreicht?) sowie die Verteilung der Erträge (welche Länder bzw. Personengruppen profitieren von einem REDD-Mechanismus?). Häufig wird auch zusätzlich zur Effektivität und Effizienz eine faire Verteilung der Erträge sowohl innerhalb als auch zwischen den Ländern sowie eine explizite Berücksichtigung von Co-Benefits gefordert (vgl. Angelsen / Wertz-Kanounnikoff 2008, S.18ff).

Bei der Gestaltung eines solchen Mechanismus müssen hierbei verschiedene Dimensionen berücksichtigt und spezifiziert werden. Die essentiellen Dimensionen (*REDD-Bausteine*) werden folgend dargestellt und deren am häufigsten diskutierten Ausgestaltungsmöglichkeiten aufgezeigt.

⁹ Zur besseren Vergleichbarkeit der Emissionen verschiedener Treibhausgase werden diese meist in CO₂-Äquivalenten (CO₂eq) angegeben. Ein Überblick über die Treibhausgase nach dem Kyoto-Protokoll bietet *Anhang Ib*.

1. Baustein: SCOPE

Im Baustein *Scope* muss festgelegt werden, welche Aktivitäten im Forstsektor in einen REDD-Mechanismus integriert werden und folglich Zahlungsansprüche generieren. Die Aktivitäten lassen sich in zwei Gruppen aufteilen. Die erste Gruppe umfasst Handlungen, deren Ziel es ist, Emissionen aus der Entwaldung bzw. Degradierung zu vermeiden, um bestehende Kohlenstoffbestände in den Wäldern zu erhalten. Die zweite Gruppe besteht aus Aktivitäten, die am Sequestrierungspotential des Waldes zum Aufbau neuer Kohlenstoffbestände durch die Absorption und Bindung von CO₂ aus der Atmosphäre ansetzen (hauptsächlich AR-Aktivitäten, siehe Kapitel 2.1).

Innerhalb der ersten Gruppe stellt sich die Frage, ob lediglich Anreize zur Reduzierung der Entwaldung (**RED**) oder ob darüberhinaus Anreize zur Reduzierung aus der Degradierung des Waldes (**REDD**) gesetzt werden sollen. Dabei spielen der Zusammenhang zwischen Entwaldung und Walddegradierung sowie deren Gemeinsamkeiten eine bedeutende Rolle. So führt zu einer Degradierung wie auch Entwaldung zum Verlust an Biomasse und zur Freisetzung des darin gespeicherten Kohlenstoffs (wenn auch in unterschiedlicher Größenordnung). Zum anderen führt fortwährende Degradierung im Zeitverlauf zu Entwaldung (vgl. DeFries et al. 2007, S.386). Hierbei spielt gerade die Definition von Wald im Rahmen von REDD eine bedeutende Rolle (also wann wird eine Fläche überhaupt als Wald bezeichnet und wann nicht mehr).¹⁰ Im Rahmen der UNFCCC wird eine Fläche als Wald definiert, sobald gewisse Schwellenwerte erreicht sind, u.a. wenn eine gewisse Fläche zu mindestens 10 Prozent mit Baumkronen bedeckt ist.¹¹ Ohne die explizite Aufnahme von Emissionen aus Degradierung werden für solche Reduktionen keine Zahlungen geleistet und den Waldbesitzern nur wenig Anreiz geboten, diese zu reduzieren. Überlegt man, dass z.B. der Besitzer eines zu 100 Prozent mit Baumkronen

¹⁰ Bei der Definition von Wald gibt es grundsätzlich zwei verschiedene Ansätze, die auf Schwellenwerten basieren. Zum einen die Festlegung eines Schwellenwertes in Form einer minimalen Abdeckung eines Gebiets mit Baumkronen, ab dessen Überschreitung ein Gebiet als Wald deklariert wird. Zum anderen die eines Schwellenwertes in Form einer minimalen Kohlenstoffdichte eines Gebietes (IPCC 2000 S.5). Des Weiteren wird häufig auch eine institutionelle Definition von Wald gefordert, da zum Beispiel Holzplantagen häufig die oben genannten Schwellenwerte erfüllen, jedoch bestimmte andere Ökosystemdienstleistungen nicht oder nur in geringerem Maße als natürliche Wälder zur Verfügung stellen.

¹¹ Im Rahmen der UNFCCC wurde im *Marrakech Accord* folgende Definition von Wald festgelegt, die für AR-Aktivitäten unter dem CDM (Clean Development Mechanism) gilt: „*Forest* is a minimum area of land of 0.05-1.0 hectares with tree crown cover (or equivalent stocking level) of more than 10-30 per cent with trees with the potential to reach a minimum height of 2-5 metres at maturity in situ” (UNFCCC 2001 COP 7 Marrakech Accord S.121). Innerhalb dieser Bandbreiten kann sich jedes für AR-Aktivitäten in Frage kommende Land seine eigenen Schwellenwerte festlegen.

bedeckten Gebietes den Wald so stark degradieren könnte, dass 90 Prozent des Baumbestandes entfernt und damit ein Großteil des gespeicherten CO₂ emittiert wird, ohne dabei definitionsgemäß eine Entwaldung durchzuführen (vgl. IPCC 2000, S.5) und ohne dafür bestraft zu werden (d.h. kein Verlust von REDD-Zahlungen). Das Emissionsreduktionspotential aus Einbeziehung der Degradierung ist gerade in Regionen mit dichten Wäldern bei gleichzeitig niedrigen Schwellenwerten für die Walddefinition offensichtlich.

Wird die zweite Gruppe an Aktivitäten, sprich die zum Aufbau neuer an Land gebundener Kohlenstoffbestände, integriert, so spricht man von **REDDplus** (plus steht hier für „*Enhancement of Carbon Stocks*“). Im Rahmen von REDDplus werden vor allem Anreize für AR-Aktivitäten gesetzt, dadurch dass diese vergütet werden. Die genaue Abgrenzung bei der Definition von REDDplus wird in der Literatur unterschiedlich vorgenommen. So bezieht ein Teil der Literatur die „Plus-Tätigkeiten“ ausschließlich auf die kohlenstoffbezogenen Leistungen (Sequestrierung und somit Aufbau neuer Kohlenstoffbestände), während ein anderer Teil der Literatur darin zusätzlich die gezielte Realisation der mit Walderhaltung verbundenen Co-Benefits sieht (exemplarisch vgl. Angelsen 2009, S.5). Eine solche explizite Einbeziehung der Co-Benefits ist wichtig, um negative sozio-ökonomische und umweltbezogene Effekte von REDD bei ausschließlicher Fokussierung auf Emissionsreduktionen zu vermeiden und somit die soziale und ökologische Integrität des Mechanismus zu sichern (vgl. Obersteiner et al. 2009, S.2f).

2. Baustein: BASELINE

Zur Ermittlung der Emissionsreduktionen aus REDD-Aktivitäten bedarf es zunächst der Ermittlung eines Referenzwertes, der die zu erwartenden zukünftigen Emissionen im BAU-Szenario wiedergibt (welche weder *ex ante* konkret vorhergesagt noch *ex post* festgestellt werden können). Dieses BAU-Szenario soll durch das Setzen einer geeigneten Baseline möglichst genau approximiert werden. Bleiben die tatsächlichen Emissionen unterhalb der Baseline, bildet die Differenz die im Rahmen von REDD erreichten Reduktionen ab, wodurch Zahlungsansprüche generiert werden.¹² Bei der Festlegung der

¹² Angelsen et al. 2009 unterscheiden zwischen einer *BAU-Baseline*, anhand derer der Einfluss von REDD gemessen werden soll, und einer *Crediting-Baseline* als Referenzwert, die zur Ermittlung der Zahlungsansprüche der Teilnehmer herangezogen wird. Dabei sollte ihrer Meinung nach die Crediting Baseline unter der BAU-Baseline liegen, um die *Additionality* jeder vergüteten Reduktionseinheit zu stärken und die REDD-Länder auch zu eigenen unkompenzierten Reduktionen zu bewegen (vgl. Angelsen et al. 2009, S.13,16). Für die vorliegende Arbeit wir aber angenommen: BAU-Baseline = Crediting-Baseline.

Baseline wird hauptsächlich zwischen drei unterschiedlichen Baseline-Typen unterschieden: *Historical Baseline*, *Historical-adjusted Baseline*, *Projected Baseline*.

Bei der ***Historical Baseline*** werden die durchschnittlichen Entwaldungsraten bzw. Emissionen über einen in der Vergangenheit liegenden Referenzzeitraum in die Zukunft fortgeschrieben. Bleiben potentielle Emittenten unterhalb der Emissionen der Vergangenheit, werden Zahlungsansprüche generiert. Von dieser Art der Baseline können jedoch negative Anreize in Form einer starken Erhöhung der Emissionen vor Einführung des Mechanismus ausgehen, um einen höheren Referenzwert und somit ein höheres Emissionsreduktionspotential zu erreichen (vgl. Murray 2008, S.21). Ein solch negativer Anreiz kann einerseits durch den Bezug auf den Durchschnitt eines ausreichend langen Referenzzeitraums abgeschwächt werden oder andererseits durch die explizite Belohnung sogenannter *Early Action* unterbunden werden.¹³ Zudem lassen sich durch einen längeren Referenzzeitraum die zu beobachtenden deutlichen Schwankungen der REDD-Emissionen einzelner Jahre abfangen (vgl. Huettner et al. 2009, S.2).

Es verbleibt jedoch ein weiteres Problem: Nach der *Forest Transition Theory*, die je nach Entwicklungsstufe eines Landes eine Zunahme bzw. Abnahme der zukünftigen Entwaldungstrends prognostiziert, kann es durch die Setzung einer historischen Baseline zu Über- oder Unterschätzungen der tatsächlichen zukünftigen Situation kommen (vgl. Angelsen 2009, S.4).¹⁴ Der verbleibende Kritikpunkt besteht also darin, dass eventuelle Veränderungen in der zukünftigen Situation unberücksichtigt bleiben und vergangene Trends „blind“ in die Zukunft projiziert werden (Veränderungen im Entwaldungsdruck bleiben unberücksichtigt). So wird häufig gefordert, dass die Erkenntnisse der *Forest Transition Theory* durch Anpassung der historischen Entwaldungsraten auf Grundlage eines *Development-Adjusted-Factor (DAF)* berücksichtigt werden sollen (vgl. Angelsen 2008b, S.56). Kritikpunkt an einer sogenannten ***Historical-Adjusted Baseline*** ist, dass Anpassungen der historischen Werte nur sehr grob anhand des Entwicklungsstands (als einzige aggregierte Größe zur Voraussage zukünftiger Entwaldung) vorgenommen werden, wodurch eine solche Anpassung eher intransparent bleibt.

¹³ Zur Berücksichtigung von *Early Action* können z.B. Reduktionen die vor der Etablierung des Mechanismus generiert wurden, in den Mechanismus übertragen werden, in welchem sie dann vergütet werden.

¹⁴ Für einen kurzen Überblick über die *Forest Transition Theory* siehe Anhang 2.

Der wohl genaueste Baseline-Typ ist die **Projected Baseline**. Hier werden u.a. mittels ökonomischer Regressionsmodelle aus den Daten der Vergangenheit explizit die Faktoren der Entwaldung (Treiber der Entwaldung) ermittelt. Anschließend wird über die für die Zukunft prognostizierten Werte dieser Treiber die genaue Entwaldung zu verschiedenen Zeitpunkten geschätzt. Weiterhin kommen auch dynamische Simulationen zur Abschätzung der zukünftigen Veränderung der Landnutzung ohne REDD zum Einsatz. Gerade hierdurch wird es möglich, eventuelle Interaktion zwischen den verschiedenen Entwaldungstreibern abzuschätzen und eine bessere geografische Vorhersage der Entwaldung zu modellieren (vgl. Huettner et al. 2009, S.3). Die Datenanforderungen an diesen Baseline-Typ sind aber vergleichsweise hoch, wodurch gerade für Gebiete mit hohen Emissionen aus der Entwaldung (die meist stärkere Restriktionen in der Datenverfügbarkeit aufweisen) seine praktische Anwendung häufig relativ begrenzt bleibt.

Eine einfache Beurteilung des Baseline-Typs kann danach erfolgen, ob er ein hinreichend guter Schätzer für die zukünftige Entwicklung im BAU-Szenario ist oder nicht (vgl. Angelsen 2008b, S.54). Aber auch eine nicht ausschließlich ergebnisorientierte Beurteilung wird postuliert. So sollte z.B. die Beurteilung der Leistungsfähigkeit einer Baseline auf einem System von politischen, ökologischen, ökonomischen und technischen Kriterien beruhen (vgl. Huettner et al. 2009, S.5). Dabei ist eine möglichst strenge Orientierung der Baseline am BAU-Szenario im Hinblick auf die Erfüllung des Additionality-Kriteriums notwendig, um somit Effektivität und Effizienz von REDD sicherzustellen. Werden durch die Baseline höhere zukünftige Emissionen unterstellt, als im BAU-Szenario auftreten würden, wird für vermeintliche Emissionsreduktionen in Gebieten gezahlt, die gar nicht von der Entwaldung bedroht wären (diese erfüllen nicht das Additionality-Kriterium).

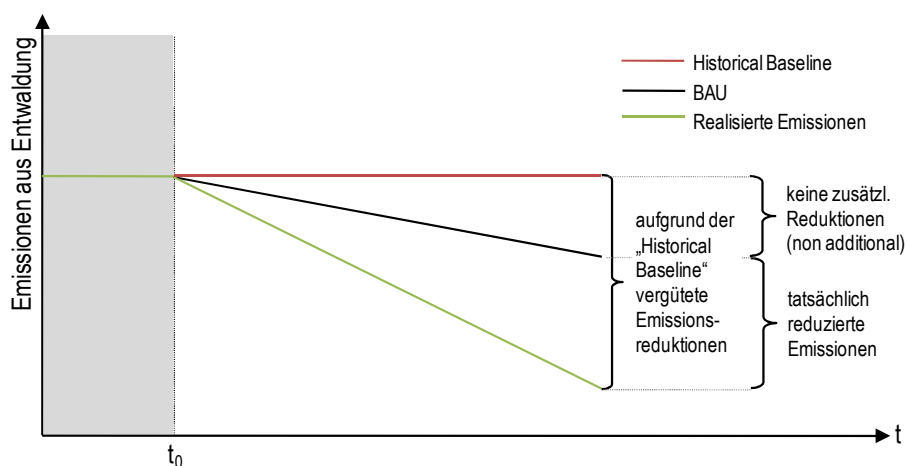


Abb. 3: Fehlende Additionality von Reduktion durch falsch gesetzte Baseline
(Quelle: Eigene Darstellung).

3. Baustein: *SCALE*

In diesem Baustein muss spezifiziert werden, auf welcher geografischen Ebene REDD-Aktivitäten eingeführt werden. Die zwei grundsätzlichen Fragen sind hier, ob REDD einen subnationalen Ansatz (projektbezogen) oder einen nationalen Ansatz verfolgt.

Bei der **projektbasierten Implementierung** fließen Zahlungen für Reduktionen innerhalb eines bestimmten Waldgebietes, welches durch das Projekt abgedeckt ist, direkt an die Waldbesitzer (z.B. private Akteure oder auch lokale Autoritäten). Bei einer **nationalen Implementierung** werden Emissionsreduktionen auf nationaler Ebene gegenüber einem nationalen Referenzwert ermittelt. So hält ein Land ein Portfolio an REDD-Maßnahmen, wodurch bei erfolgreicher Emissionsreduktion Zahlungen an die nationalen Regierungen fließen, welche dann bestimmen, wie diese Mittel für den Waldschutz verwendet bzw. auf die einzelnen REDD-Projekte verteilt werden (vgl. Peskett et al. 2008, S.6, 23).

Unter den Gesichtspunkten der Vermeidung von nationalem Leakage wäre eine Implementierung von REDD auf nationaler Ebene von Vorteil (ebd., S.24), da dadurch die Möglichkeiten zur Abwanderung von Entwaldungstätigkeiten innerhalb des Landes von vornherein eingeschränkt werden und verbleibendes nationales Leakage bei der Ermittlung der Emissionsreduktionen auf nationaler Ebene berücksichtigt wird (vgl. Myers Madeira 2008, S.48). Bei einer subnationalen Implementierung können hingegen REDD-Projekte auch in Ländern implementiert werden, in denen lediglich einzelne Regionen die benötigten Voraussetzung zur Implementierung erfüllen, wo aber auf nationaler Ebene die notwendigen Bedingungen für eine großflächige Implementierung (noch) nicht gegeben sind (z.B. wegen schwacher Governance-Strukturen; meist Länder mit niedrigem pro-Kopf-Einkommen; vgl. Angelsen et al. 2008b, S.39). Aber auch von den Waldbesitzern wird erwartet, dass sie die projektbasierte Variante bevorzugen, da dort die Reduktionen projektspezifisch ermittelt werden und sie direkte Zahlungen erhalten, d.h. sich nicht auf die generelle REDD-Performance des ganzen Landes und auf die Verteilung der Erträge aus REDD durch die Regierungen verlassen müssen (Myers Madeira 2008, S.49).

Um die Vorteile beider Ansätze zu nutzen und die jeweiligen Nachteile zu minimieren, wird häufig eine Kombinationen beider Ansätze in einem sogenannten **Nested-Approach** vorgeschlagen. Bis die benötigten Kapazitäten auf nationaler Ebene vorliegen, werden hier zunächst einzelne projektbasierte REDD-Aktivitäten in den Ländern implementiert, die dann später im Rahmen der nationalen Implementierung zusammengefasst werden.

4. Baustein: FINANZIERUNG

Einen weiteren wichtigen Baustein stellt die Finanzierung von REDD-Aktivitäten dar. Da diesem Aspekt noch ein separates Kapitel (Kapitel 5) gewidmet ist, sollen die Finanzierungsmöglichkeiten hier nur kurz aufgezählt werden. Die in Kapitel 5 diskutierten Möglichkeiten sind die **Fondsfinanzierung** und die **Marktfinanzierung**, entweder über **vollständige Integration** handelbarer REDD-Reduktionen¹⁵ in die globalen CO₂-Märkte oder über eine **partielle Anbindung** von REDD an diese Märkte. Die einzelnen Finanzierungsarten lassen sich zudem im Rahmen eines **Phasenansatzes** zeitlich kombinieren, um unterschiedliche Finanzierungsbedürfnisse und -möglichkeiten zu unterschiedlichen Zeitpunkten berücksichtigen zu können.

Abschließend sei nochmals angemerkt, dass die genaue Ausgestaltung von REDD hinsichtlich der oben genannten Elemente (*Scope, Baseline, Scale, Finanzierung*) einen Einfluss auf die Effektivität und Effizienz hat, ebenso wie auf die Verteilung der Erträge aus REDD (sowohl auf nationaler als auch internationaler Ebene) und somit vor allem auf die Partizipationswilligkeit (speziell auf die Baseline; vgl. Obersteiner et al. 2009, S.2), sprich politische Durchsetzbarkeit eines REDD-Mechanismus in den einzelnen Ländern. Des Weiteren haben die unterschiedlichen technischen Anforderungen der verschiedenen Ausgestaltungsvarianten Einfluss auf die Partizipationsmöglichkeiten der Akteure. So muss gerade bei der Marktfinanzierung (aus Gründen, die Kapitel 5 darlegt) eine exaktere Verifizierung der Reduktionen erfolgen, was erhöhte technische Anforderungen birgt. Eine umfassende Teilnahme von Ländern mit hohen Waldbeständen bzw. Entwaldungsraten ist jedoch notwendig, um die Gefahr des internationalen Leakage zu minimieren. Abbildung 4 zeigt nochmals die Ausgestaltungsmöglichkeiten der einzelnen REDD-Bausteine.

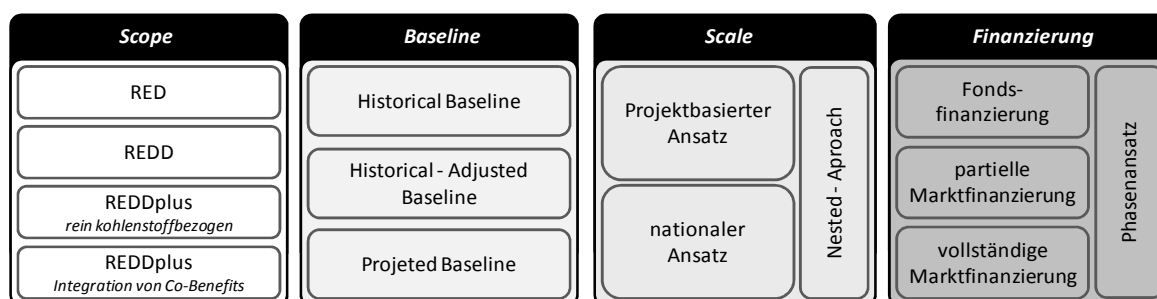


Abb. 4: Überblick über die Bausteine von REDD und ihre Ausgestaltungsformen (Quelle: Eigene Darstellung).

¹⁵ Nachfolgend werden Emissionsreduktionen aus vermiedener Entwaldung und Walddegradierung verkürzt als REDD-Reduktionen bezeichnet.

3 Die Ökonomik hinter REDD

3.1 Externe Effekte und Marktversagen

In diesem Abschnitt soll zunächst das Konzept der externen Effekte auf die Problematik der Entwaldung und Walddegradierung übertragen werden, um aufzuzeigen, warum es überhaupt zu gesamtgesellschaftlich suboptimalen (zu hohen) Entwaldungsraten kommt. Anschließend soll darauf aufbauend die ökonomische Funktionsweise und Idee des REDD-Mechanismus verdeutlicht werden, um die wohlfahrtsökonomische Notwendigkeit von REDD herauszustellen (ökonomische Legitimation des Mechanismus).

Bei der Walderhaltung erzeugt der Waldbesitzer in der aktuellen Situation externen Nutzen. Er stellt der Gesellschaft die Leistungen des intakten Waldes (z.B. die Vermeidung von Emissionen, Beitrag zum Erhalt der Biodiversität oder auch andere Ökosystemdienstleistungen) zur Verfügung, die zwar für diese nutzenstiftend sind, aber nicht über den Markt abgegolten werden, d.h. er wird hierfür nicht kompensiert (vgl. Brümmerhoff 2007, S.63).

Wenn also der Waldbesitzer für die nutzenstiftende Bereitstellung von Wald keine Gegenleistung in Form einer Vergütung erhält, liegt der Nutzen des Waldinhabers aus der Walderhaltung (GN_{privat}) unter dem gesamtgesellschaftlichen Nutzen der Walderhaltung (GN_{sozial}). Wie Abbildung 5 (linke Seite) zeigt, fallen gesellschaftlicher und privater Nutzen systematisch auseinander, mit dem Ergebnis einer volkswirtschaftlich suboptimalen Ausbringungsmenge X_w .

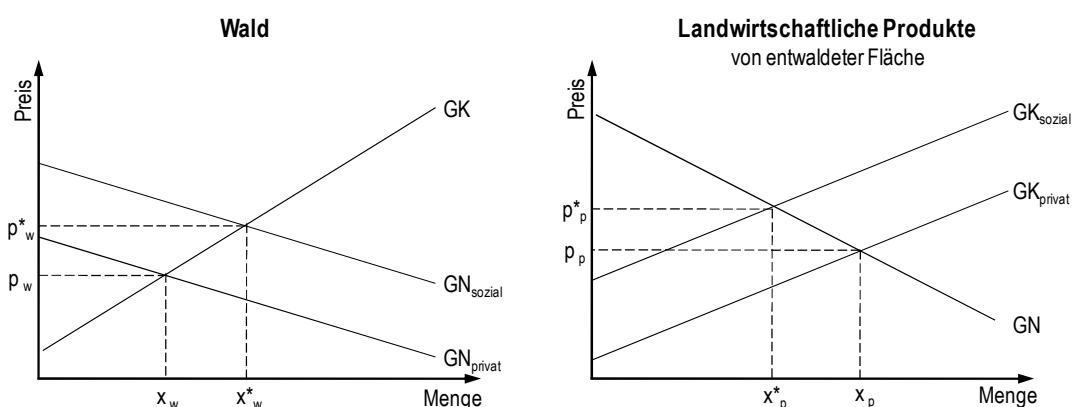


Abb. 5: Externe Effekte und Fehlallokation
(Quelle: Eigene Darstellung).

Der Waldinhaber trifft seine Entscheidung darüber, wie viel Wald er zur Verfügung stellt, auf Basis seiner Grenzkosten (GK) und seines persönlichen Grenznutzens (GN_{privat}). Für

ihn ist die Ausweitung der Walderhaltung so lange nutzensteigernd, wie sein Grenznutzen über den Grenzkosten liegt und bis gilt $GN_{\text{privat}} = GK$. An diesem Punkt wäre aus gesamtgesellschaftlicher Sicht eine weitere Ausweitung allerdings noch immer nutzensteigernd und zwar solange, bis gilt $GN_{\text{sozial}} = GK$.

Die Problematik externer Effekte lässt sich gemäß Abbildung 5 (rechte Seite) ebenso auch aus der Perspektive der Produktion und des Konsums landwirtschaftlicher Produkte, mit denen Entwaldung verbunden ist (z.B. Holz, Mais, Soja, Rindfleisch, Palmöl), betrachten. Beim Konsum dieser Produkte werden Kosten an die Gesellschaft externalisiert, da lediglich die privaten Produktionskosten GK_{privat} (z.B. Einsatz von Produktionsfaktoren), nicht aber die Kosten des entgangenen Nutzens für die Gesellschaft infolge des Waldverlustes (bzw. Verlust der nutzenstiftenden Leistungen des Waldes) berücksichtigt werden. Die Produkte sind also zu billig, d.h. der Konsument trägt nicht alle Kosten seines Konsums (negative Externe Effekte; vgl. Cansier 1996, S.24f). Schon allein die Berücksichtigung des Verlusts an kohlenstoffbezogenen Leistungen des Waldes in den privaten Kosten würde bereits zu einem höheren Preis für solche Produkte führen (höher als p_p aber niedriger als p^*_p). Würde der Verlust aller Leistungen des Waldes berücksichtigt werden, würde das zu einem nochmals höheren Preis (dann p^*_p) führen (vgl. Eliasch 2008, S.63).

Die externen Effekte, die mit Walderhaltung und -rodung verbunden sind, führen zu einem allokativen Marktversagen, was bedeutet, dass der Markt nicht zu einer gesamtgesellschaftlich optimalen Allokation der Ressourcen führt (vgl. Dorn et al. 2010, S.186ff). Das Vorliegen von Externalitäten beeinträchtigt damit die Leistungsfähigkeit des Marktmechanismus (vgl. Wiesmeth 2003, S.55). Es wird zu wenig Wald bereitgestellt mit folglich zu hohen Entwaldungsraten. Beide in Abbildung 5 gezeigten Grafiken sind also zwei Seiten derselben Medaille. Eine Beseitigung dieses Marktversagens zur Erreichung einer wohlfahrtsoptimalen Allokation kann durch Internalisierung dieser externen Effekte in die privaten Entscheidungen der Akteure erreicht werden – und genau hier setzt REDD an.

Die im Rahmen von REDD fließenden Zahlungen an die Waldinhaber sind ein Instrument zur Internalisierung der externen Effekte d.h. zur Veränderung der Auszahlungs- und Anreizstruktur und damit zur Erreichung des gesellschaftlichen Optimums aus Walderhaltung und Waldrodung. REDD stellt dabei eine Verbindung zwischen der Gesellschaft und den Waldbesitzern her, indem dafür gesorgt wird, dass dem Waldbesitzer die nutzenstiftenden Leistungen vergütet werden und er somit entsprechend angereizt ist,

diese Leistungen auch in dem gesellschaftlich optimalen Maße zu generieren (linke Grafik: GN_{privat} verschiebt sich nach oben). Andererseits verbindet REDD die mit Entwaldung verbundene Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse mit erhöhten Kosten auf privater Ebene, da der Waldbesitzer hierfür auf REDD-Zahlungen verzichten muss (der Waldbesitzer gibt diese Kosten wiederum an die Konsumenten weiter). In beiden Fällen zielt REDD also darauf ab, das systematische Auseinanderfallen von privaten und gesellschaftlichen Kosten und Nutzen zu reduzieren bzw. ganz zu vermeiden, um damit die Allokation volkswirtschaftlich zu optimieren.

3.2 Net-Present-Value und Diskontierung

Da der REDD-Mechanismus am Entscheidungskalkül der einzelnen wirtschaftenden Akteure ansetzt, ist es notwendig zu verstehen, auf welcher Grundlage diese ihre Entscheidungen genau treffen.

Gerade wenn heutige Entscheidungen nicht nur Auswirkung auf die heutige Periode haben, sondern auch auf die zukünftigen Perioden, stellt sich die Frage, wie die zukünftigen Auswirkungen in der heutigen Entscheidungsfindung berücksichtigt werden sollen. Bei Waldrodung würden sich für den Waldbesitzer nicht nur die Erträge der aktuellen Periode ändern, sondern gleich ein ganzer Zahlungsstrom, der sich über die zukünftigen Perioden erstreckt. Er würde also bei Umwandlung den Zahlungsstrom der Erträge aus einem intakten Wald gegen den Zahlungsstrom aus alternativer Nutzung der Fläche tauschen. Dabei wird der Waldbesitzer die Alternative wählen, deren Zahlungsstrom für ihn aus heutiger Sicht den höchsten Wert besitzt. So stellt sich nun die Frage, wie ein Akteur die Zahlungsströme der Alternativen aus heutiger Sicht bewertet. Der heutige Wert eines Zahlungsstroms wird durch dessen *Net-Present-Value (NPV)* beschrieben. So treffen die Waldbesitzer ihre heutige Entscheidung auf Basis des NPV beider Alternativen (Walderhaltung vs. Waldrodung). Ist der NPV des intakten Waldes gleich oder größer als der NPV der alternativen Landnutzung, kommt es zur Walderhaltung, andernfalls zur Waldrodung.

Der NPV umfasst dabei die Summe der heutigen Werte der einzelnen Erträge (genauer Nettoerträge), die in den zukünftigen Perioden über einen gewissen Zeitraum anfallen. Um den NPV einer Alternative zu ermitteln, werden die zukünftigen Zahlungen durch Verwendung eines Diskontierungszinses abdiskontiert, was dazu führt, dass bei positivem Zins der heutige Wert einer bestimmten zukünftigen Zahlung umso geringer ist, je weiter diese in

der Zukunft liegt, bzw. je höher der Diskontierungszins ist.¹⁶ Hieraus ergibt sich folgende Formel für den NPV eines sicheren Zahlungsstroms (vgl. Brigham/Ehrhardt 2008, S.380):

$$NPV = \sum_{t=0}^N \frac{NE_t}{(1+r)^t} \quad (1)$$

Dabei stellt NE_t den Nettoertrag zum Zeitpunkt t dar, r den risikofreien Diskontierungszins und N definiert den Betrachtungszeitraum.

Sind gerade die zukünftigen Einzahlungsüberschüsse nicht mit Sicherheit voraussagen, so bilden die Akteure Erwartungen über die zukünftigen Erträge ($E(NE_t)$). Ein risikoaverser Akteur der in eine solche Alternative investiert, wird zusätzlich zum risikofreien Zins (r) eine Risikoprämie (s) für das übernommene Risiko fordern, was gleichzeitig den Diskontierungszins erhöht.¹⁷ Dabei lässt sich eine solche Risikoaversion u.a. aus einer Nutzenfunktion mit abnehmendem Grenznutzen ableiten (vgl. Kruschwitz 2004, S.11ff). Folglich ändert sich Formel (1) zu folgender Formel für den NPV eines unsicheren Zahlungsstroms:

$$NPV = \sum_{t=0}^N \frac{E(NE_t)}{(1+(r+s))^t} \quad (2)$$

Formeln (1) und (2) implizieren, dass der heutige Wert eines unsicheren Zahlungsstroms für einen risikoaversen Akteur geringer ist, als der eines sicheren mit sonst gleicher Struktur bzw. der heutige Wert eines Zahlungsstroms ist umso geringer, je unsicherer dieser ist (solange s mit steigendem Risiko monoton steigt).

Aufgrund dieses NPV lässt sich nun erklären, wie die Zahlungen aus REDD genau ausgestaltet sein müssen.

In der aktuellen Situation sehen sich viele Waldbesitzer mit der Situation konfrontiert, dass der NPV aus alternativer Nutzung (NPV_{AN}) größer ist als der aus Walderhaltung (NPV_{WE}).

$$NPV_{AN} > NPV_{WE} \quad (3)$$

¹⁶ Der heutige Wert einer zukünftigen Zahlung lässt sich intuitiv wie folgt erklären: Ein Akteur, der in einem Jahr eine sichere Zahlung erhält, kann aufgrund dessen zum heutigen Zeitpunkt z.B. bei einer Bank einen Kredit aufnehmen. Da der Akteur die Zahlung in einem Jahr sicher erhält, wird die Bank dem Akteur den Kredit zum risikofreien Zins gewähren. Der Kreditbetrag, den der Akteur aufnehmen kann, muss geringer sein als diese Zahlung, damit er diesen nebst anfallenden Zinsen tilgen kann.

¹⁷ Eine weitere Methode der Risikoanpassung ist die Bildung risikofreier Äquivalente zu den risikobehafteten Zahlungen. Dieses risikofreie Äquivalent wird dann wie in Formel (1) mit dem risikofreien Zins abdiskontiert. Die Risikoanpassung findet dann nicht im Nenner (wie in Formel (2)), sondern im Zähler statt.

Dies führt zur Entwaldung als rationale Konsequenz und somit zur Freisetzung von Emissionen und dem Verlust weiterer Leistungen eines intakten Waldes. Damit es zur Walderhaltung kommt, müssen die REDD-Zahlungen die oben beschriebene Differenz in den NPVs mindestens ausgleichen (vgl. Kindermann et al. 2006, S.2).

$$\text{REDD-Zahlungen} \geq \text{NPV}_{AN} - \text{NPV}_{WE} \quad (4)$$

Abbildung 6 fasst diese Situation für den Fall, dass REDD alle weiteren Leistungen des Waldes als Co-Benefits explizit berücksichtigt, noch einmal grafisch zusammen.

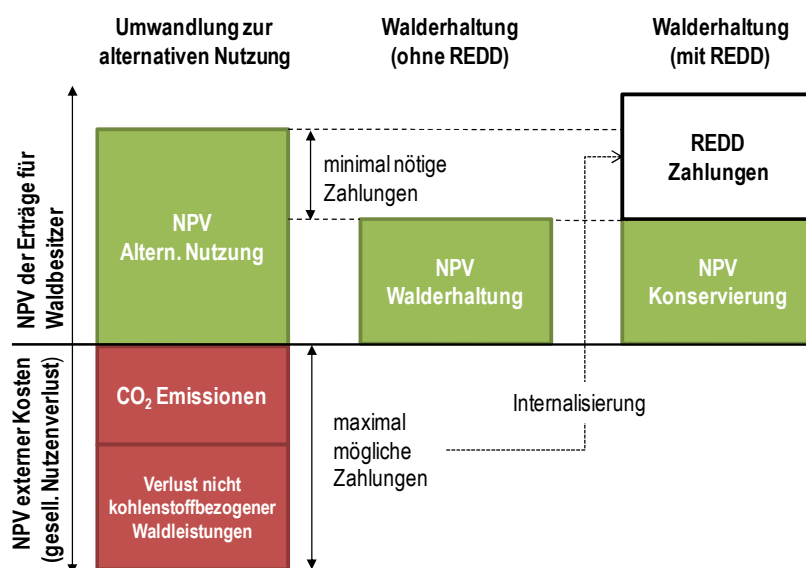


Abb. 6: Internalisierung externer Effekte durch REDD-Zahlung zur Walderhaltung
(Quelle: Eigene Darstellung; angelehnt an Engel et al. 2008 S.665).

Obige Abbildung impliziert, dass nicht jede Walderhaltung aus gesellschaftlicher Sicht sinnvoll ist. So variieren unterschiedliche Wälder in unterschiedlichen Regionen gerade an Art und Menge der Co-Benefits, und somit sind auch die Externalitäten, die mit deren Entwaldung verbunden wären, unterschiedlich (vgl. Chomitz et al. 2006 S.132). Um aber auch auf gesamtgesellschaftlicher Ebene eine wohlfahrtsoptimale Situation zu generieren, dürfen die minimal nötigen REDD-Zahlungen den in monetären Einheiten ausgedrückten gesellschaftlichen Nutzen aus der Erhaltung des Waldes (sowohl für die aktuelle als auch für die zukünftigen Generationen) nicht übersteigen, was wiederum eine ökonomische Bewertung dieser Leistungen voraussetzt.

Durch den Verlust der Leistungen des Waldes, die wie viele andere Umweltschäden mitunter irreversibel sein können, kommt es auch für die nachfolgenden Generationen zu einem Nutzenverlust, was bei der Bestimmung der maximalen Höhe an REDD-Zahlungen

berücksichtigt werden muss. Die heutige Entscheidung der Gesellschaft über Maßnahmen zur Waldungerhaltung hat somit auch intertemporalen Charakter, da sie nicht nur intratemporale sondern auch intertemporale Externalitäten verursacht. Es stellt sich nun die Frage, wie stark der Nutzen zukünftiger Generationen bei der Ermittlung der maximal möglichen Zahlungen für REDD berücksichtigt werden soll.

Während die *private* Diskontierungsrate zur Bewertung auf privater Ebene herangezogen wird (siehe oben), wird die *soziale* Diskontierungsrate zur Beurteilung und Bewertung gesellschaftlicher Projekte mit intertemporalem Charakter eingesetzt. Die soziale Diskontierungsrate bestimmt also, wie hoch der Nutzen zukünftiger Generationen heute bewertet und in der aktuellen Entscheidung über u.a. klimapolitische Maßnahmen berücksichtigt wird. Wird eine sehr hohe soziale Diskontierungsrate angesetzt, wird der Nutzen zukünftiger Generationen nur gering in den heutigen Entscheidungen berücksichtigt, wodurch die ermittelten maximal möglichen REDD-Zahlungen geringer wären, was die Wahrscheinlichkeit senken würde, dass diese zur Erhaltung eines bestimmten Waldgebietes ausreicht. Wird bspw. eine soziale Diskontierungsrate von 10 Prozent verwendet, dann würde der Nutzen der nächsten Generation (25 Jahre später) lediglich mit ca. 9 Prozent berücksichtigt werden. Somit wird ein Teil der Kosten des heutigen Handelns auf nachfolgende Generationen abgewälzt.

Es zeigt sich also, dass die Höhe der sozialen Diskontierungsrate ein zentrales Element bei der Diskussion über intergenerative Gerechtigkeit von gesellschaftlichen Entscheidungen ist, womit sie eine weitaus größere moralische Dimension aufweist als die Höhe der privaten Diskontierungsrate. Während bei privater Diskontierung der Marktzins herangezogen werden kann, der im Gleichgewicht die reine Zeitpräferenzrate der Marktteilnehmer widerspiegelt (vgl. Kruschwitz 2004, S.29ff), kann bei der Bestimmung der Höhe der sozialen Diskontierungsrate nicht einfach auf eine am Markt beobachtete Rate zurückgegriffen werden, um einer ethischen Diskussion auszuweichen (vgl. Stern 2008 S.13). Eine Gesellschaft sollte hingegen einen längeren Planungshorizont haben als die einzelnen Individuen, folglich sollte die soziale Diskontierungsrate niedriger angesetzt werden als die private (vgl. Siebert 1978, S.150).¹⁸

¹⁸ Der *Stern Review* arbeitet in seinen Modellen mit einer sozialen Diskontierungsrate von 0,1 Prozent (vgl. Stern 2008 S.15). Eine ausführliche Darlegung der Diskussion über die Höhe der sozialen Diskontierungsrate kann im Rahmen dieser Arbeit nicht erfolgen. Für eine solche Diskussion wird auf *Stern 2008* verwiesen.

TEIL II: Ausgewählte ökonomische Aspekte von REDD

4 Kosten von REDD

4.1 Grundlagen der Kosten von REDD

Mit zunehmender Sicherheit der Integration des Waldes in ein Post-Kyoto-Protokoll spielt vor allem die Frage nach den genauen Kosten von REDD für politische Entscheidungsträger und Investoren eine bedeutsame Rolle.

Das Reduzieren von Emissionen aus Entwaldung und Walddegradierung (und Bereitstellen anderer Ökosystemleistungen des Waldes) ist als eine Leistung anzusehen, die von unterschiedlichen Produzenten (Waldinhabern) angeboten werden kann. Da diese Produzenten unterschiedliche Kosten der Walderhaltung haben, werden REDD-Reduktionen auch zu unterschiedlichen Kosten am Markt angeboten. Es gibt also nicht einen einzelnen Wert, zu dem jede Tonne CO₂-Reduktion angeboten werden kann, sondern manche Produzenten können eine bestimmte Menge an Reduktionen zu relativ niedrigen Kosten anbieten, während andere lediglich in der Lage sind, ihre Reduktionen nur zu relativ hohen Kosten anzubieten. Deshalb kann auf diese Emissionen aus dem Forstsektor das ökonomische Konzept der Angebotskurve mit ansteigenden Grenzkosten angewandt werden (vgl. Boucher 2008, S.11). Eine Kurve, welche die einzelnen Reduktionskosten aller potentieller Produzenten dieser Reduktionen in aufsteigender Form abträgt, spricht die Grenzvermeidungskostenkurve (*Marginal Abatement Cost Curve (MACC)*), kann somit als Angebotskurve (*Supply Curve (SC)*) von REDD-Reduktionen gesehen werden (Abb. 7).

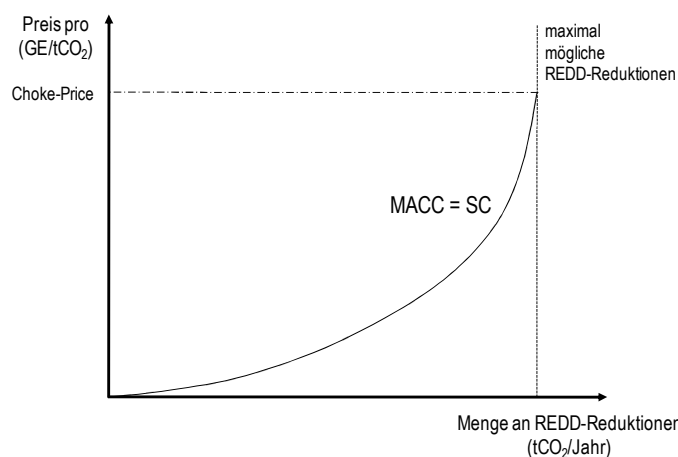


Abb. 7: Beispielhafte Angebotskurve von REDD-Reduktionen
(Quelle: Vgl. Wertz-Kanounnikoff 2008, S.6).

Die Angebotskurve beginnt im Schnittpunkt von Ordinate und Abszisse. Sollen gegenüber dem BAU-Szenario keine Emissionsreduktionen erreicht werden, fallen auch keine Vermeidungskosten an. Die Angebotskurve mit ansteigenden Grenzkosten impliziert, dass je mehr Emissionen vermieden werden sollen, ein umso höherer Preis gezahlt werden muss.

Die maximal möglichen Emissionsreduktionen in einem Jahr werden durch die Emissionen im BAU-Szenario für das jeweilige Jahr bestimmt. Mehr Emissionen als im BAU-Szenario überhaupt emittiert werden würden, können nicht reduziert werden. Dies wäre mit dem Additionality-Gedanken (siehe Abschnitt 2.1) nicht vereinbar.

Zudem wird in REDD-Kostenstudien häufig der sogenannte *Choke-Price* angegeben, als der Preis, der pro t/CO₂ gezahlt werden muss, damit alle möglichen Emissionsreduktionen durch REDD realisiert werden können (100 Prozent Reduktion gegenüber dem BAU-Szenario). Gerade wegen einem in Studien häufig ermittelten überproportionalen Anstieg der Angebotskurve wäre es sehr viel teurer, alle Emissionen zu vermeiden, als lediglich einen Großteil der Emissionen. So hat bspw. eine Studie von *Nepstad et al. 2007* im brasilianischen Amazonasgebiet gezeigt, dass dort der Choke-Price ungefähr doppelt so hoch ist wie der Preis, der 94 Prozent aller Emissionen reduzieren würde (vgl. Wertz-Kanounnikoff 2008 S.14).

Während globale Angebotskurven aufzeigen, welche Mengen an REDD-Reduktionen zu welchen Preisen (Kosten) auf globaler Ebene insgesamt erreicht werden können, sind disaggregierte geschätzte Angebotskurven z.B. auf nationaler und regionaler Ebene hilfreich, um abschätzen zu können, wo die Reduktionen höchstwahrscheinlich stattfinden werden (vgl. Murray et al. 2009, S.20). Eine solche Disaggregation dient somit vor allem zur Abschätzung von Verteilungswirkungen zwischen den jeweiligen Ländern bzw. Regionen. Geht man vom realistischen Fall aus, dass Reduktionen entlang der Kostenkurve realisiert werden (von der billigsten zur teuersten Reduktion), dann wird erwartet, dass gerade Länder mit großen Mengen an kostengünstigen Reduktionsmöglichkeiten verhältnismäßig stark von einem solchen Mechanismus profitieren.

Welche Kosten fallen nun aber im Rahmen eines REDD-Mechanismus genau an?

Zum größten Teil bestehen die Kosten bei REDD aus **Opportunitätskosten**, die dem Waldbesitzer bei Walderhaltung entstehen. Wie bereits im vorangegangenen Kapitel erläutert, könnten die Waldbesitzer durch die Umwandlung ihres Waldes in eine alternative Landnutzungsform zumeist höhere Erträge erzielen (z.B. durch den Verkauf des Holzes zu

Beginn der Umwandlung und anschließender landwirtschaftlicher Nutzung in den darauffolgenden Perioden), auf die sie aber im Falle von Walderhaltung verzichten müssen. Die Differenz dieser Erträge zu den Erträgen, die sie durch einen intakten Wald erwirtschaften können, bilden die Opportunitätskosten (die Erträge, auf die sie effektiv bei Walderhaltung verzichten würden; vgl. Pagiola/Bosquet 2009, S.10). Diese werden deshalb auch oft als Kosten der entgangenen Landnutzung (*cost of forgone land use*) bezeichnet. Somit sind die Opportunitätskosten als eigentliche Produktionskosten von Emissions-reduktionen (Vermeidungskosten) zu verstehen. Die unterschiedlichen Kosten von REDD-Reduktionen sind zum Großteil auf die unterschiedlichen Opportunitätskosten der einzelnen Waldbesitzer zurückzuführen.

Neben diesen Opportunitätskosten entstehen im Rahmen eines REDD-Mechanismus jedoch noch weitere Kosten und zwar in Form von **Transaktionskosten**. Diese fallen z.B. beim Transfer der Reduktionen (REDD-Credits) von Käufer zu Verkäufer an, aber auch bei der Implementierung und dem Betreiben des REDD-Mechanismus (administrative Trans-aktionskosten), also bei der Schaffung eines Umfelds, in dem Emissionsreduktionen aus REDD überhaupt entstehen können.

Neben den Opportunitäts- und Transaktionskosten kommt es darüber hinaus auf das Zahlungssystem an, ob noch weitere Kosten in Form gezahlter **Produzentenrente** hinzu kommen. Die zwei grundlegenden Zahlungssysteme sind (vgl. Murray et al. 2009, S.24):

System 1: Alle Produzenten erhalten die gleiche Zahlung (p^*).

System 2: Jeder Produzent wird nach seinen individuellen Kosten entlohnt.

Die Gesamtkosten, die zur Erreichung einer bestimmten Menge an Reduktionen (x^*) unter den verschiedenen Systemen anfallen, werden in Abbildung 8 durch die grauen Flächen dargestellt.

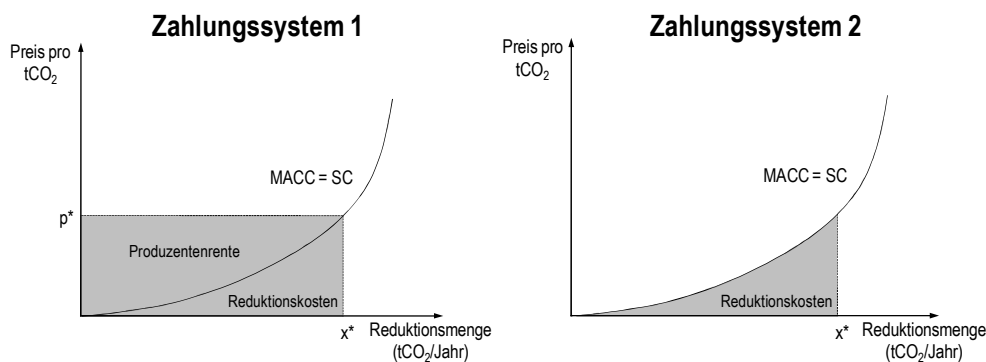


Abb. 8: Gesamtkosten unter verschiedenen Zahlungssystemen (Quelle: Eigene Darstellung).

Aus Abbildung 8 wird ersichtlich, dass die beiden Systeme bei gleicher Menge an Emissionsreduktionen (x^*) zu unterschiedlichen Gesamtkosten von REDD führen. *System 1* führt dabei zu höheren Kosten, da bei diesem System den Produzenten, die in der Lage sind, Emissionsreduktionen zu geringeren Kosten als p^* anzubieten, zusätzlich zum Ausgleich ihrer Produktionskosten eine Produzentenrente gezahlt wird. *System 2* hingegen würde diese Produzentenrente komplett abschöpfend und lediglich die Reduktionskosten erstatten, was zu einem Transfer dieser Rente vom Verkäufer zum Käufer führt und somit unter Gerechtigkeitsaspekten umstritten ist. Für eine praktische Durchführung von *System 2* sind jedoch entweder perfekte Informationen seitens des Käufers notwendig, oder der Verkäufer muss seine exakten Kosten offenbaren (vgl. Murray et al. 2009, S.24).

Wegen ihrer überragenden Relevanz ist den Opportunitätskosten nachfolgend mit Abschnitt 4.2 der größte Teil dieses Kostenkapitels gewidmet.

4.2 Opportunitätskosten

4.2.1 Theorie der Opportunitätskosten bei REDD

Aufgrund des großen Anteils der Opportunitätskosten an den Gesamtkosten ist ihre Schätzung wesentliches Element bei der Ermittlung der Kosten von REDD. Viele Kostenschätzungen konzentrieren sich sogar ausschließlich auf die Opportunitätskosten, da sie hiermit den Hauptteil der Kosten erfassen, und verweisen lediglich auf das Anfallen weiterer Transaktionskosten, ohne diese aber explizit zu berücksichtigen (vgl. Boucher 2008, S.29).

Um Vergleichbarkeit zwischen den Kosten von REDD-Reduktionen und anderen Emissionsreduktionsmaßnahmen herzustellen, ist es sinnvoll, die Opportunitätskosten pro vermiedener tCO₂ zu ermitteln. Hierfür sind grundsätzlich zwei Schritte notwendig:

- **Schritt 1: Ermittlung der Opportunitätskosten für ein bestimmtes Gebiet**

Bei diesem Schritt muss ermittelt werden, welche Erträge dem Waldbesitzer im Falle der Walderhaltung und somit dem Verzicht auf alternative Landnutzung entgehen würden. Dieser Schritt stellt den eher ökonomischen Teil der Opportunitätskostenschätzung dar.

- **Schritt 2: Ermittlung der Emissionen bei Umwandlung des Gebiets**

Bei diesem Schritt müssen die Emissionen ermittelt werden, die bei der Abholzung und Umwandlung in alternative Landnutzung entstehen würden. Wie später ersichtlich wird, ist dies der eher naturwissenschaftliche Teil der Schätzung.

Diese beiden notwendigen Schritte sollen nachfolgend genauer erläutert werden.

Schritt 1: Ermittlung der Opportunitätskosten für ein bestimmtes Gebiet

Bei Umwandlung des Waldes in eine alternative Landnutzung tauscht der Waldbesitzer die Zahlungsströme der Erträge zu den jeweiligen Perioden, die er mit einem intakten Wald erwirtschaften könnte, gegen den Zahlungsstrom der Erträge aus der alternativen Landnutzung, wobei für den REDD-Mechanismus grundsätzlich nur jene Waldgebiete von Bedeutung sind, die im Falle der Walderhaltung einen geringeren Ertrag abwerfen als im Falle alternativer Landnutzung und damit einem Entwaldungsdruck unterliegen.

Zur Berechnung der Opportunitätskosten ist der Nettoertrag aus den unterschiedlichen Landnutzungen in den jeweiligen Perioden von Bedeutung, da sowohl der Erhalt des intakten Waldes als auch die landwirtschaftliche Nutzung durch den Einsatz von Produktionsfaktoren mit Aufwendungen verbunden sind, die vom Bruttoertrag abgezogen werden müssen (vgl. Pagiola/Bosquet 2009, S.8). Gemäß Abbildung 9 sind die Opportunitätskosten die Differenz des heutigen Wertes der gesamten Nettoerträge aus alternativer Landnutzung und Walderhaltung.

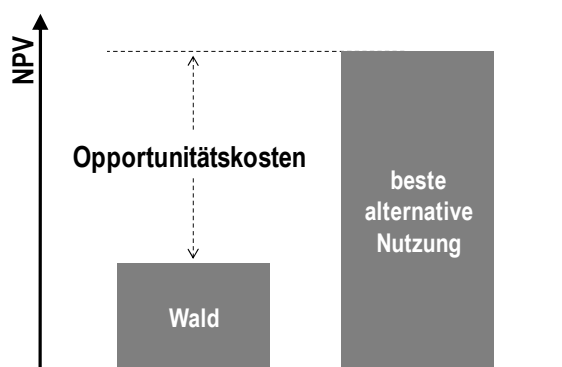


Abb. 9: Opportunitätskosten der Walderhaltung
(Quelle: Vgl. Pagiola/Bosquet 2009 S.10).

Die Höhe der Opportunitätskosten ist demnach auch ein Maß dafür, wie stark ein bestimmtes Waldgebiet unter Entwaldungsdruck steht (vgl. Chomitz et al. 2006, S.55). Bei Gebieten, in denen der Nettoertrag bei alternativer Nutzung lediglich gering ist, genügen auch geringe Zahlungen, damit die Walderhaltung für den Besitzer von Vorteil ist und er die Entwaldung unterlässt (et vice versa). Ein Wald mit negativen Opportunitätskosten der Walderhaltung würde auch ohne einen REDD-Mechanismus höchstwahrscheinlich nicht abgeholzt werden.

Da in der Realität die Erträge aus der Walderhaltung zwar positiv, aber dennoch im Verhältnis zu den Erträgen aus alternativer Nutzung gering und zudem schwer quantifizierbar sind (meist fehlende oder informelle Märkte), verdichtet sich die Schätzung der Opportunitätskosten in der Modellpraxis i.d.R. ausschließlich auf die Berücksichtigung der Erträge aus landwirtschaftlicher Tätigkeit.

Es gibt zwei Arten von Erträgen, die grundsätzlich bei der Umwandlung des Waldes realisiert werden können: Zum einen sind dies die direkt anfallenden Erträge aus dem Verkauf des Holzes, welches durch die Entwaldung des Gebietes gewonnen wird, und zum anderen die Erträge, die durch die landwirtschaftliche Nutzung in den Folgeperioden erwirtschaftet werden können. Hierbei kann zwischen zwei vorherrschenden Szenarien bei der Umwandlung unterschieden werden, und zwar nach dem Kriterium, ob die Erträge aus dem einmaligen Verkauf des Holzes tatsächlich direkt bei Umwandlung realisiert werden können oder nicht (*one-off timber harvesting*). Dies hängt von der Relation dieser Holzerträge zu den Nettoerträgen aus Landwirtschaft ab (Devney et al. 2009, S.22f). Sind die Nettoerlöse aus dem Holzverkauf im Vergleich zu den Nettoerträgen aus der Landwirtschaft sehr gering (z.B. wegen einer zu geringen Dichte an kommerziell verwertbaren Hölzern), so wird der Akteur schnellstmöglich mit der landwirtschaftlichen Nutzung des Gebietes beginnen wollen und somit zu der schnellen Alternative der Waldrodung greifen (z.B. durch Brandrodung), da er in diesem Fall nur auf einen vergleichsweise kleinen Nettoertrag aus dem Holzverkauf verzichten muss. In einigen Ländern unterliegen die Waldbesitzer bei der kommerziellen Verwertung der Holzressourcen allerdings rechtlichen Restriktionen, haben aber ansonsten das Recht, ihr Land nach ihren Vorstellungen zu nutzen, es also auch in landwirtschaftliche Fläche umzuwandeln (vgl. Osafo 2005, S.66).

Da die Opportunitätskosten eines Gebiets die verlorengegangenen Nettoerträge aus Landwirtschaft (und eventuell Holzverkäufen) bei Verzicht auf Entwaldung darstellen, hat grundsätzlich all das Einfluss auf die Opportunitätskosten, was diese Nettoerträge beeinflusst. Neben den In- und Outputpreisen¹⁹ sind dies vor allem folgende Faktoren:

¹⁹ Auch die Rohstoffpreise verschiedener landwirtschaftlicher Produkte, die für den Anbau in einem Gebiet in Frage kommen, haben Einfluss auf die Opportunitätskosten je Hektar. Hohe erzielbare Preise bedeuten hohe Opportunitätskosten und somit höherer Anreize zur Umwandlung des Waldes. So sind z.B. aufgrund des hohen und gestiegenen Preises für Soja, der Anteil der entwaldeten Fläche, auf der Soja produziert, wird in Brasilien von 37% im Jahre 2000 auf 50% im Jahr 2006 angestiegen (vgl. Sathaye et al. 2008, S.7).

(1) Marktzugang: Der Zugang des Gebietes zu Märkten wird häufig durch die Dichte und Qualität der Transportinfrastruktur und der Entfernung zu den jeweiligen Märkten (meist zu dem nächsten städtischen Zentrum) charakterisiert.²⁰ Große Entfernungen (und/oder schlechte Transportwege) lassen die Transportkosten ansteigen und schmälern somit den erzielbaren Nettoertrag (vgl. Chomitz et al. 2006, S.71). Da kommerzielle Hölzer am Ort des Exportes für den internationalen Markt einen um vielfach höheren Preis als an inländischen Märkten erzielen (vgl. Sathaye et al. 2008, S.4), kann der Zugang zu Exportzentren die Opportunitätskosten stark beeinflussen. Zudem bestimmt z.B. auch die Anbindung des Gebiets an die Märkte, ob dort überwiegend Produkte für die kommerzielle Nutzung (*Cash-Crops*) oder eher für den Eigengebrauch (*Food-Crops*) angebaut werden. *Food-Crops* werden aber nicht in der Intensität wie *Cash-Crops* angebaut, da hier Überschüsse aus der landwirtschaftlichen Produktion wegen fehlendem Marktzugang ohnehin nicht rentabel abgesetzt werden könnten. Dies schmälert folglich die Opportunitätskosten des Gebiets für die Erstellung von REDD-Reduktionen.

(2) Größe der Tätigkeit: Darüber hinaus beeinflusst auch die Größe der Tätigkeiten, also ob Landwirtschaft im kleinen, mittleren oder großen Stil betrieben wird, die Nettoerträge. Tendenziell erzielen größere Betriebe höhere Erträge pro Hektar als kleinere. So werden z.B. in Bolivien die Erträge pro Hektar Weideland für Betriebe über 100ha auf mehr als das Doppelte geschätzt wie für Betriebe unter 25ha (vgl. Ruiz-Garvia 2005, S.5). Kleinbauern fehlt häufig die Möglichkeit zur Implementierung von Technologien zur intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Flächen, z.B. aufgrund des fehlenden Zugangs zu produktivitätssteigernden Hilfsmitteln wie Düngern (vgl. Kotto-Same et al. 2000, S.12).²¹

²⁰ So ziehen zum Beispiel *Benitez et al. (2004)* wegen fehlender detaillierter Infrastrukturpläne die Bevölkerungsdichte zur Abschätzung der Nähe zu Märkten und der zur Verfügung stehenden Infrastruktur und somit auch zur Abschätzung der Transportkosten heran. Dabei unterstellen sie, dass eine hohe Bevölkerungsdichte zu geringeren Transportkosten führt, da hier die Entfernung zu den Märkten geringer und die Verfügbarkeit von Infrastruktur hoch ist (vgl. *Benitez et al. 2004, S. 8*). Auch andere Studien zeigen, dass die Bevölkerungsdichte stark mit der Entwaldungsrate korreliert (vgl. *Boer et al. 2008, S.11*).

²¹ Zur Diskussion, ob eine Intensivierung der Landwirtschaft die Entwaldung fördert oder nicht, lässt sich sowohl ein Argument dafür als auch eines dagegen anbringen. Zum einen kann der Anstieg des Nahrungsmittelbedarfs (bspw. durch Bevölkerungswachstum) durch Intensivierung der Nutzung bestehender Flächen gedeckt werden, ohne neues (Wald-)Gebiet erschließen zu müssen, was den Druck auf den Wald an den Grenzen zur landwirtschaftlich genutzten Flächen nimmt. Zum anderen kann aber eine Intensivierung auch zu steigender Profitabilität der landwirtschaftlichen Tätigkeit führen (höhere Opportunitätskosten), gerade wenn sie mit einem guten Zugang zu den Märkten und so zur kommerziellen Nutzung (und nicht nur aus Subsistenzgründen) der landwirtschaftlichen Produkte verbunden ist. So lassen sich in Tropenregionen Beispiele beobachten, bei denen die Einführung neuer Technologien in Verbindung mit gutem Zugang zu Märkten zu einer großflächigen Entwaldung führt (vgl. *Carpentier et al. 2000, S.75*).

Aber auch ein schlechterer Zugang zu Krediten für die Anschaffung produktivitätssteigernder landwirtschaftlicher Geräte kann für diese Kleinbauern angenommen werden.

(3) Biophysische Gegebenheiten: Landspezifische Charakteristika wie z.B. Bodenqualität oder Steigung des Gebiets beschränken die Art der Landnutzung, für die sich ein Gebiet eignet. Da unterschiedliche Landnutzungsarten sich in ihren Erträgen unterscheiden, beeinflussen sie auch die Opportunitätskosten. Aber auch niedrige oder schnell nachlassende Produktivität des Bodens bei der landwirtschaftlichen Nutzung wirkt sich auf die Opportunitätskosten aus.

Die oben aufgezeigten Punkte nehmen also Einfluss auf die Landnutzungsform, die auf einem Gebiet implementiert wird bzw. werden kann. Gerade durch Diskontierung im Rahmen der Ermittlung des NPV ist es von Bedeutung, wann die einzelnen Erträge anfallen. So ist auch das zeitliche Ertragsmuster von verschiedenen Landnutzungsformen von Bedeutung. Der Boden verliert z.B. aufgrund biophysischer Gegebenheiten ohne Düngung sehr schnell an Produktivität beim Anbau von landwirtschaftlichen Produkten und muss sich durch regelmäßige Brachephasen, in denen keine Nettoerträge anfallen, erholen (siehe Abb.10a). Solche Muster sind gerade häufig beim Wanderfeldbau (*shifting cultivation*) in den Tropen zu beobachten, bei dem ein Feld solange bebaut wird, bis dessen sinkende Produktivität landwirtschaftliche Produktion unwirtschaftlich macht (danach wird ein anderes Gebiet erschlossen). Hat sich das ursprüngliche Gebiet durch die Brachephase wieder erholt, wird dieses erneut bestellt. Daraus ergeben sich sogenannte Anbau-Brache-Zyklen auf einem bestimmten Gebiet.

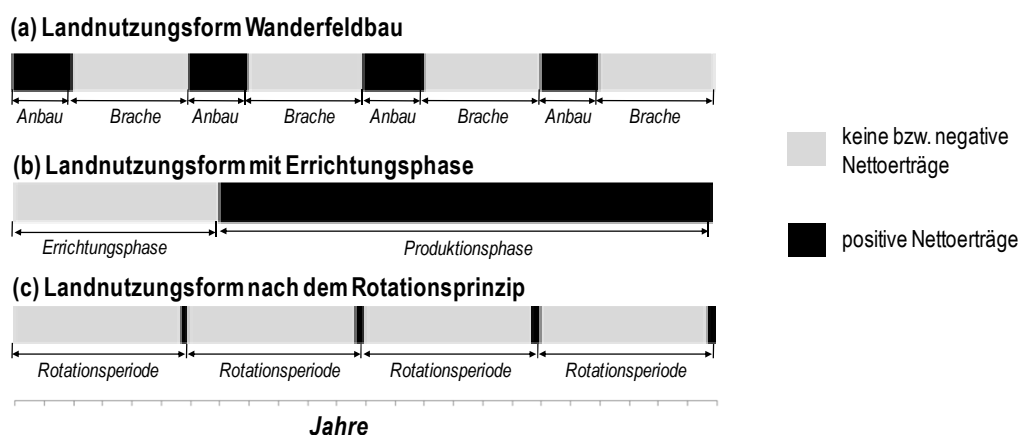


Abb. 10: Zeitliche Ertragsmuster verschiedener Landnutzungsformen (Quelle: Eigene Darstellung).

Bei der Implementierung einer Landnutzung mit einer relativ langen Errichtungsphase (z.B. Palmöl Plantage, siehe Abb.10b) ohne bzw. mit negativen Nettoerträgen folgt

hingegen häufig in der Produktionsphase eine längere Phase mit positiven Nettoerträgen. Gerade bei einer hohen Diskontrate kann unter gewissen Umständen eine Landnutzungsform mit niedrigeren Erträgen, die aber sofort anfallen, für die Waldbesitzer besser sein als eine mit höheren Erträgen, die aber wegen einer langen Errichtungsphase weit in der Zukunft liegen. Bei einem Landnutzungssystem nach dem Rotationsprinzip fallen die Erträge hingegen nicht kontinuierlich an, sondern alle am Ende der Rotationsperiode (Abb. 10c). Dabei wird der Waldinhaber jene Landnutzungsform implementieren, welche ihm unter gegebenen Bedingungen den höchsten Nutzen stiftet, sprich die beste Alternative ist. Die Erträge dieser Landnutzungsform bestimmen somit die Opportunitätskosten.

Studien, die den Einfluss verschiedener Faktoren auf die Entwaldung empirisch gemessen haben, zeigten, dass höhere Preise für landwirtschaftliche Produkte, besserer Marktzugang, bessere Bodenqualität und flacheres Gelände generell mit einer höheren Entwaldungsrate verbunden sind (vgl. Boer et al. 2008, S.11).

Um eine Schätzung der Opportunitätskosten auf Basis pro Tonne vermiedener Emissionen zu erhalten, muss nun in *Schritt 2* ermittelt werden, wie viel Emissionen bei Umwandlung des Gebietes in die neue Landnutzung entstehen würde.

Schritt 2: Ermittlung der Emissionen bei Umwandlung des Gebiets

Da die Emissionen, die bei Entwaldung eines Gebiets freigesetzt werden, nicht konkret gemessen werden können, weil sie noch nicht tatsächlich emittiert wurden, und zudem Emissionen aus veränderter Landnutzung generell nur schwer über einen Rezeptor messbar sind, müssen diese auf Grundlage von Daten über die terrestrischen Kohlenstoffbestände der verschiedenen Landnutzungsformen geschätzt werden. Die potentiellen CO₂-Emissionen werden also nicht direkt gemessen, sondern aus den Veränderungen der Kohlenstoffbestände indirekt geschätzt (siehe Abb. 11).

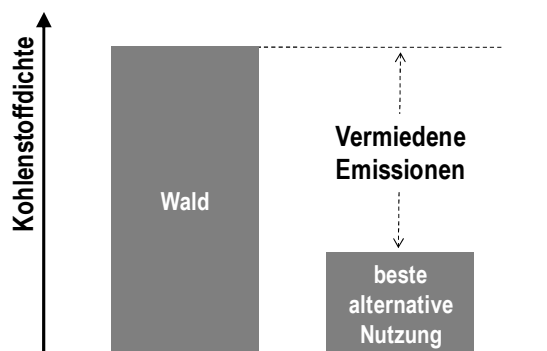


Abb. 11: Opportunitätskosten pro Periode
(Quelle: Vgl. Pagiola/Bosquet 2009, S.10).

Da der eingelagerte Kohlenstoff in Form von CO₂ wieder freigesetzt werden würde, muss die Veränderung im Kohlenstoffbestand mit dem Umrechnungsfaktor (1tC = 3,67tCO₂) multipliziert werden, um die Nettoemissionen durch die Umwandlung zu bestimmen.

Was in Abbildung 11 noch recht eindeutig aussieht, ist in der Realität jedoch komplexer und weitaus weniger eindeutig. Unterschiedliche Methoden bei der Berechnung dieser Veränderung führen zu unterschiedlichen Schätzungen der Emissionen. Die Methoden können sich darin unterscheiden, in (a) welche terrestrischen Kohlenstoffbestände bei der Ermittlung der Veränderung mit einbezogen werden und (b) der Art, wie sie die zeitliche Variation in den Kohlenstoffbeständen der verschiedenen Landnutzungsarten erfassen.

Der gesamte Bestand an Kohlenstoff, der auf dem Gebiet lagert, ist auf unterschiedliche sogenannte terrestrische Kohlenstoff-Pools verteilt. Es kann z.B. danach unterschieden werden, ob sich die Pools oberirdisch befinden (z.B. Stämme, Zweige und Blätter) und somit ein Teil des Kohlenstoffes oberirdisch lagert (*Above-Ground Carbon*), oder ob sie sich unterirdisch befinden (z.B. in den Wurzeln und organischem Material im Boden) und somit der andere Teil des Kohlenstoff unterirdisch lagert (*Below-Ground Carbon*).²²

Die Pools sind von der Veränderung der Entwaldung unterschiedlich betroffen. Die Veränderung welcher Kohlenstoffbestände letztendlich bei der Schätzung berücksichtigt werden, nimmt starken Einfluss auf die ermittelten vermiedenen Emissionen. So wird bei einer Entwaldung mit anschließender Kultivierung nicht nur der Kohlenstoff aus der überirdischen Biomasse freigesetzt, sondern auch das organische Material im Boden sinkt rapide (vgl. IPCC 2000b, Kap. 3.3.2.5) und setzt somit den darin gespeicherte Kohlenstoff frei. Jedoch ist über die Veränderung und zeitliche Dynamik bei der Freisetzung von unterirdischen Kohlenstoffbeständen (*Below-Ground Carbon*) vor allem aus dem organischen Material des Bodens noch relativ wenig bekannt (vgl. Sathaye et al. 2005, S.10f). Aufgrund der hohen Unsicherheiten über die Veränderung unterirdischer Kohlenstoffbestände beschränken sich die Studien häufig nur auf die Veränderungen oberirdischer Kohlenstoffbestände, um die vermiedenen Emissionen abzuschätzen (vgl. Palm et al. 2000, S.9; Devney et al. 2009, S.20). Hier wird zwar der Kohlenstoffpool miteinbezogen, der bei Entwaldung meist der größten Veränderung unterliegt und somit auch einen großer Teil

²² Anhang 3 zeigt die Abgrenzung und Definition unterschiedlicher Kohlenstoffpools eines Waldgebiets nach den *IPCC Guidelines for National GHG Inventories 2006*.

der Veränderung der gesamten Kohlenstoffbestände erfasst, wobei es aber tendenziell zu einer Unter-schätzung der vermiedenen Emissionen kommt.²³

Die Kohlenstoffbestände eines Waldes sind im Zeitverlauf relativ konstant, wohingegen die Bestände der verschiedenen alternativen Landnutzungsformen (*Land-Use-Systems*) variieren bzw. durchaus auch unterschiedliche Kohlenstoffpfade im Zeitverlauf aufweisen können (Palm et al. 2000, S.4f). So führt die Entwaldung eines Gebiets zunächst zu einem relativ großen Verlust an Kohlenstoffbeständen, in der Folgeperiode werden aber je nach anschließender Landnutzung wieder Kohlenstoffbestände auf dem Gebiet aufgebaut. So ist es von der Methode abhängig, ob und wie der erneute Aufbau von Kohlenstoffbeständen bei der Berechnung der Emissionen berücksichtigt wird. Nachfolgend werden die unterschiedlichen Kohlenstoffpfade einiger alternativer Landnutzungsformen schematisch dargestellt.

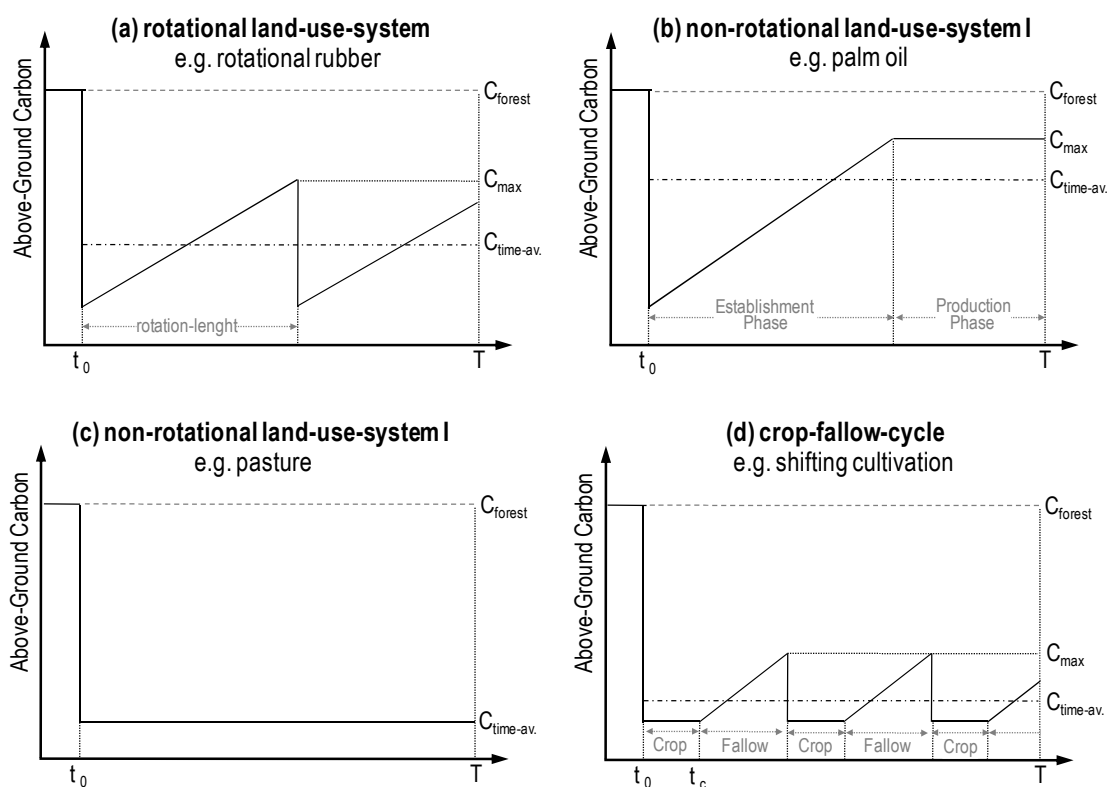


Abb. 12: Kohlenstoffpfade verschiedener Landnutzungen
(Quelle: a/b vgl. Palm 2000 S.4f; c/d eigene Darstellung).

Wie in Abbildung 12 ersichtlich, wird zum Zeitpunkt der Entwaldung (t_0) ein Großteil des oberirdisch gelagerten Kohlenstoffs freigesetzt. Im Fall (a) und (b) werden unmittelbar

²³ Palm et al. 2002 führen an, dass in tropischen Wäldern der Kohlenstoffbestand in der oberen Bodenschicht (bis 20 cm Tiefe) je nach anschließender Landnutzungsart um ca. 20-50% sinkt (vgl. Palm et al. 2002 S.12).

durch die neue Landnutzung wieder Kohlenstoffbestände aufgebaut und somit ein Teil des vormals emittierten CO₂ wieder „eingefangen“. Während in Fall (a) dieses wiedereingefangene CO₂ am Ende der Rotationsperiode erneut freigesetzt wird, verbleibt es im Fall (b) nach der *Establishment Phase* dauerhaft im System. Im Fall (d) werden während den Brachephasen immer wieder Kohlenstoffbestände aufgebaut, die in der darauffolgenden Anbauphase wieder freigesetzt werden. Im Fall (c) werden hingegen nach der Entwaldung keine nennenswerten Kohlenstoffbestände mehr aufgebaut.

Die Grafiken in Abbildung 12 zeigen verschiedene Methoden zur Erfassung zeitlich variierender Kohlenstoffbestände. Zum einen kann der Kohlenstoffbestand berücksichtigt werden, der durchschnittlich in der neuen Landnutzungsform gespeichert ist ($C_{time-av}$, *time-average carbon stock*).²⁴ Zum anderen kann jedoch auch der gesamte Kohlenstoff veranschlagt werden, der im System wieder aufbaut wird, genannt die *Flow-Sumation-Methode* (C_{max}), die aber gerade in den Fällen (a) und (d) problematisch ist, da die im Zeitverlauf aufgebauten Kohlenstoffbestände regelmäßig wieder vollständig emittiert werden. Darüberhinaus stellt die *Discounting-Methode* eine weitere mögliche Methode dar. Hier werden die Kohlenstoffbestände, die in späteren Perioden aufgebaut werden, abdiskontiert und heute nicht in ihrem vollen Umfang berücksichtigt (vgl. Richard/Stokes 2004, S.10ff). Die verschiedenen Methoden können je nach Kohlenstoffpfad (also je nach anschließender Landnutzungsform) zu ganz unterschiedlichen Schätzungen der vermiedenen Emissionen führen.

Kombination von Schritt 1 und Schritt 2

Zur Ermittlung der Opportunitätskosten (*OK*) pro vermiedener Tonne Emission müssen die Opportunitätskosten bei Erhaltung des Gebiets (*Schritt 1*) durch die dadurch vermiedenen Tonnen an CO₂ des Gebiets (*Schritt 2*) dividiert werden.

$$OK_{REDD} (\$/tCO_2) = \frac{OK_{REDD} (\$/ha)}{\text{vermiedene Emissionen } (tCO_2 / ha)} \quad (5)$$

Daraus folgt, dass hohe landwirtschaftliche Erträge (und somit Opportunitätskosten), die über die alternative Landnutzung auf einem Gebiet erwirtschaftet werden können, nicht zwangsläufig bedeuten, dass auf diesem Gebiet lediglich teure Emissionsreduktionen erreicht werden können. Werden durch die Erhaltung des Waldes jedoch relativ viel

²⁴ Diese Methode wird u.a. von Kotto-Same et al. 2000 im Rahmen des ASB-Programms (*Alternatives to Slash-and-Burn*) verwendet.

Emissionen vermieden, sei es dadurch, dass der Wald an sich eine hohe Kohlenstoffdichte aufweist und / oder die neue Landnutzungsform im Zeitverlauf keine oder lediglich geringe Kohlenstoffbestände aufbauen würde, kann dies dennoch zu relativ geringen Opportunitätskosten pro Tonne CO₂ führen.

Im folgenden Abschnitt sollen, unter Rückgriff auf Erkenntnisse dieses Abschnitts, die notwendigen Schritte für eine möglichst präzise Opportunitätskostenschätzung dargestellt werden, um nachfolgend das Vorgehen unterschiedlicher Modelle beurteilen zu können.

4.2.2 Methodische Herausforderung der Opportunitätskostenschätzung

Eine Opportunitätskostenschätzung muss unter Verwendung eines geeigneten Baseline-Typs zunächst die Waldfläche ermitteln, die in der untersuchten Region von zukünftiger Entwaldung betroffen wäre. Anschließend müssen Annahmen darüber getroffen werden, durch welche alternative Landnutzungen die Waldfläche in einem BAU-Szenario ersetzt werden würde. Hierbei können vor allem zwei Methoden angewandt werden: Zum einen kann unterstellt werden, dass die Waldfläche durch die jeweils in der Region ertragreichste beobachtete alternative Landnutzungsform ersetzt wird (**Potential-Method**), zum anderen, dass eine aktuell bestehende Struktur landwirtschaftlicher Nutzungsformen in der Zukunft beibehalten wird und sich auf die entwaldete Fläche überträgt (**Actual-Method**) (vgl. Pagiola/Bosquet 2009, S.8). Zudem können in der Vergangenheit beobachtete Dynamiken dieser Struktur für eine Vorrausage darüber, welche Landnutzungsform die Waldfläche in Zukunft ersetzen würde, berücksichtigt werden. Zur Veranschaulichung wurden hier beide Methoden grafisch aufbereitet.

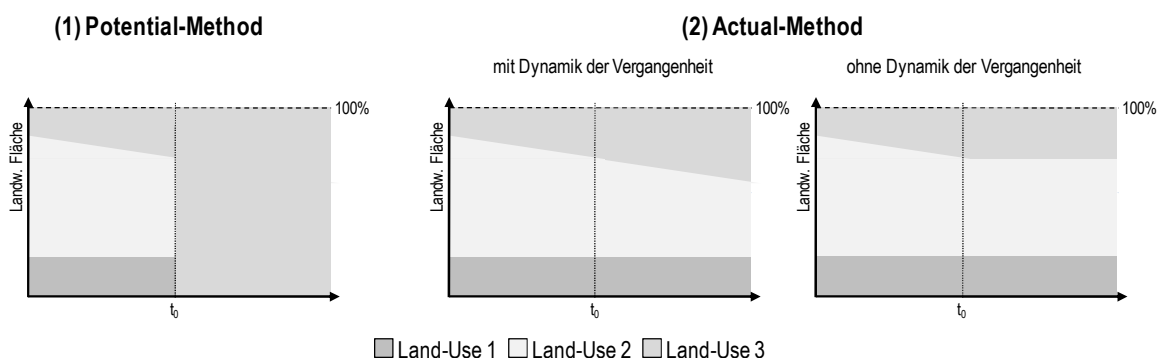


Abb. 13: Verschiedene Methoden zur Ermittlung zukünftiger Landnutzung
(Quelle: Eigene Darstellung).

Dabei impliziert die *Actual-Method*, dass zukünftige Waldfläche nicht im vollen Umfang durch die werthaltigste, also die alternative Landnutzung, die die höchsten Erträge er-

warten lässt, ersetzt wird. Der heutige Wert der verschiedenen Alternativen wird durch Abdiskontierung der zukünftigen erwarteten Erträge meist mit einem einheitlichen Diskontierungszins bestimmt. Jedoch bleibt dabei unberücksichtigt, dass die verschiedenen Alternativen meist ein unterschiedliches Risiko bezüglich ihrer erwarteten Erträge aufweisen. Für risikoaverse Akteure, die eine Risikoprämie für übernommenes Risiko fordern, kann somit eine Alternative mit hohen Erträgen, die jedoch hoch unsicher sind, einen geringeren „individuellen“ Wert aufweisen, als eine Alternative mit niedrigeren, aber gleichzeitig sicheren zukünftigen Erträgen (siehe Abschnitt 3.2). Die Akteure werden sich für die Alternative entscheiden, die für sie den höchsten Wert hat, und das muss wegen unterschiedlichem Risiko der Alternativen nicht zwangsläufig die mit den höchsten Erträgen sein. So kann z.B. beobachtet werden, dass in *Yucatan* der NPV der Erträge über zehn Jahre aus dem Anbau von Chilischoten bei US\$150 liegt, während der aus Viehhaltung auf nur US\$49 geschätzt wird. Trotzdem ist die Viehhaltung die bevorzugte Alternative unter den Farmern, da der Anbau von Chilischoten hohen Wetter- sowie ökonomischen Risiken unterliegt, während die Viehhaltung ein stabiles und sicheres Einkommen bietet (vgl. Sathaye et al. 2008, S.6). Anhand einer solchen offenbarten Präferenz könnte eine Risikoprämie ermittelt werden, die von den Farmern für eine Übernahme dieses Risikos gefordert wird.

Neben der Risikoaversion der Akteure gibt es jedoch häufig noch weitere Beschränkungen, warum oft nicht die ertragreichste Landnutzungsform implementiert wird. So ist aufgrund des Mangels an Arbeitskräften und der meist institutionell unterentwickelten Arbeitsmärkte die Arbeitsintensität häufig ein ausschlaggebender Faktor zur Wahl der Landnutzungsform (vgl. Kotto-Same et al. 2000, S.35), und Landnutzungsformen mit geringer Arbeitsintensität sind oft nicht die ertragreichste Alternative (vgl. Vosti et al. 2002, S.55, 25). Aber auch mangelndes Wissen bezüglich landwirtschaftlicher Praktiken, verfügbarer Technologien, biophysischen Gegebenheiten oder auch fehlende Informationen zum Handel der Erzeugnisse beeinflussen die Wahl der Landnutzung (vgl. ebd., S.52) und können die Implementierung der ertragreichsten Landnutzung verhindern. So unterstellt also die *Potential-Method* häufig einen risikoneutralen Akteur, der keinen Beschränkungen unterliegt. Diese Methode würde häufig einen Strukturbruch in der Landnutzung unterstellen (siehe Abb. 13), während die *Actual-Method* implizit Risikoaversion und andere aktuelle oder vergangene Beschränkungen berücksichtigt. Des Weiteren müssen bei der Berechnung des NPV der Erträge aus der alternativen landwirtschaftlichen

Tätigkeit ein geeigneter Diskontierungszins (wie viel sind zukünftige Erträge heute wert?) sowie ein geeigneter Diskontierungszeitraum (bis wie weit in die Zukunft beziehen die Akteure zukünftige Erträge in ihr Entscheidungskalkül mit ein?) gewählt werden.

Dies stellt die Herausforderung bei der Abschätzung der zukünftigen Landnutzungsform für eine präzise Opportunitätskostenschätzung heraus, da verschiedene Landnutzungsformen unterschiedliche Erträge und somit unterschiedliche Opportunitätskosten bedeuten. Da die verschiedenen Landnutzungsformen darüberhinaus unterschiedliche (z.B. durchschnittliche) Kohlenstoffbestände aufweisen, beeinflussen die Annahmen über die zukünftige Landnutzungsform auch die prognostizierten durch Walderhaltung vermiedenen Emissionen und somit die Opportunitätskosten pro vermiedener Emissionseinheit. Zur möglichst genauen Abschätzung sollten die Nettoemissionen aus der Entwaldung (Kohlenstoffdichte Wald minus Kohlenstoffdichte alternative Landnutzung) miteinbezogen werden, da es sonst zur Unterschätzung der Opportunitätskosten kommt (dadurch dass der Kohlenstoffbestand, der durch die neue Landnutzung im Zeitverlauf z.B. durchschnittlich gespeichert ist, ignoriert wird und im Falle der Änderung der Landnutzung mehr Emissionen unterstellt werden als tatsächlich auftreten würden). Zudem sollte auch die Veränderung in allen terrestrischen Kohlenstoffpools berücksichtigt werden.

Unterschiedliche Opportunitätskosten der Vermeidung von Emissionen aus Entwaldung können also zum einen dadurch entstehen, dass verschiedene, der Entwaldung folgende Landnutzungsarten unterstellt werden, die unterschiedliche Erträge (NPV) ausweisen. Zum anderen kann aber auch der NPV einer bestimmten Landnutzungsform z.B. aufgrund unterschiedlicher biophysischer Gegebenheiten oder unterschiedlichem Marktzugang innerhalb der untersuchten Region variieren (vgl. Nepstad et al. 2007, S.15). Zudem variiert auch die Kohlenstoffdichte der Waldgebiete stark auf globaler Ebene, aber auch innerhalb einzelner Regionen. Dies macht für eine möglichst präzise Abschätzung der Opportunitätskosten eine möglichst hohe geografische Genauigkeit der Schätzung notwendig. So ist es nicht nur wichtig zu berücksichtigen, wie viel Fläche in einer Region von der Entwaldung betroffen wäre, sondern auch wo diese innerhalb einer Region stattfinden würde. Dabei kann das Ausmaß der geografischen Genauigkeit darüber beschrieben werden, wie groß die einzelnen Gebiete sind, für die Durchschnittsdaten (anhand einer als repräsentativ angenommenen Beobachtung für das Gebiet) verwendet werden, oder wie genau z.B. der unterschiedliche Zugang zu Märkten einzelner Gebiete berücksichtigt wird. Je kleiner die geografische Einheit ist, für die Durchschnittswerte verwendet werden, desto

höher ist die geografische Genauigkeit der Schätzung *et vice versa*. Bei der Durchschnittsbildung gehen somit die vorhandenen Variationen innerhalb dieser Einheiten verloren und die Schätzung verliert an Genauigkeit (höhere Standardabweichung).

Häufig wird jedoch die Möglichkeit einer weiteren räumlichen Ausdifferenzierung innerhalb der einzelnen Kostenschätzung durch die Datenverfügbarkeit begrenzt. Ob eine Erhebung zusätzlicher Daten, die oft recht aufwendig und teuer ist, nur um eine größere geografische Genauigkeit zu erlangen, sinnvoll ist, sollte dabei stets gemäß einem Grenzkosten-Grenznutzen-Kalkül entschieden werden. Die geografische Genauigkeit sollte nur solange ausgeweitet werden, wie der Nutzen daraus die Kosten zur Erlangung der hierfür erforderlichen Daten übersteigt. Dies gilt jedoch ganz allgemein z.B. auch bei der Auflösung der Unsicherheit über die genauen Reaktionen unterirdischer Kohlenstoffbestände auf die Änderung der Landnutzung, dessen Einbeziehung für eine genaue Schätzung der Opportunitätskosten von Bedeutung ist. Daraus folgt, dass gerade in Regionen mit hohen Emissionen aus Entwaldung meist ein erhöhter Aufwand zur Erlangung einer präziseren Schätzung angemessen ist.

Zudem kann erwartet werden, dass REDD im Zeitverlauf zu einem Anstieg der Preise für Holz und landwirtschaftliche Produkte führt, da REDD die zur Verfügung stehende Fläche zum Anbau dieser Produkte begrenzt. Kann daraufhin das Wachstum des Angebots mit dem Wachstum der Nachfrage nach diesen Produkten nicht standhalten, führt REDD c.p. zu steigenden Preisen. Steigende Preise führen wiederum zu steigenden Opportunitätskosten und zu einem erhöhten Anreiz zur Entwaldung. Eine exakte Abschätzung der Opportunitätskosten sollte solche dynamischen Effekte im Zeitverlauf berücksichtigen.

Als normative Anforderungen an eine exakte Opportunitätskostenschätzung bleibt also festzuhalten:

- Genaue Schätzung der zukünftigen Entwaldung durch eine **geeignete Baseline**;
- **Abschätzung der Landnutzungsform**, die die Waldgebiete am wahrscheinlichsten ersetzen wird (*Berücksichtigung von Risikoaversion und anderen Beschränkungen*);
- **Ermittlung des NPV** der Erträge der angenommenen Landnutzungsform (*Zeitliches Ertragsmuster, Wahl eines geeigneten Diskontierungszins und –zeitraums*);
- Berücksichtigung der potentiellen **Nettoemissionen** und Einbeziehung aller betroffenen **Kohlenstoffpools**;

- **Geografische Genauigkeit** der Schätzung;
- Berücksichtigung von **Preiseffekten** eines REDD-Mechanismus.

Dabei soll nochmal ausdrücklich hervorgehoben werden, dass Maßnahmen für eine präzise Schätzung nur solange ergriffen werden sollen, solange die Kosten für eine Ausweitung der Genauigkeit unter dem Nutzen der Ausweitung liegt.

4.2.3 Empirische Modelle zur Abschätzung der Opportunitätskosten

Eine Gruppe der Methoden zur Abschätzung bzw. Berechnung der Opportunitätskosten stellen die **empirischen Modelle** dar, die die Opportunitätskosten anhand tatsächlich beobachteter Erträge abschätzen. Sie werden sowohl zur Bestimmung der Opportunitätskosten auf regionaler als auch auf globaler Ebene eingesetzt. Grundsätzlich stehen empirischen Modellen hauptsächlich drei **Datenquellen** zur Schätzung der Opportunitätskosten zur Verfügung (vgl. Grieg-Gran 2006, S.2ff):

- **Haushaltbefragungen**
Oft angewandt für lokale Schätzungen in einer bestimmten Region durch Beobachtung der Opportunitätskosten zufällig ausgewählter Haushaltsstichproben. Ergebnisse sind stark an die Region und ihre speziellen Gegebenheiten gebunden und deshalb nicht unbedingt auf andere Regionen übertragbar.
- **Generische bzw. Durchschnittsdaten**
Nutzung von durchschnittlichen Produktionskosten und Erträgen pro Tonne landwirtschaftlicher Produktion (z.B. aus öffentlichen Quellen wie statistische Datenbanken), aber auch durch Extrapolation der Daten aus anderen Ländern, die dem untersuchten Land ähnlich sind. Hier können jedoch Variationen innerhalb der untersuchten Region nicht erfasst werden.
- **Landpreise**
Nach der ökonomischen Theorie sollten Landpreise den abdiskontierten Zahlungsstrom bei bester Landnutzung reflektieren. Diese Datenquelle eignet sich aus zwei Gründen lediglich beschränkt zur Abschätzung der Opportunitätskosten: (1) meist keine bzw. schlecht entwickelte Landmärkte in tropischen Regionen und (2) spiegeln häufig Erträge aus potentieller und weniger aus aktueller Landnutzung wider, wodurch Werte nicht zur Schätzung nach der *Actual-Method* verwendet werden können.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde versucht, empirische Schätzungen für größere Regionen nach Kriterien der Genauigkeit (geografisch explizit vs. nicht explizit) und der Operationalisierungsebene (regional vs. global) zu klassifizieren.

(1) *Einfache regionale empirische Modelle*

Diese Modelle werden als einfach bezeichnet, weil sie nicht geografisch explizit innerhalb der untersuchten Region sind und sich häufig lediglich auf die Berechnung eines sogenannten (durchschnittlichen) *Break-Even-Preises* (BEP) pro Tonne vermiedener Emission beschränken, der den Landbesitzern gezahlt werden muss, damit diese bei Walderhaltung mindestens die Erträge der alternativen Landnutzung erreichen (vgl. Osborne/Kiker 2005, S.486). Ab diesem BEP ist es für die Akteure finanziell attraktiver, Emissionsreduktion anzubieten (vgl. Belassen/Gitz 2008, S.341). Die Ergebnisse von drei betrachteten einfachen regionalen empirischen Studien sind in **Tabelle 1** aufgeführt.

Studie	Region	Opportunitätskosten	CO ₂ -Emissionen	BEP/tCO ₂
<i>Osafa 2005</i>	Ghana	NPV Landwirtschaft (<i>Mais, Maniok</i>) + einmalige Holzerlöse	220.2 tCO ₂ /ha (60 tC/ha) <i>Bruttoemissionen</i>	\$8,07 (<i>\$2,26 Holz + \$5,81 Landw.</i>)
<i>Silva-Chávez 2005</i>	Bolivien	NPV Landwirtschaft (<i>Soja</i>)	734 t CO ₂ /ha (200 t C/ha) <i>Bruttoemissionen</i>	\$1,21
<i>Belassen/Gitz 2008</i>	Kamerun	NPV Landwirtschaft (<i>Maniok, Wegerich;</i> <i>Subsistenz bewertet zu</i> <i>Marktpreisen</i>)	1007,4 tCO ₂ /ha (274,5 tC/ha) <i>Nettoemissionen</i> (<i>time average</i>)	\$2,85 (±0,44)

Tabelle 1: *Drei einfache regionale empirische Modelle und ihre Ergebnisse*

Obwohl diese Modelle häufig keine expliziten Angaben über die Baseline machen, unterstellen sie implizit eine historische Baseline, indem sie über die geschätzten Entwaldungsraten der vergangenen Jahre informieren (vgl. Silva-Chávez 2005, S.73). Die drei Modelle arbeiten stark mit Durchschnittsdaten für die Region, sowohl bei den Opportunitätskosten pro Hektar als auch bei den Kohlenstoffgehalten der Wälder, und lassen somit Variationen dieser Variablen innerhalb der untersuchten Region außer Acht. Für die Berechnung der Opportunitätskosten wird angenommen, dass die im Land vorherrschende Landnutzungsform in ihrem typischen zeitlichen Muster die in der Zukunft abgeholzte Waldfläche ersetzen wird.

Diese Modelle ermitteln somit lediglich die Nettoerträge, die ein durchschnittlicher Waldbesitzer in dieser Region durch die Umwandlung des Waldes in die unterstellte Landnutzungsform und eventuell durch den Verkauf des Holzes erzielen könnte. Dieser

durchschnittliche Waldbesitzer wird jedoch wahrscheinlich in dieser Reinform in der Region gar nicht zu beobachten sein. Aufgrund der Durchschnittsbildung und der Betrachtung lediglich einer alternativen Landnutzungsform sind sie nicht in der Lage, Angebotskurven für diese Region zu ermitteln und liefern somit nur den Datenpunkt für diese Region auf einer globalen Kostenkurve. Dabei werden häufig keine Angaben über Streuung der Werte dieser Durchschnittsdaten gemacht (vor allem der Schiefe der Verteilung, arithmetisches Mittel vs. Modalwert) und so bleibt im Unklaren, wie viel Emissionen überhaupt zum ermittelten Break-Even-Preis reduziert werden können. Diese Zusammenhänge sind grafisch in Abb. 14 illustriert.

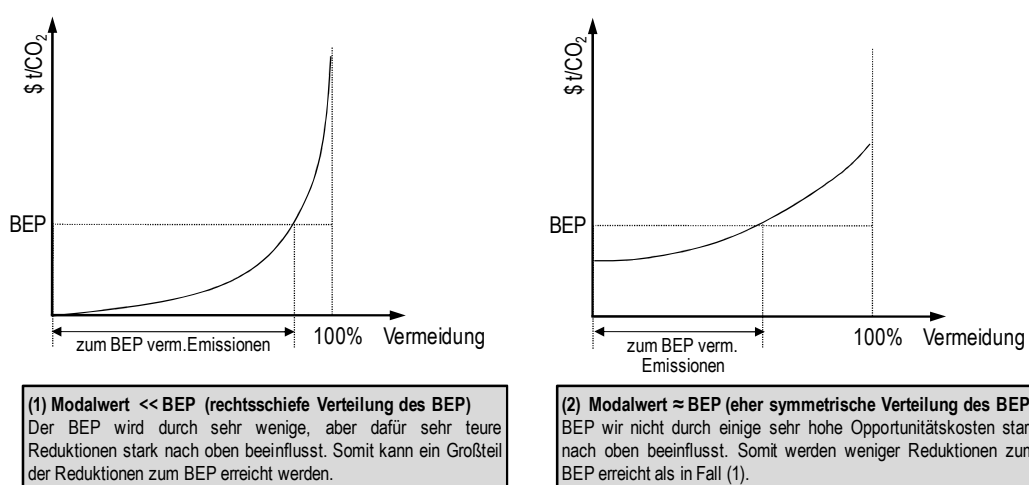


Abb. 14: Vermeidungsmengen zum BEP bei unterschiedlichen Verteilungen
 (Quelle: Eigene Darstellung).

Zudem erfassen die Modelle überwiegend lediglich die Bruttoemissionen, lassen also unberücksichtigt, dass die neue Landnutzung im Zeitverlauf wieder CO_2 absorbiert, was zu einer Überschätzung der vermiedenen Emission und somit zur Unterschätzung der Reduktionskosten pro Tonne CO_2 führt. Demgegenüber stehen jedoch methodische Überschätzungen, da eventuelle Emissionen aus negativen Veränderungen in den unterirdischen Kohlenstoff-Pools (unterirdisch lebende Biomasse und Boden) im Zeitverlauf meist unberücksichtigt bleiben.

Obwohl viele der zur Berechnung verwendeten Variablen mit Unsicherheiten belegt sind, welche auf den ermittelten BEP durchwirken, wird auf eine Ermittlung bzw. Angabe dessen Streubereichs häufig verzichtet. Von den drei oben aufgeführten Studien gab lediglich die Studie von *Belassen/Gitz 2008* eine Standardabweichung für den BEP an, die

mittels einer Monte-Carlo-Simulation²⁵ ermittelt wurde. Diese Studie war ebenfalls die einzige, die die Sensitivität der Schätzung auf Veränderungen der verschiedenen kritischen Inputparameter quantifizierte. Sie zeigten, dass der Break-Even-Preis vor allem sehr sensibel auf die Variation des Preises für den Inputfaktor Arbeit reagiert.²⁶ Dieser stellt vor allem eine kritische Größe dar, da für Familienarbeit im Rahmen von Subsistenzwirtschaft kein Preis zu beobachten ist und dieser deshalb durch die Opportunitätskosten der Arbeit (was könnte ein Familienmitglied bei Arbeit auf einer andern Farm verdienen) approximiert werden muss (vgl. Belassen/Gitz 2008, S.339ff).

Der vergleichsweise hohe BEP in Ghana von US\$8,07t/CO₂ lässt sich vor allem durch die unterstellte niedrige CO₂-Dichte der von der Entwaldung bedrohten Waldgebiete erklären (ca. drei bis fünf mal niedriger als in Bolivien bzw. Kamerun), da die dortigen Wälder bereits stark degradiert sind (vgl. Osafo 2005 S.68), sowie durch die Einbeziehung der einmaligen Holzerträge.

Wegen ihres geringen Detaillierungsgrades und ihrer geringen geografischen Genauigkeit sollten solche Ergebnisse eher als sogenannte *Quickshot-Schätzung* verstanden werden, um abschätzen zu können, zu welchem ungefähren Preis die Region in der Lage ist, Emissionsreduktionen anzubieten.

(2) Fortgeschrittene regionale empirische Modelle

Gegenüber den einfachen regionalen empirischen Modellen zeichnen sich die fortgeschrittenen Varianten meist durch einen generell höheren Detaillierungsgrad, vor allem aber durch eine stärkere geografische Genauigkeit aus und können somit die Variationen der Opportunitätskosten (und auch des Emissionsreduktionspotentials) innerhalb der Region offenlegen. Somit sind die fortgeschrittenen Modelle in der Lage, ganze Kostenkurven für die Region zu ermitteln, um die Menge an Emissionsreduktionen, die in der Region zu einem bestimmten Preis pro Tonne CO₂ erreicht werden können, genauer zu bestimmen. Hierdurch können also bestimmte Spezifika des Gebietes in der untersuchten

²⁵ Die Monte-Carlo-Simulation ist ein gebräuchliches Verfahren zur Kombination von Unsicherheiten. Es wird für jeden Inputparameter (Zufallsvariablen) eine Wahrscheinlichkeitsverteilung unterstellt. Danach wird der interessierende Wert (hier der BEP) unter Ziehung eines Wertes (Ausprägung) der verschiedenen Zufallsvariablen ermittelt. Durch häufiges Wiederholen dieser Berechnung (Iterationen) ergibt sie eine Verteilung des interessierenden Wertes, aus der dann ein Streuungsmaß errechnet werden kann.

²⁶ Geringer ist die Sensitivität des BEP gegenüber Veränderungen der Diskontrate (deren Wahl häufig als kritische Größe für Kostenschätzungen gilt). Eine Steigerung der Diskontrate von 5% auf 20% verursacht lediglich eine Veränderung des BEP um 2%. Auch Variationen im zeitlichen Muster der Landnutzung (Brachephase: sieben statt neun Jahre) veränderte den BEP nur relativ gering (Belassen/Gitz 2006 S.342).

Region, die Einfluss auf die Opportunitätskosten besitzen, in der Kostenschätzung berücksichtigt werden. Gerade die Betrachtung der Dimension „Raum“ bei der Opportunitätskostenschätzung macht es möglich, den unterschiedlichen Marktzugang einzelner Gebiete (z.B. aufgrund unterschiedlicher Entfernung und/oder Transportinfrastruktur) zu berücksichtigen. Dies wirkt sich auf die Transportkosten und somit auch auf die Nettoerträge alternativer Landnutzung (Opportunitätskosten) aus, oder beeinflusst sogar die Form der alternativen Landnutzung selbst. So wird in abgelegenen Gebieten eher Subsistenzwirtschaft vorherrschen, die einen Transport zum Markt überflüssig macht bzw. nur Land-Use-Systems implementiert, deren Output ein hohes Value/Weight-Ratio hat, wodurch die Bruttoerträge nicht vollständig von hohen Transportkosten aufgezehrt werden (vgl. Kotto-Same et al. 2000 S.44). Hierdurch können also gebietsspezifische Landnutzungsmuster erfasst werden.

Ein Beispiel für ein solch fortgeschrittenes Modell stellt die Opportunitätskostenschätzung von **Börner/Wunder 2008** für die Bundesstaaten *Amazonas* und *Mato Grosso* im brasilianischen Amazonasgebiet dar. Ihre Studie ist auf Ebene der einzelnen Kommunen (*Municipalities*) geografisch explizit, was bedeutet, dass innerhalb der Kommunen keine Variationen erfasst wurden (Durchschnittsbildung), sehr wohl aber zwischen den einzelnen Kommunen. Der Zugang zu Märkten der einzelnen Kommunen und somit der Einfluss von Transportkosten auf die Nettoerträge wurde durch dessen Entfernung zur jeweiligen Bundeshauptstadt approximiert. Zudem wurden kommunalspezifische Entwaldungsraten und kommunalspezifische vergangene Landnutzungsmuster zur Abschätzung der Landnutzungsformen, die in dieser Kommune die bedrohte Waldfläche ersetzen werden, herangezogen (*Actual-Method*). Hierbei wird der Detaillierungsgrad erhöht, indem nicht nur eine einzige Landnutzungsform (wie bei den einfachen Modellen) sondern mehrere stilisierte Landnutzungsformen einen sogenannten *Land-Use-Mix* bilden, der sich in seiner prozentualen Zusammensetzung zwischen den Kommunen unterscheidet. Aufgrund vergleichsweise geringer Abholzungsraten im Bundesstaat *Amazonas* wurden (sehr konservative) einheitliche Daten über die Kohlenstoffdichte der dortigen Wälder benutzt, während für den Bundestaat *Mato Grosso* wegen deutlich höherer Entwaldung detailliertere Kohlenstoffdaten verwendet wurden.

Als Ergebnis ermittelte die Studie Opportunitätskosten, die in den zwei betrachteten Regionen sehr unterschiedlich sind und auch innerhalb der Regionen stark variieren (für eine regionale Verteilung der Opportunitätskosten siehe Anhang 4). Während im Bundes-

staat *Amazonas* zu einem Preis von US\$1/tCO₂ mehr als ein Drittel der Entwaldung gestoppt werden kann und der Choke-Preis bei US\$3,24/tCO₂ liegt, sind mögliche Reduktionen in der Region *Mato Grosso* deutlich teurer. Dort kann ein Preis von US\$3/tCO₂ lediglich die Hälfte der Entwaldung stoppen und der Choke-Preis liegt bei US\$12,36/tCO₂. Besonders sensitiv reagieren die Ergebnisse auf Veränderungen der Preise für Rindfleisch und Soja, da diese Landnutzungen in den Regionen dominieren. Eine Reduzierung des verwendeten Diskontsatzes von 10 Prozent auf 5 Prozent erhöht die Opportunitätskosten für *Mato Grosso* um ungefähr ein Drittel.

Somit liefern diese Modelle deutlich mehr Informationen als einfache regionale empirische Modelle und bieten daher ein realistischeres Bild der Kosten von REDD in der untersuchten Region. Gerade deshalb sollten sie für Regionen eingesetzt werden, in denen die Entwaldung ein großes Problem darstellt.

(3) Globale empirische Modelle

Globale empirische Modelle funktionieren vom Prinzip her nach der gleichen Art wie die geografisch expliziten Modelle auf regionaler Ebene. Da sie jedoch auf einer größeren Fläche operieren, sind die geografischen Einheiten, für die Durchschnittswerte angenommen werden, meist sehr groß. Hierdurch entstehen innerhalb dieser geografischen Einheiten die gleichen Probleme wie bei den einfachen empirischen Modellen auf regionaler Ebene.

Die wohl bekannteste empirische Opportunitätskosteschätzung auf globaler Ebene ist die Schätzung für den *Stern Report* von **Grieg-Gran 2006**. Die Schätzung operiert jedoch nicht komplett global, sondern schätzt die Opportunitätskosten, die ausgeglichen werden müssen, um die Entwaldung in acht Ländern, die zusammen für 46 Prozent der globalen Entwaldung und 70 Prozent aller LUCF-Emissionen verantwortlich sind, komplett zu stoppen (vgl. Stern 2007, S.217). Die Schätzung ermittelte hierfür Opportunitätskosten in Höhe von insgesamt rund **US\$5 Mrd. pro Jahr** (im mittleren Szenario). Ein Update dieser Schätzung für den *Eliasch Review* von 2008, um aktuelle Trends bei den Preisen für Agrar- und Holzprodukten mit einzubeziehen, ermittelte bereits Kosten in Höhe von **US\$7 Mrd. pro Jahr** zur kompletten Vermeidung der Entwaldung.

Die Studien von **Grieg-Gran 2006** und **2008** beziehen sich auf bestehende regionale Kostenschätzungen, die sowohl auf *Haushaltsbefragungen* (Kotto-Same et al. 2000 im Rahmen des ASB-Projekts) als auch auf *generischen Durchschnittsdaten* (z.B. Osafo 2005

siehe oben) beruhen. Da für einige untersuchte Länder keine regionalen Schätzungen für die Opportunitätskosten (in NPV) verfügbar waren, wurden für diese Länder Schätzungen aus anderen Ländern mit sehr ähnlichen Bedingungen übernommen und ggf. angepasst (z.B. für die Demokratische Republik Kongo wurden Daten für Kamerun übernommen oder für Bolivien die Daten aus Brasilien).²⁷ Zur Abschätzung der jeweiligen Landnutzung, welche die entwaldete Waldfläche im BAU-Szenario ersetzen würde, wird unterstellt, dass der gegenwärtige *Land-Use-Mix* in den Waldgrenzgebieten in der Zukunft beibehalten wird (*Actual-Method*). Für Länder, in denen solche Daten nicht verfügbar waren, wurden diese aufgrund qualitativer Aussagen über die Bedeutung der einzelnen Landnutzungsformen in den Ländern geschätzt und mit aktuellen Trends verglichen bzw. überprüft (vgl. Grieg-Gran 2008, S.6)²⁸. Die unterstellten Opportunitätskosten (pro ha) wurden dann anschließend mit der prognostizierten jährlichen Entwaldungsfläche multipliziert. Die Vorgehensweise soll anhand des Beispiels von Bolivien in Tabelle 2 veranschaulicht werden.

<i>Bolivien (Historische Baseline: 270 000 ha jährliche Entwaldung)</i>				
<i>Landnutzungsform</i>	<i>OK/ ha (inUS\$)</i>	<i>Aktuelle Landnutzung</i>	<i>Anteil an Entwaldung</i>	<i>OK gesamt (in US\$)</i>
Rinderzucht	413	70%	189 000 ha	78 087 000
Soja-Anbau	3,275	30%	81 000 ha	265 275 000
Total				343 250 000

Tabelle 2: Opportunitätskosten in Bolivien
(Quelle: Vgl. Grieg-Gran 2008 Tabelle 3 und 2).

Grieg-Gran liefert Schätzungen für drei verschiedene Szenarien, die sich darin unterscheiden, inwiefern Erträge aus dem Verkauf des Holzes bei der Entwaldung in den Opportunitätskosten berücksichtigt werden. Zudem liefert die Studie nur Schätzungen der Opportunitätskosten pro Hektar bzw. für die Unterlassung der Entwaldung eines Gebietes.

Zur Umrechnung in Kosten auf Pro-Tonnen-Basis muss noch eine geeignete Kohlenstoffdichte für die von der Entwaldung bedrohten Gebiete unterstellt werden. Die Ergebnisse der verschiedenen Szenarien der Ursprungsstudie (2006) und des Updates (2008) sind in nachfolgender Tabelle aufgelistet.

²⁷ Die Opportunitätskosten der verwendeten Studien/Schätzungen wurden unter Verwendung des BIP-Deflators auf 2005US\$ (Ursprungsversion) bzw. 2007US\$ (Update) vereinheitlicht (vgl. Grieg-Gran 2008, S.5).

²⁸ Zudem werden auch Schätzungen für die *Potential-Method* angegeben, für die unterstellt wird, dass auf der gesamten entwaldeten Fläche eines Landes die ertragreichste, in diesem Land beobachtete, Landnutzungsform implementiert wird (siehe Tabelle 3).

	OK gesamt (in Mrd. US\$)		OK pro t/CO ₂ ²⁹	
	2006	2008	2006	2008
Szenario 1 (keine Holzerlöse)	2,95	4,36	0,97	1,45
Szenario 2 (Holzerlöse mit Einschränkungen) ³⁰	5,04	6,57	1,68	2,19
Szenario 3 (Holzerlöse ohne Einschränkungen)	6,53	8,14	2,18	2,72
Potential-Method (im Szenario 3)	14,33	23,31	4,79	7,80

Tabelle 3: Ergebnisse der empirischen Opportunitätskostenschätzungen von Grieg-Gran.

Die Annahmen der Studie sind recht restriktiv. Bei der Berechnung wird bspw. 100 Prozent *Additionality* unterstellt, sprich es fließen lediglich Zahlungen an Gebiete, die auch tatsächlich von der Entwaldung bedroht sind. Zusätzlich wird das Auftreten von *Leakage* ausgeschlossen. Gerade aber diese beiden Annahmen beeinflussen sich. Um die Gefahr des Auftretens von *Leakage* zu vermeiden, sollten in der Realität benachbarte Waldgebiete, die aktuell noch nicht von der Entwaldung bedroht sind, in den Mechanismus mit aufgenommen werden. Hierdurch wird allerdings keine hundert-prozentige *Additionality* mehr erreicht. Die tatsächlichen Kosten liegen somit höher, womit aufgrund der Annahmen die Schätzung eher als untere Grenze gesehen werden muss.

Zudem wird angenommen, dass es gelingt, alle Waldbesitzer nach ihren individuellen Opportunitätskosten zu entlohnen und diese somit keine zusätzliche Rente erwirtschaften (Zahlungssystem 2 siehe Abschnitt 4.1). Die Produzentenrente wird hier also vollständig abgeschöpft, was politisch nicht durchzusetzen sein wird.

Worin sich jedoch alle empirischen Modelle gleichen, ist die Unterstellung von im Zeitverlauf konstanten Opportunitätskosten. Effekte des REDD-Mechanismus auf die Rohstoffpreise (und somit wiederum auf die Opportunitätskosten) werden dadurch nicht berücksichtigt (Murray et al. 2009, S.20). So ist zu erwarten, dass eine großflächige Implementierung von REDD zu Preissteigerungen bei den entsprechenden Produkten führt.

²⁹ Berechnung erfolgte auf Grundlage einer einheitlichen durchschnittlichen CO₂-Dichte der Waldgebiete von 484 CO₂/ha. Dieser Wert wird implizit auch durch Berechnungen von *Myers Madeira 2008* unterstellt (S.23).

³⁰ Rechtliche und praktische Beschränkungen verhindern häufig den Verkauf des durch Entwaldung gewonnenen Holzes. Im Medium-Szenario werden diese Beschränkungen berücksichtigt. Es wird unterstellt, dass dadurch in den einzelnen Ländern lediglich folgende Quote der maximal möglichen Holzerlöse (ohne Beschränkungen) realisiert werden können. Kamerun und DRC 0%; Ghana und PNG 100%, Brasilien 70%, Bolivien 30%, Indonesien 66% (vgl. Grieg-Gran 2008, S.5f).

Die nachfolgenden Simulationsmodelle versuchen u.a. diesen Effekt bei der Berechnung der Opportunitätskosten zu berücksichtigen.

4.2.4 Simulationsmodelle zur Abschätzung der Opportunitätskosten

Zur Abschätzung der Opportunitätskosten werden häufig die Ergebnisse dreier weit verbreiteter globaler Simulationsmodellen herangezogen, die neben Schätzungen auf globaler Ebene auch in der Lage sind, Kostenkurven für einzelne Regionen zu unterschiedlichen Zeitpunkten anzugeben. Diese Modelle sind das **GCOMAP** (*Generalized Comprehensive Mitigation Assessment Process Model*), das **DIMA** (*Dynamic Integrated Model of Forestry and Alternative Land Use*) sowie das **GTM** (*Global Timber Model*).

Diese Modelle haben gemeinsam, dass sie die Landnutzung bzw. dessen Veränderung unter verschiedenen Preisen für CO₂ und die damit verbundenen Emissionsreduktionen simulieren. Darüber hinaus sind die Modelle intertemporal und können im Zeitverlauf auftretende Änderungen bei den Entwaldungstreibern berücksichtigen (vgl. Kindermann et al. 2008, S.10302). Dies ermöglicht gegenüber den statischen Modellen, dass die Opportunitätskostenkurven im Zeitverlauf variieren können. Zu früheren Zeitpunkten sind mehr kostengünstige REDD-Reduktionen verfügbar als zu späteren Zeitpunkten, da die Opportunitätskosten durch steigende landwirtschaftliche Produktivität über ansteigende Intensivierung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen (die mitunter durch REDD angeregt werden) ansteigen (vgl. Wertz-Kanounnikoff 2008, S.9). Jedoch können auch eventuell durch REDD verursachte Preiseffekte bei Holz und landwirtschaftlichen Produkten die Opportunitätskosten zu späteren Zeitpunkten erhöhen.

Die einzelnen Modelle unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer biologischen und ökonomischen Annahmen sowie dem methodischen Vorgehen, das zur Berechnung der Landnutzung verwendet wurde, wodurch sie zu unterschiedlichen Ergebnissen bezüglich der prognostizierten Entwaldung und der Kosten der Emissionsreduktionen führen.

Für eine Schätzung der Opportunitätskosten wird zunächst die zukünftige Landnutzung für einen CO₂-Preis von US\$0/tCO₂ als Baseline für eine Situation ohne REDD modelliert (*Projected Baseline*). Anschließend wird die zukünftige Landnutzung unter verschiedenen CO₂-Preisen mit den Emissionen im BAU-Szenario verglichen, um somit die zum jeweiligen Preis vermiedene Menge an Emissionen zu ermitteln. Je höher der CO₂-Preis, umso mehr Land wird von den Modellen als Waldfläche deklariert, was gleichzeitig

weniger Entwaldung bedeutet (vgl. Kindermann et al. 2008, S.10303). Dies rührt daher, dass ein niedriger CO₂-Preis lediglich Gebiete mit relativ niedrigen Opportunitätskosten vor der Entwaldung schützt, während ein immer höherer CO₂-Preis benötigt wird, um Waldgebiete mit höheren Opportunitätskosten vor der Entwaldung zu bewahren. So können durch wiederholte Simulationen der Landnutzung unter jeweils verschiedenen CO₂-Preisen Opportunitätskostenkurven abgeleitet werden.

Für einen Vergleich der Opportunitätskostenschätzung dieser drei Modelle haben die Autoren diese hinsichtlich der Startwerte harmonisiert (vgl. Wertz-Kanounnikoff 2008, S.9). Danach wurde bei jedem Modell eine Reihe von Simulationsläufen mit im Zeitverlauf konstant bleibenden CO₂-Preisen von US\$0 (Baseline) - US\$100 durchgeführt.³¹

Die nachfolgende Grafik zeigt die Kostenkurven der drei Modelle zu unterschiedlichen Zeitpunkten, wobei die durchschnittlichen Emissionsreduktionen aus den drei Modellen zu einem CO₂-Preis von US\$20 abgetragen sind.

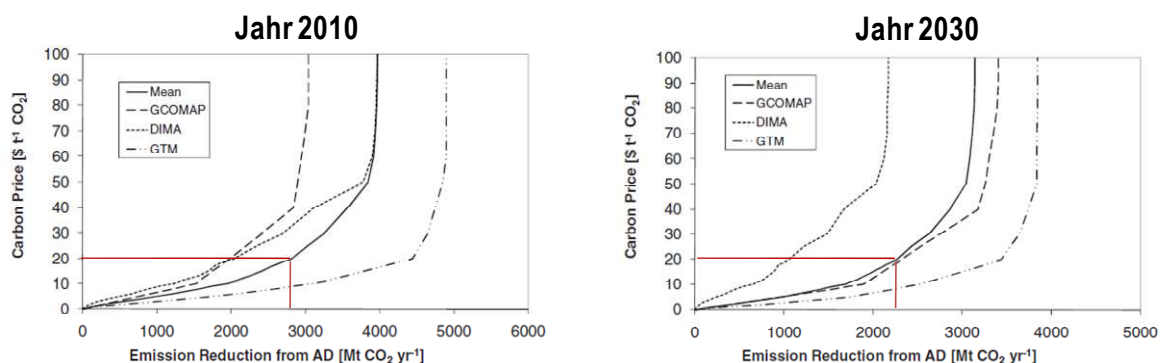


Abb. 15: Ergebnisse des GCOMAP, DIMA, GTM
(Quelle: Vgl. Kindermann et al. 2008 S. 10303ff).

Die Modelle prognostizieren durchschnittliche jährliche Gesamtkosten zur Halbierung der Emissionen aus Entwaldung zwischen 2005 - 2030, die je nach Modell zwischen **US\$17,2 -28,0 Mrd. pro Jahr** liegen. Welche Unterschiede in den Annahmen und dem methodischen Vorgehen zu diesen unterschiedlichen Ergebnissen in Abbildung 15 führen, kann an dieser Stelle allerdings nicht weiter analysiert werden. Jedoch bieten die unterschiedlichen Ergebnisse zusammen einen Anhaltspunkt für die Sensitivität der Ergebnisse bezüglich verschiedener Methoden und Annahmen (vgl. Kindermann et al. 2008, S.10302).

³¹ Des Weiteren können auch Simulationen mit alternativen CO₂-Preispfaden durchgeführt werden. Sathaye et al. 2005 simulierten die Landnutzung mit dem GCOMAP bis ins Jahr 2010 unter sechs alternativen Preispfaden mit unterschiedlich ansteigenden CO₂-Preisen (vgl. Sathaye et al 2005, S.4).

Die Kosten dieser drei Modelle unterscheiden sich jedoch stark von der Schätzung von *Grieg-Gran 2008*, die für einen kompletten Stopp der Emissionen aus Entwaldung Kosten in Höhe von *US\$4 - 8 Mrd. pro Jahr* ermittelte. Dies kommt u.a. daher, dass die Simulationsmodelle neben den reinen Opportunitätskosten auch die Produzentenrente inkludieren (Zahlungssystem 1, Abschnitt 4.1), während *Grieg-Gran* lediglich den Ausgleich der reinen Opportunitätskosten vorsieht (Zahlungssystem 2).

Da diese drei Modelle eine sehr komplexe Struktur aufweisen, können sie im Rahmen dieser Arbeit nicht ausführlich beschrieben werden. Jedoch soll im Folgenden das *GCOMAP* kurz vorgestellt und dessen Funktionsweise schematisch erläutert werden.

Generalized Comprehensive Mitigation Assessment Process Model - GCOMAP

Das *GCOMAP* (Sathaye et al. 2005) ist ein dynamisch partielles Gleichgewichtsmodell. Partiiell deshalb, weil es Gleichgewichte nicht für alle Bereiche (Sektoren bzw. Märkten) in einer Volkswirtschaft simuliert, sondern nur für die Teile, die für REDD potentiell von Relevanz sind. Im Falle des *GCOMAP* ist dies hauptsächlich der Forstsektor. So ermittelt das Modell die Reaktion der Akteure des Forstsektors auf unterschiedliche CO₂-Preise. Dabei untersucht es neben der Reduzierung der Entwaldung in den vier tropischen Regionen, die für den Hauptteil der weltweiten Entwaldung verantwortlich sind (Afrika, Südamerika, Mittelamerika, Asien (ohne China und Indien)), auch die Möglichkeit der Aufforstung (Short- und Long-Rotation) zur Abschwächung des Klimawandels in zehn Regionen.³² Das Modell arbeitet dabei mit drei verschiedenen Modulen, die miteinander interagieren (vgl. Sathaye et al 2005, S.7f).

- **Modul 1: Land-use Module** - ermittelt die Landnutzung der einzelnen Jahre im BAU-Szenario sowie unter verschiedenen CO₂-Preisen;
- **Modul 2: Biomass and Carbon Stock Change Module** - ermittelt die Änderungen der terrestrischen Kohlenstoffbestände, die mit der Veränderung der Landnutzung verbunden sind.
- **Modul 3: Monetary Cost and Benefit Module** - erfasst die monetären Komponenten, die mit der Implementierung der jeweiligen Maßnahmen verbunden sind (z.B. Entwaldungskosten, Rohstoffpreise);

³² China, Indien, restliches Asien, Afrika, Südamerika, Mittelamerika, USA, EU, Russland und Ozeanien.

Dabei können beide Abschwächungsmöglichkeiten (Reduzierung der Entwaldung und Aufforstung) getrennt voneinander simuliert werden. So hat der CO₂-Preis im Falle von Aufforstung den Effekt einer Subvention und im anderen Fall den Effekt einer Steuer auf Entwaldung.

Im Falle der Reduzierung von Entwaldung soll der CO₂-Preis das Verhalten der Waldbesitzer ändern und somit die Gleichgewichtsmenge von entwaldeter Fläche pro Jahr in den unterschiedlichen Regionen reduzieren. Diese ergibt sich aus dem Zusammenspiel der Nachfragekurve nach Entwaldung, welche sich aus der Nachfrage nach Entwaldungsprodukten (Nutzholz, Brennholz, landwirtschaftliche Produkte) ableitet, und der Angebotskurve, die sich ihrerseits aus den Kosten oder dem Wert der zur Entwaldung benötigten Inputs für jeden Hektar Waldfläche ergibt (hierbei greift das Model überwiegend auf die im Modul 3 gespeicherten Daten zurück). Dabei erhöht ein CO₂-Preis die Kosten der Entwaldung, weil der Waldbesitzer hier den Vermögensgegenstand „REDD-Zahlung“ aufgibt, was zu einer parallelen Verschiebung der Angebotskurve von Entwaldungsprodukten im Umfang des CO₂-Preises nach oben führt und somit die Angebotskosten dieser Produkte erhöht (siehe Kapitel 3.1 Abb.5). Der tatsächliche entwaldungsreduzierende Effekt des jeweiligen CO₂-Preises wird unter Verwendung der in der Vergangenheit beobachteten Angebots- und Nachfrageelastizitäten ermittelt. Die im Modul 1 ermittelte Veränderung der Landnutzung wird anschließend an das Modul 2 übergeben, in dem durch einen Vergleich der Emissionen mit dem BAU-Szenario die erreichten Emissionsreduktionen durch den eingeführten CO₂-Preis ermittelt werden. Bei dieser Berechnung werden die Kohlenstoffbestände in lebender und toter Biomasse, dem organischen Material im Boden und in kurz oder langfristigen Produkten, die aus der Entwaldung hervorgehen, berücksichtigt, wobei eventuelle zeitliche Verzögerungen bei der Freisetzung der Kohlenstoffbestände aus diesen Pools modelliert werden (vgl. Sathaye et al. 2005, S.30ff).

Dynamisch wird das Modell dadurch, dass es die in einem Jahr durch REDD verursachten Veränderungen in verschiedenen Variablen in den Modulen speichert und diese bei der Berechnung der gleichgewichtigen Entwaldungsraten im Folgejahr berücksichtigt.

Die Erträge aus landwirtschaftlicher Tätigkeit werden jedoch nur sehr stark geografisch aggregiert betrachtet (z.B. fokussiert sich das Modell bei den Erträgen für die Region Mittelamerika auf die beobachteten Erträge einer einzelnen Landnutzungsform in Yucatan; vgl. Sathaye et al. 2008, S.5f).

4.3 Transaktionskosten

Neben den Opportunitätskosten fallen weiter Kosten in Form von Transaktionskosten an, die berücksichtigt werden müssen. Darunter sind alle Kosten zu fassen, die im Rahmen ökonomischer Transaktionen entstehen. Durch Berücksichtigung von Transaktionskosten kommt es zu einer Allokation, die von der auf einem effizienten Markt (ohne Transaktionskosten) abweicht. Ein offensichtlicher Effekt von Transaktionskosten in Bezug auf REDD ist, dass diese die Kosten für die an der Transaktion teilnehmenden Akteure erhöhen, was zu einer Verringerung des gehandelten Volumens von REDD-Reduktionen führt und somit einige Transaktionen verhindert (vgl. Michaelova/Stronzik 2002, S.7). So kann es vorkommen, dass zwar ein REDD-Projekt von seinen reinen Vermeidungskosten her für Investoren vorteilhaft ist, aber durch zu hohe Transaktionskosten uninteressant wird und somit ein ansonsten effizienzsteigerndes Projekt nicht realisiert wird.

Da REDD bis dato noch nicht großflächig in Kraft getreten ist und zudem dessen genaue institutionelle Ausgestaltung noch nicht feststeht, sind Informationen über die Transaktionskosten schwer zu erlangen. Jedoch bieten Erfahrungen aus Forstprojekten u.a. im Rahmen des *CDM* und aus Zahlungen für andersartige Umweltleistungen im Rahmen von *PES-Systemen* Einblicke in die möglichen Transaktionskosten von REDD.

Milne 1999 identifiziert folgende Kategorien von Transaktionskosten, die für AR-Projekte im Rahmen des *CDM* relevant sind: *Information- und Suchkosten, Projektdesignkosten, Verhandlungskosten, Zulassungskosten, Implementierungskosten des Vertrages, Überwachungskosten, Durchsetzungskosten, Verifizierungs- und Zertifizierungskosten, Versicherungskosten* (vgl. Milne 1999, S.6).

Es kann beobachtet werden, dass sich die verschiedenen Transaktionskostenkategorien bezüglich des Verhältnisses an fixen Kosten zu variablen Kosten unterscheiden (vgl. Cacho et al. 2002, S.12). Dabei werden Fixkosten als Kosten definiert, die unabhängig von der Projektgröße (gemessen in tCO₂) in gleicher Höhe anfallen. So ist anzunehmen, dass die Transaktionskostenkategorien *Zulassungskosten* oder auch *Verifizierungs- und Zertifizierungskosten* zum größten Teil aus Fixkosten bestehen, während *Monitoring- und Versicherungskosten* eher variable Kosten darstellen (vgl. Cacho et al. 2002, S.12). Durch das Vorliegen fixer Transaktionskosten lassen sich bei großen Projekten vor allem durch Fixkostendegressionen *Economies of Scale* realisieren, was zu niedrigeren Transaktionskosten pro Reduktionseinheit bei größeren Projekten führt.

Antinori/Sathaye 2007 sammelten Informationen über die Transaktionskosten von CDM-ähnlichen Projekten im Forstsektor. Dabei fanden sie in den Daten starke Hinweise auf *Economies of Scale*. Sie ermittelten durchschnittliche Transaktionskosten von US\$0,22/tCO₂ für größere Projekte und US\$1,23/tCO₂ für kleinere (vgl. Antinori/Sathaye 2007, S.30).

Es ist jedoch unwahrscheinlich, dass Erfahrungen über die Transaktionen aus in der Vergangenheit realisierten Projekten ein realistisches Bild für die Transaktionskosten aller potentiellen Reduktionen liefern. So wurde in der Vergangenheit u.a. aufgrund zu hoch eingeschätzter Transaktionskosten auf die Durchführung von Projekten in den ärmsten Ländern (meist in Afrika) verzichtet (vgl. Vatn/Angelsen 2009, S.68). Die Transaktionskosten solcher nicht durchgeführter Projekte können nicht beobachtet bzw. erfasst werden und fließen nicht in diese Erfahrungen mit ein, wodurch angenommen werden muss, dass die oben angeführten Werte verzerrt sind und die durchschnittlichen Transaktionskosten über alle Reduktionsmöglichkeiten tendenziell unterschätzt werden.

Das Vorliegen von *Economies of Scale* impliziert jedoch auch, dass die Transaktionskosten gerade für kleinere Projekte auf Ebene der Kleinbauern eine Hürde für deren Realisation darstellen (vgl. Antinori/Sathaye 2007, S.70). Zudem treffen begrenzte Möglichkeiten bei der Durchsetzung von Ansprüchen aus privatwirtschaftlichen Verträgen (aufgrund z.B. schwacher Institutionen bzw. geringer institutioneller Kapazitäten) auf die generelle Problematik bei der Durchsetzung von geringen Ansprüchen (vgl. Cacho et al. 2002, S.10f). Dies führt mitunter durch das erhöhte Risiko und den daraus folgenden ansteigenden Kosten der Absicherung zu verhältnismäßig hohen erwarteten Transaktionskosten, gerade für kleine Projekte in Entwicklungsländern.

Sah es bei der Analyse der Opportunitätskosten noch danach aus, dass gerade Kleinbauern in Entwicklungsländern aufgrund niedriger Opportunitätskosten von einem REDD-Mechanismus profitieren, so reduzieren die oft hohen Transaktionskosten dieser Projekte eine mögliche Rente der Kleinbauern oder verhindern sogar die Realisation dieser Projekte gänzlich. Es besteht die Gefahr, dass hierdurch der mögliche Co-Benefit der Armutsbekämpfung durch REDD nicht realisiert wird.

Es können aber durch das Treffen geeigneter *institutioneller Arrangements* diese Transaktionskosten auf privater Ebene reduziert werden. Dies ist z.B. durch die Etablierung von zentralen Stellen möglich, die Informationen bereitstellen und Käufer und Verkäufer

zusammenbringen, um somit die Such- und Informationskosten zu reduzieren. Aber auch durch Standardisierungen, z.B. beim Design der Projekte oder auch beim Monitoring bzw. der Verifikation- und Zertifizierung von Emissionsreduktionen, können die Transaktionskosten in diesen Bereichen reduziert werden (vgl. Milne 1999, S.58ff). Zudem ist anzunehmen, dass eventuell auftretende Lerneffekte in solchen zentralen Institutionen schneller realisiert werden können und sich dadurch die Transaktionskosten im Zeitverlauf schneller reduzieren. Dabei ist es aber wahrscheinlich, dass diese zentralen Stellen zwar die Transaktionskosten auf privater Ebene senken, aber die administrativen Kosten des ganzen Systems erhöhen (vgl. ebd., S.58). So verschieben sich hierbei Transaktionskosten von der privaten auf die öffentliche Ebene, wo sie von den Regierungen getragen werden. Dies ist sinnvoll, solange dadurch die Transaktionskosten über alle Ebenen insgesamt gesenkt werden können oder andere Ziele erreicht werden, die z.B. bei einem projektbasierten Mechanismus über den Markt nicht erreicht werden würden (siehe Realisation des Co-Benefit *Armutsbekämpfung*).

Die oben genannten Erfahrungen dienen eher als Indikator für die Höhe der privaten Transaktionskosten einer projektbasierten Variante von REDD. Es ist jedoch generell zu erwarten, dass die privaten Transaktionskosten eines projektbasierten Mechanismus höher sind als die eines nicht projektbasierten Mechanismus (vgl. Michaelova 2002, S.8f). Als Alternative zur Projektbasierung existiert u.a. der nationale Ansatz von REDD (siehe Abschnitt 2.2.3), bei dem REDD-Zahlungen zunächst an den Staat fließen, der anschließend die Aufgabe der Distribution dieser Mittel übernimmt.

Für eine Abschätzung der Transaktionskosten zur Administration eines hierfür benötigten Distributionssystems können Erfahrungen aus **PES-Systemen** dienen. Während privat initiierte PES-Systeme meist klein sind, operieren regierungsgeleitete für gewöhnlich auf nationaler Ebene (vgl. Agrawal/Angelsen 2009, S.217), wodurch sich vor allem regierungsgeleitete Programme für die Abschätzung der Transaktionskosten eignen. Beispiele für solch großflächig implementierte PES-Systeme in Nicht-Annex-B-Ländern sind in Costa Rica (*Payments for Environmental Services (PES)*) und in Mexiko (*Payments for Hydrological Services (PES - H)*) zu finden. Diese besitzen jedoch lediglich begrenzte Aussagekraft, da die Transaktionskosten per Gesetz auf 4 Prozent (Mexiko) bzw. 7 Prozent (Costa Rica) des gesamten Budgets begrenzt sind (vgl. Wunder et al. 2008, S.33f). Die relativ niedrigen Transaktionskosten kommen somit u.a. deshalb zustande, weil das Monitoring und andere wichtige Aufgaben unterfinanziert sind (vgl. ebd., S.14) und deren

Umfang für die Sicherung der ökonomischen und ökologischen Integrität eines REDD-Mechanismus wahrscheinlich nicht ausreichen würde. Zudem umfassen sie lediglich die administrativen Kosten des PES-Systems und noch nicht jene Transaktionskosten, die von privaten Akteuren getragen werden müssen (z.B. um in das PES-System einzutreten). Diese werden bspw. für das PES-System in Costa Rica auf 12 bis 18 Prozent der für die Umweltleistung geleisteten Zahlungen geschätzt (vgl. Wünscher et al. 2008, S.826f). Erfahrungen zeigen, dass die Kosten zur Errichtung eines solchen Systems (sog. Startup-Kosten) relativ hoch und größtenteils fix sind, während die laufenden Kosten recht gering sind, was auch hier auf die Realisation von *Economies of Scale* bei der großflächigen Implementierung eines solchen System schließen lässt (vgl. Wunder et al. 2008, S.14).

So bedarf es für beide Ansätze von REDD (projektbasiert vs. nationaler Ansatz) in vielen Ländern den Aufbau von institutionellen Kapazitäten und verlässlichen Governance-Strukturen (z.B. Ausbau des Rechtssystems, Entwicklung nationaler REDD Strategien, Landbesitzreformen, Reformen in der Forstpolitik u.v.m.), um REDD effektiv und effizient implementieren zu können. Es sollen dadurch die privaten Transaktionskosten und das Risiko (z.B. durch erhöhte Rechtssicherheit) in diesen Ländern gesenkt werden, um im Falle eines projektbasierten Ansatzes mehr (private) Investitionen in REDD-Projekte attrahieren zu können und die Nachteile für Kleinbauern abzuschwächen. So ist es aber auch wahrscheinlich, dass im Falle eines nationalen Ansatzes von REDD die mit einem PES-System verbundenen Transaktionskosten in einem gut funktionierenden institutionellen Umfeld niedriger sind (vgl. Wertz-Kannounikoff 2008, S.13).

Gerade im Bereich der Kapazitäten zur Überwachung, Berichterstattung und Verifizierung (MRV; *Monitoring, Reporting, Verification*) von Emissionsreduktionen bestehen in vielen Ländern erhebliche Lücken. Eine Studie unter 99 Nicht-Annex-I-Ländern brachte hervor, dass die meisten dieser Länder nur sehr begrenzt in der Lage sind, vollständige und genaue Schätzungen der Entwaldung und den damit verbundenen Emissionen hervorzubringen (vgl. Harold/Skutsch 2009, S.86). So stellt Abbildung 16 die Lücke in der MRV-Kapazität einzelner Länder zwischen der aktuellen Kapazität und der notwendigen Kapazität dar, um gemäß den *IPCC Good Practice Guidelines* den Erfolg von REDD-Aktivitäten verlässlich messen und verifizieren zu können.

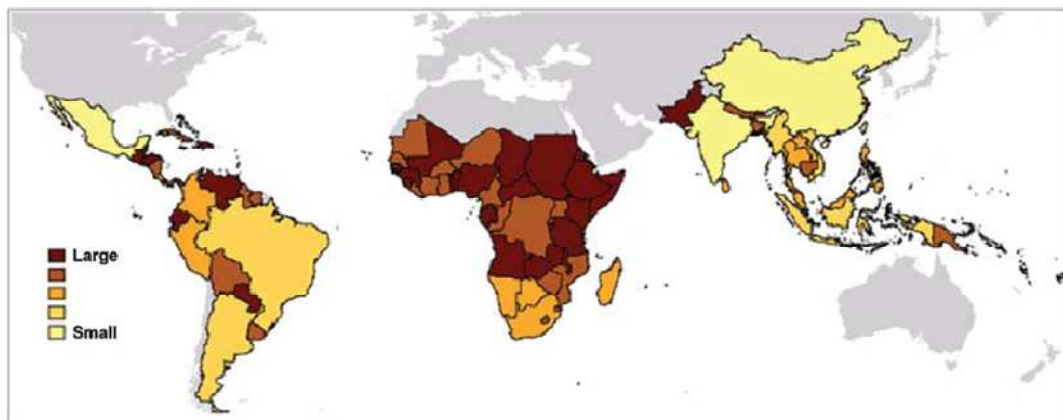


Abb. 16: Lücke in der MRV-Kapazität in 99 Nicht-Annex-1-Ländern.
(Quelle: Harold/Skutsch 2009 S.87).

In der derzeitigen Situation sind viele Staaten noch nicht in der Lage, an einem REDD-Mechanismus mit hohen Anforderungen an die erreichten Reduktionen zur Sicherung der ökonomischen und ökologischen Integrität teilzunehmen. So fallen also weitere Kosten an, will man diese Länder über den Aufbau von Kapazitäten in den genannten Bereichen in einen Zustand versetzen, der ihnen eine erfolgreiche Partizipation an einem REDD-Mechanismus ermöglicht (indem sie messbare und verifizierbare Emissionsreduktionen liefern können).

Bei REDD wird der Transaktionskostenbegriff häufig als Residualbegriff für all jene Kosten verstanden, die nicht Opportunitätskosten oder Produzentenrente sind (vgl. Angelsen 2009, S.5). Somit können auch die *Readiness-Costs* als Transaktionskosten gesehen werden, weil sie dazu notwendig sind, dass REDD-Transaktionen möglichst effizient stattfinden können. Sie stellen sogenannte *Startup-Transaktionskosten* dar, die die laufenden Transaktionskosten in einem REDD-Mechanismus senken sollen.

Diese Readiness-Costs für geschätzte 40 Länder, die einem Beitritt eines REDD-Mechanismus unter den UNFCCC anstreben, betragen nach Schätzungen von *Hoare et al. 2008* bis zu **4 Mrd. US\$** über die nächsten fünf Jahre, bis diese Länder die Minimum-Governance Anforderungen für eine erfolgreichen Teilnahme an einem REDD-Mechanismus erfüllen (vgl. Eliasch 2008, S.217).³³

³³ Die ursprüngliche Schätzung von *Hoare et al. 2008* umfasst 25 Länder und wurde von Eliasch 2008 auf 40 Länder hochskaliert (vgl. Eliasch 2008 S.217). *Hoare et al. 2008* verwenden zur Abschätzung der bestehenden Governance-Strukturen in den untersuchten Ländern u.a. den *World Bank Governance Index*. Dieser wird auch von *Devney et al. 2009* zur Abschätzung eines Readiness-Index herangezogen, der wiederum zur Abschätzung des Länderrisikos dient. Das Länderrisiko dient dann als Proxy für die Transaktionskosten in einem Land und zur Abschätzung des REDD-Potentials unter einem gegebenen CO₂-Preis (vgl. Devney et al. 2009 S.13, 24, 36ff.)

4.4 Zwischenfazit: Kosten von REDD

Modelle zur möglichst präzisen Abschätzung der Opportunitätskosten von REDD stehen vor weitreichenden Herausforderungen. Besonderen Einfluss haben dabei die Annahmen über die alternative Landnutzungsform, die vom Waldbesitzer im Falle der Entwaldung gewählt werden würde, da diese sowohl dessen Opportunitätskosten der Walderhaltung (pro ha) bestimmen als auch die dadurch vermiedenen Emissionen. Aufgrund von Risikoaversion oder Beschränkungen der Waldbesitzer bei landwirtschaftlicher Nutzung eines Gebiets wird nicht immer die ertragreichste (zu beobachtende) Landnutzungsform implementiert. So versuchen zwar viele Kostenschätzungen diese Faktoren durch Verwendung der *Actual-Method* bei der Ermittlung der Opportunitätskosten implizit zu berücksichtigen, allerdings wird dadurch nicht der Einfluss der verschiedenen Faktoren auf die Entscheidung der Waldbesitzer getrennt betrachtet. Eine solche getrennte Betrachtung ist jedoch notwendig, um Änderungen bei den einzelnen Faktoren auf das Entscheidungsverhalten über das implementierte Landnutzungssystem abschätzen zu können und somit zu einer genaueren Opportunitätskostenschätzung zu gelangen. Eine solche Trennung aller Faktoren dürfte sich jedoch als äußerst schwierig gestalten, weshalb versucht werden sollte, vor allem die Risikoaversion von den übrigen Faktoren zu trennen, um dadurch die Entscheidungen der Waldbesitzer besser zu verstehen und präziser vorhersagen zu können. So könnte z.B. angenommen werden, dass aufgrund von Armut das Maß der Risikoaversion dieser Waldbesitzer relativ hoch ist und diese folglich eine höhere Prämie fordern. Damit wäre intuitiv anzunehmen, dass die Risikoprämie dieser Gruppe von der an den internationalen Kapitalmärkten beobachtbaren abweicht.

Da zudem in vielen tropischen Regionen die Entwaldung u.a. aus Gründen der Subsistenzwirtschaft erfolgt, ist es weiterhin fraglich, ob das strikte Kriterium des Ausgleichs der Opportunitätskosten, die sich aus den Erträgen landwirtschaftlicher Nutzung der Fläche ergeben, für eine Walderhaltung und somit Emissionsvermeidung ausreichend ist. Zwar erhalten diese Landbesitzer bei Eintritt in einen REDD-Mechanismus Ausgleichszahlungen, um Grundnahrungsmittel am Markt erwerben zu können, geben aber gleichzeitig ihre Versorgungsautonomie auf und übernehmen damit das Risiko zukünftiger Marktpreisschwankungen dieser Grundnahrungsmittel. Dieses zusätzliche Risiko müsste ihnen demzufolge für eine erfolgreiche Walderhaltung zusätzlich zu den Opportunitätskosten kompensiert werden.

Der explizite Einfluss von Risiken auf die Entscheidungen der Waldbesitzer blieb bis jetzt in den Kostenschätzungen weitestgehend unberücksichtigt. Da diese Risiken jedoch signifikanten Einfluss sowohl auf die Kosten als auch auf die Wirksamkeit von REDD haben können, sollte hierzu noch weitere Forschung betrieben werden.

Darüber hinaus sind die Ergebnisse der verschiedenen Kostenschätzungen sehr anfällig für methodische Einflüsse, da im Rahmen dieser Schätzungen eine Vielzahl von Annahmen über die Ausprägung kritischer Parameter getroffen werden müssen. Aufgrund dessen sollten die Ergebnisse nicht ohne eine kritische Prüfung dieser Annahmen übernommen werden. Trotz einer Verwendung von vielen mit Unsicherheiten behafteten Parametern verzichten Schätzungen häufig auf eine ausführliche Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse und geben auch keine Fehlerintervalle für die Ergebnisse an, die sich aus der Kombination verschiedener unsicherer Variablen im Rahmen der Schätzung ergeben. Solche Fehlerintervalle wären z.B. über eine Monte-Carlo-Simulationen ermittelbar. Gerade Simulationsmodelle könnten leicht Angaben über die Sensitivitäten machen (durch Simulation mit alternativen Parametereinstellungen). Solche Angaben konnte allerdings nicht gefunden werden. Darüber hinaus sind die Simulationsmodelle sehr komplex und ihre detaillierte Funktionsweise sowie unterstellten Annahmen bleiben sehr intransparent, nicht zuletzt wegen unzureichender Dokumentation der Modelle. Die meisten globalen Kostenstudien sind außerdem in der Lage, Angaben über die Opportunitätskosten einzelner Regionen zu liefern. Dabei bilden sie jedoch häufig Durchschnitte über größere geografische Einheiten und erfassen somit die mitunter starken Variationen der kostenrelevanten Gegebenheiten innerhalb der Region nur unzureichend. Deswegen sollten deren regionspezifischen Ergebnisse durch Erkenntnisse aus regionalen Kostenstudien ergänzt werden.

Bezüglich der Transaktionskosten von REDD liegen zwar erste Erfahrungen aus CDM-Projekten oder PES-Programmen vor, dennoch sind bestehende Informationen über die genauen Transaktionskosten von REDD limitiert und gute Schätzungen kaum verfügbar (vgl. Wertz-Kanounnikoff 2008, S.13). Gerade Maßnahmen zum Abbau von Transaktionskosten auf privater Ebene sind für die Wettbewerbsfähigkeit kleiner Projekte und somit für die Realisierung des Co-Benefits der Armutsbekämpfung (insb. bei einem projektbasierten Ansatz) von entscheidender Bedeutung und sollten deshalb durchgeführt werden.

Nachdem in diesem Kapitel auf die Kosten von REDD eingegangen wurde, sollen im nachfolgenden Kapitel Möglichkeiten zu dessen Finanzierung aufgezeigt werden.

5 Finanzierung von REDD

5.1 Fondsfinanzierung

Die Grundidee der Fondsfinanzierung ist, dass finanzielle Mittel in einem globalen Fonds gesammelt werden und diese dann nach leistungsbezogenen Kriterien an die einzelnen REDD-Länder ausbezahlt werden. Dabei stellen sich vor allem zwei Fragen:

Frage 1: Wie wird dieser Fonds gespeist?

Frage 2: Nach welchen Kriterien genau werden die Gelder verteilt?

Zur Speisung eines solchen globalen Fonds (*Frage 1*) gibt es aktuell mehrere verschiedene Vorschläge, die sich grundsätzlich in zwei Kategorien einteilen lassen. Zum einen die Finanzierung über freiwillige Zusagen von Regierungen der Annex-B-Staaten und zum anderen die Speisung eines solchen Fonds aus marktbezogenen Mitteln.

Vorschläge zur **freiwilligen Finanzierung** sehen dabei meist die Finanzierung des Fonds aus öffentlichen Mitteln in Form von zusätzlichen Zusagen im Rahmen der *Official Development Assistance (ODA)* von Regierungen aus entwickelten Ländern vor (Vorschläge hierfür z.B. von *CfRN*, Brasilien oder *COMIFAC*). Ein solcher Fonds stellt höchstwahrscheinlich keine verlässliche und langfristige Quelle der Finanzierung dar, da er gerade in Zeiten von langsamem wirtschaftlichem Wachstum oder gar Wirtschaftskrisen der Gefahr unterliegt zu versiegen (vgl. edf 2008). So hat zwar bspw. die norwegische Regierung zugesagt, im Rahmen eines solchen Fonds ab Ende 2007 über 5 Jahre jährlich US\$500 Millionen gegen Entwaldung zur Verfügung zu stellen, doch noch ist unsicher, inwieweit andere Länder diesem Vorbild folgen und weitere zusätzliche Mittel (langfristig und in signifikanter Höhe) bereitstellen werden (vgl. Karsenty 2008, S.428, 452).

Eine weitere Möglichkeit stellt die **marktbezogene Speisung** eines Fonds dar, die vor allem mehr finanzielle Mittel akquirieren soll. Vorschläge hierfür sind vielfältig und reichen von der Finanzierung von REDD durch Erlöse aus der Versteigerung von Emissionsrechten in Annex-B-Staaten (vgl. EC 2008 S.26), über Einnahmen aus der Besteuerung von kohlenstoffintensiven Rohstoffen, Gütern und Dienstleistungen (vgl. Karousakis/Corfee-Morlot 2007, S.39f), bis hin zum Vorschlag des französischen Entwicklungshilfeministers eine Steuer auf internationale Finanztransaktionen (Tobin-Tax) zur Finanzierung von REDD einzuführen (vgl. Karsenty 2008, S.542).

Bei der Festlegung der Verteilung der Mittel des Fonds (*Frage 2*) gibt es ebenfalls mehrere Möglichkeiten, die wiederum unterschiedliche Anreize generieren können. Hier ist z.B. die Verteilung der Fondsmittel an die Entwicklungsländer gemäß ihres Anteils an den gesamten Emissionsreduktionen aller Länder gegenüber einer vorher definierten länderspezifischen Baseline (z.B. historische Baseline) zu nennen. Aber auch andere Verteilungsmechanismen wie z.B. der ***Stock-Flow-Ansatz*** sind denkbar. Bei diesem wird ein Teil der Gelder nach vermiedenen Emissionen gegenüber einer landesspezifischen Baseline an die Länder verteilt (*Flow-Komponente*) und ein anderer Teil gemäß des proportionalen Anteils an den im Wald lagernden Kohlenstoffbeständen (*Stock-Komponente*) (vgl. Cattaneo 2008). Hierbei wird nicht nur den Ländern mit hohen Emissionen der Anreiz zu dessen Reduzierung geboten, sondern auch den Ländern mit hohen Waldbeständen, aber in der Vergangenheit niedrigen Emissionen ein Anreiz gesetzt, ihre Waldbestände zu erhalten. Dadurch reduziert sich die Gefahr des internationalen Leakage.

Ein Beispiel für eine mögliche Ausgestaltung der Fondsfinanzierung soll kurz anhand des ***Vorschlags von Brasilien*** gegeben werden.³⁴ Dieser sieht eine Ermittlung der vermiedenen Emissionen gegenüber einer historischen landesspezifischen Baseline (*Reference Emission Rate (RER)*) vor, die aus dem Mittelwert über die Emissionen des teilnehmenden Entwicklungslandes der vergangenen zehn Jahre bestimmt wird. Die Mittel des Fonds werden dabei proportional nach ihren Anteilen an den gesamten Emissionsreduktionen auf die einzelnen Länder verteilt. Die RER soll aus den durchschnittlichen Emissionen über die letzten drei Jahre alle drei Jahre Neuberechnet werden, wobei eine Anpassung nur dann erfolgt, wenn der neue Wert unter der alten RER liegt. Zusätzlich sieht der Auszahlungsmechanismus eine *Debit-Funktion* vor, was bedeutet, dass im Falle des Überschreitens der Baseline das Land um diesen Betrag ins Minus gesetzt wird, welches zuerst wieder abgebaut werden muss, bevor das jeweilige Land erneut Zahlungen erhält. Diese Debit-Funktion soll für die Permanenz der Emissionsreduktionen sorgen. Der Fonds soll durch freiwillige Zahlungen von Annex-I-Ländern gespeist werden, die neu und zusätzlich zu denen sind, die für andere Aktivitäten bereits gewährt wurden (z.B. neue Zusagen im Rahmen der ODA).

Dass ein solch freiwilliger Fonds überhaupt die notwendigen hohen Mittel zur signifikanten Reduzierung der Entwaldung generiert, gilt jedoch als unwahrscheinlich. Ein im Gegensatz zu einer solchen Fondslösung höheres Potential zur Akquirierung der

³⁴ Dieser ist nachzulesen unter UNFCCC Dokumentcode: FCCC/SBSTA/2007/MISC.2 auf <http://unfccc.int>.

nötigen finanziellen Ressourcen wird dabei der Finanzierung von REDD über die globalen Kohlenstoffmärkte (Compliance-Märkte) zugeschrieben (vgl. Angelsen 2008 S.470).

Im nachfolgenden Abschnitt soll die Idee der Marktfinanzierung über die Integration von REDD-Reduktionen in die Compliance-Märkte in Annex-B-Ländern und die damit auftretenden Probleme bzw. Gefahren einer solchen Finanzierungslösung beschrieben werden.

5.2 Marktfinanzierung

5.2.1 Finanzierung durch Integration von REDD in den Compliance-Markt

Die Grundidee der Marktfinanzierung ist einfach. Die Entwicklungsländer erhalten für ihre Emissionsreduktion gegenüber einer definierten Baseline handelbare REDD-Zertifikate (REDD-Credits), können diese auf dem CO₂-Markt anbieten und erhalten somit Zugang zu den internationalen Kohlenstoffmärkten als Finanzierungsquelle. Diese REDD-Credits können dann von Unternehmen oder Regierungen aus Ländern, die sich im Rahmen des Kyoto-Protokolls zu einer Begrenzung der Emissionen (Cap) verpflichtet haben (Annex-B-Länder), gekauft werden. Sie sind zunächst vollständig fungibel, was bedeutet, dass REDD-Zertifikate mit anderen Arten von CO₂-Zertifikaten austauschbar sind und somit uneingeschränkt zur Erreichung ihrer Emissionsziele eingesetzt werden können. Hierbei handelt es sich also um die Finanzierung von REDD durch Integration in den Compliance-Markt. Abbildung 17 veranschaulicht diese Grundsystematik.

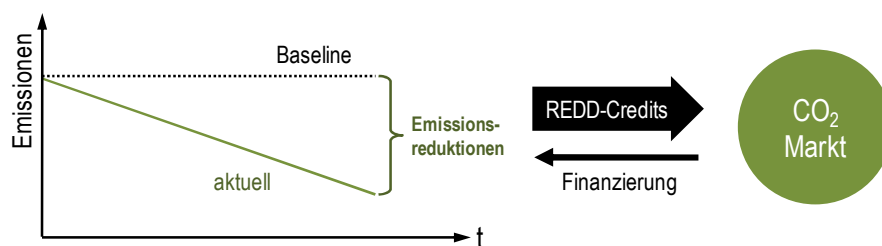


Abb. 17: Grundlegende Funktionsweise der Marktfinanzierung
(Quelle: Vgl. Eliasch 2008 S.169)

Hinter der Idee vollständig fungibler REDD-Credits steht folgender Grundgedanke. Da die Emission von Treibhausgasen ein globales Problem darstellt, ist es folglich für deren schädliche Wirkung egal, wo diese emittiert werden. Umgekehrt spielt es ebenfalls keine Rolle, wo solche Emissionen eingespart werden, sondern lediglich dass sie eingespart werden (vgl. UBA 2005 S.4). So müssen die Emissionen nicht unbedingt in dem Land eingespart werden, das einem Cap unterliegt (z.B. durch Investitionen in emissionsärmere

Anlagen), sondern können auch durch Investitionen in Projekte zur Reduzierung der Emissionen aus Entwaldung in Entwicklungsländern durch den Kauf fungibler REDD-Credits ausgelagert werden. Solche Projekte in Ländern (bzw. in Sektoren), die keinem Cap unterliegen, werden auch als Offset-Projekte bezeichnet. Durch Integration solcher Offsetmöglichkeiten in die Compliance-Märkte wird es Annex-B-Ländern ermöglicht, dass sie Emissionsreduktionen nicht mehr aus eigener Kraft im eigenen Land erreichen müssen, sondern die vergleichsweise kostengünstigen Emissionsreduktionspotentiale aus REDD außerhalb des Investorstaates nutzen können (vgl. UBA 2005, S.5). Die nachfolgende Grafik soll die Funktionsweise eines Offset-Projekts verdeutlichen.

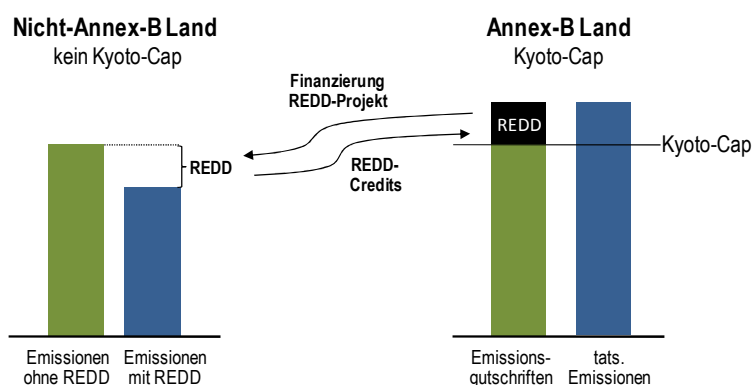


Abb. 18: Funktionsweise einer marktbasierter Finanzierung mit Offset-Charakter (Quelle: Eigene Darstellung).

Abbildung 18 zeigt, dass die Emissionsreduktionen, die im Nicht-Annex-B-Land durch REDD erreicht werden, vollständig durch erhöhte Emissionen im Annex-B-Land kompensiert werden, welches für die Finanzierung des Projekts eine Emissionsgutschrift (REDD-Credit) erhält. Somit kommt es auf globaler Ebene zu keinen zusätzlichen Emissionsreduktionen durch die Einführung eines REDD-Mechanismus. Hier werden also Klimaschutzmaßnahmen lediglich von den Industrieländern in die Entwicklungsländer verlagert, wo diese kostengünstiger sind (vgl. Murray et al. 2009, S.32). Es ist somit wahrscheinlich, dass die Einbindung von REDD-Reduktionsmöglichkeiten in den Compliance-Markt die Gesamtkosten für die Erreichung der Emissionsziele senkt (vgl. Myers 2007, S.63). Dies soll den Anreiz für Annex-B-Länder zur Finanzierung von REDD-Aktivität steigern und somit eine ausreichende Finanzierung sicherstellen.

Die Hauptquellen für eine Finanzierung von REDD über den Compliance-Markt werden dann wahrscheinlich der Kohlenstoffmarkt in den USA (Cap-and-Trade Systeme entstehen gerade) und das *EU ETS* (European Union Emission Trading Scheme) sein (vgl. Wertz-Kanounnikoff/Angelsen 2009, S.14).

Aktuelle Situation der Marktfinanzierung von Klimaschutzprojekten im Forstsektor

Derzeit dürfen Zertifikate aus der Reduzierung der Entwaldung und Degradierung in keinem Compliance-Markt zur Erreichung der Emissionsziele eingesetzt werden. Aktuell werden solche Zertifikate zur Finanzierung von Waldschutzprojekten nur über den *freiwilligen Markt* von Unternehmen bzw. Privatpersonen gekauft, der zwar eine Vielzahl von freiwilligen Standards zur Zertifizierung vorsieht, aber keinen regulatorischen Anforderungen unterliegt. Außerdem wird die dortige Nachfrage im Verhältnis zur potentiellen Nachfrage, die von einem Compliance-Markt ausgeht, als relativ gering eingeschätzt (vgl. Murray et al. 2009, S.30).

Im Kyoto-Protokoll wurden im Rahmen des CDM (Clean Development Mechanism) lediglich Zertifikate aus AR-Projekten (Aufforstungs- und Wiederaufforstungsprojekte) im Compliance-Markt zugelassen. Annex-B-Länder (oder Firmen in diesen Ländern) können in AR-Projekte in Nicht-Annex-B-Ländern investieren und erhalten hierfür Emissionsgutschriften, die zum Ausstoß einer Tonne CO₂ berechtigen, sogenannte CERs (Certified Emission Reductions). Diese CERs erhöhen jedoch die Gesamtemissionsmenge der Annex-B-Länder (vgl. UBA 2005, S.9). Anders gesagt, es wird in diesen Ländern zwar effektiv mehr emittiert als durch das Kyoto-Protokoll erlaubt, diese zusätzlichen Emissionen werden aber durch zertifizierte Emissionsreduktionen in den Nicht-Annex-B-Ländern wieder ausgeglichen und sind also durch die CERs gedeckt. Diese AR-Projekte im Rahmen des CDM haben somit Offset-Charakter. Allerdings wurde von der *EU ETS linking directive* der Gebrauch von CERs aus solchen AR-Maßnahmen durch die Teilnehmer des *EU ETS*, also für europäische Unternehmen, die einer Emissionsbeschränkung unterliegen, ausgeschlossen, wodurch hauptsächlich die Regierung der Kyoto Mitgliedsländer potentielle Nachfrager dieser CERs sind (vgl. Angelsen 2008, S.466; Hamilton et al. 2010, S.53).

5.2.2 Kritikpunkte und Gefahren der Marktfinanzierung

Die reine Marktfinanzierung mit vollständiger Fungibilität der REDD-Zertifikate, durch die REDD-Projekte als reine Offsetmöglichkeiten dienen, ist einiger Kritik ausgesetzt. Es wird vor allem kritisiert, dass unter einer solchen Finanzierung die Integration von REDD in ein Post-Kyoto-Abkommen die Gefahr birgt, dass es sogar zu einer Erhöhung der globalen CO₂-Emissionen führt.

Die Gefahr von Hot-Air bei der reinen Marktfinanzierung

Die Gefahr von Hot-Air beschreibt den Umstand, dass durch die Einführung von REDD ein sogenanntes „Worse-Than-Before“-Szenario eintreten kann (vgl. Levin 2008, S.546). Dies bedeutet, dass durch die Einführung von REDD unter Marktfinanzierung auf globaler Ebene sogar zusätzliche Treibhausgasemissionen erzeugt anstatt reduziert werden.

Zunächst kann das Hot-Air Problem dadurch auftreten, dass die Emissionsreduktionen aus REDD nicht die gestellten Anforderungen der *Additionality*, *Permanence* und die *Leakage-Vermeidung* erfüllen (siehe Abschnitt 2.2.2). Um aufzeigen zu können, wie die Nichterfüllung jeder der drei Anforderungen zu diesem Effekt führen kann, soll zunächst folgende Ausgangssituation dienen. Ein Unternehmen in einem Annex-B-Land finanziert ein REDD-Projekt, das zur Vermeidung von 100 tCO₂ führt. Hierfür erhält es REDD-Credits und erhöht daraufhin seine eigenen Emissionen um eben diese 100 tCO₂.

Bei *fehlender Additionality* wäre das Waldgebiet gar nicht erst von einer Entwaldung betroffen gewesen und hätte somit kein CO₂ freigesetzt. Hingegen haben sich die Emissionen des Unternehmens um 100 tCO₂ erhöht, was unter dem Strich zu einer Erhöhung der realen Treibhausgasemissionen um diese 100 tCO₂ führt (Hot-Air). Gerade bei der Verhandlungen über eine Baseline, die oberhalb der eigentlichen Emissionen aus Entwaldung im BAU-Szenario liegt, um auch Ländern mit aktuell niedrigen Entwaldungsraten einen zusätzlichen Anreiz zu geben, in einen REDD-Mechanismus einzutreten und somit die Gefahr von Leakage auf internationaler Ebene zu verringern, würde durch die fehlende *Additionality* dieser Reduktionen Hot-Air entstehen (vgl. Karsenty 2008, S.448).

Fehlende Permanence würde zur Folge haben, dass, nachdem das Unternehmen des Annex-B-Landes seine Emissionen um 100 tCO₂ erhöht hat, zusätzlich noch Emissionen aus Entwaldung im Gebiet des REDD-Projekts stattfinden. Es würde also insgesamt mehr emittiert werden als ohne dem REDD-Projekt.

Beim *Auftreten von Leakage* der Emissionen aus Entwaldung führt der Schutz des Waldgebietes durch das REDD-Projekt zwar dazu, dass die Emissionen aus diesem Gebiet tatsächlich reduziert werden, jedoch verlagern sich die Emissionen ganz oder teilweise in ein zuvor nicht von der Entwaldung bedrohte Gebiet. Zwar sind die erhöhten Emissionen des Unternehmens des Annex-B-Landes durch zertifizierte Reduktionen aus dem REDD-Projekt gedeckt, aber es wird ignoriert, dass ein Teil der Emissionen nun lediglich an anderer Stelle stattfindet. Unter diesen Bedingungen erhöhen sich die globalen Treibhaus-

gasemissionen durch REDD um eben diese abgewanderten, bei der Zertifizierung nicht berücksichtigten Emissionen.

Für eine Integration von REDD in einen Marktmechanismus muss deshalb sichergestellt sein, dass ein REDD-Credit auch unter ökologischen Gesichtspunkten äquivalent zu den gehandelten Einheiten im Compliance-Markt ist (vgl. Dixon et al. 2008). Dies bedeutet, dass auch sichergestellt sein muss, dass für jeden REDD-Credit, welcher zum Ausstoß einer Tonne CO₂ berechtigt, auch tatsächlich ein Tonne eingespart wurde. So hat ein marktbasierendes System der Finanzierung insbesondere bezüglich einer klaren Abgrenzung und Zertifizierung des gehandelten Gutes, also des REDD-Credits, höhere Anforderungen (vgl. Angelsen 2008, S.471). Vor allem die mangelnden Möglichkeiten einer akkuraten Messung sowie Überwachung der vermiedenen Emissionen aus Entwaldung und die daraus entstehende Unsicherheit über die ökologische Äquivalenz solcher Reduktionen haben zu einem Ausschluss von REDD-Aktivitäten aus dem Kyoto-Protokoll geführt. Für die integrierten AR-Tätigkeiten, welche gemäß dem Kyoto-Protokoll in der Lage sind, Emissionsgutschriften (CERs) zu generieren, gelten aufgrund dieser Unsicherheiten besonders strenge Regeln (vgl. Hamilton et al. 2010). Würden aufgrund von Unsicherheiten bei der Messung tatsächlich systematisch weniger Emissionen vermieden werden als durch die gehandelten REDD-Credits zertifiziert sind und diese Zertifikate Offset-Charakter haben, würde dies zu einem Hot-Air-Effekt führen. So steht die EU einer Einbeziehung von REDD-Aktivitäten in den Emissionshandel kritisch gegenüber und lehnt diese ab, solange die Überwachung, Berichterstattung und Prüfung nicht mit der gleichen Genauigkeit wie bei anderen Emissionen möglich ist (vgl. EC 2008, S.5). Deshalb wird für Emissionsreduktionen durch REDD-Aktivitäten, gerade bei marktbasierter Finanzierung, gefordert, dass sie strenge MRV-Anforderungen erfüllen, um die ökologische Integrität des Mechanismus zu gewährleisten (vgl. Obersteiner et al. 2009, S.2).

Eine weitere Gefahr in Bezug auf das Entstehen von Hot-Air ist, dass eine große Summe von kostengünstigen und fungiblen REDD-Credits den globalen CO₂-Markt überschwemmt und dort zu einem starken **Preisverfall** führen würde, welcher die Anreize zur Erzielung eigener Emissionsreduktionen in Annex-B-Ländern senkt (vgl. Bosetti et al. 2009, S.3). Unter einem solch niedrigen CO₂-Preis wäre für viele Unternehmen die dominante Strategie, Investitionen in den Umstieg auf bestehende und in die Entwicklung neuer sauberer Technologien zu unterlassen bzw. zu reduzieren. Es steigt also der Anreiz, sich über die Offset-Projekte von der Verpflichtung zur Reduzierung der eigenen

Emissionen „freizukaufen“, was die Transformation in eine Niedrig-CO₂-Wirtschaft erheblich verzögern würde (vgl. Myers 2007, S.61ff). Anders gesagt würde der Bau neuer Kohlekraftwerke durch diese billigen Zertifikate aus REDD erst profitabel und somit vorteilhafter, als teure Anstrengungen zur eigenen Emissionsreduktion zu unternehmen. Gerade aber auch geringere Investitionen in Forschungs- und Entwicklung (FuE) und somit weniger Produkt- und Prozessinnovationen im Bereich sauberer Technologien würden die Fähigkeit, in der Zukunft eigene (kostengünstige) Emissionsreduktionen zu erreichen, hemmen, welche aber insbesondere für eine effiziente Erreichung von Klimaschutzzielen in der mittleren und langen Sicht essentiell sind (vgl. Eliasch 2008, S.167). REDD würde also zu einem Crowding-Out-Effekt bei diesen sauberen Technologien führen, mit der Folge, dass es hierdurch höchstwahrscheinlich auf mittlere und lange Frist zu einer Erhöhung der globalen Treibhausgasemissionen kommt.

So können zudem Unsicherheiten beim Angebot und/oder der Nachfrage nach REDD-Credits zu erhöhter Volatilität innerhalb des globalen CO₂-Marktes führen, womit das Signal, das von einem stabilen CO₂-Preis auf die Anreize zu Investitionen in emissionsarme Technologien o.ä. ausgehen soll, geschwächt wird (vgl. Angelsen et al. 2009, S.59).

Um abzuschätzen, ob die Sorgen des Preisverfalls und des Rückgangs von Investitionen in saubere Technologien berechtigt sind, sollen nun zwei entsprechende Simulationen und ihre Ergebnisse vorgestellt werden.

Simulationen des Einflusses von REDD-Credits auf den CO₂-Preis und FuE-Investitionen

Eine Studie von *Anger/Sathaye 2008* simulierte die Gleichgewichtspreise an einem globalen CO₂-Markt für das Jahr 2020 unter verschiedenen Szenarien, darunter auch unter Einbeziehung des Angebots fungibler Offsets-Credits aus vermiedener Entwaldung in vier REDD-Regionen (Afrika, Südost Asien, Zentralamerika und Südamerika). Hierfür wurden zwei numerische Simulationsmodelle miteinander verbunden: Das GCOMAP-Modell (siehe Abschnitt 4.2.4) und ein Modell für den globalen CO₂-Markt. Für die Simulation wurden zunächst die MAC-Kurven im Jahr 2020 für die einzelnen Regionen mittels der Methode der kleinsten Quadrate unter Verwendung der Daten eines bekannten Modells des Energiesektors (POLES) (für die MAC-Kurven der Annex-B-Staaten) und der Daten des GCOMAP-Modells (für die MAC-Kurve der Emissionen aus Entwaldung in den vier REDD-Regionen) geschätzt. Zudem unterstellen die Autoren verschiedene Szenarien für verbindliche Emissionsreduktionsziele im Jahr 2020 der einzelnen Annex-B-Länder im

Rahmen eines Post-Kyoto-Abkommens (moderates vs. ambitioniertes Szenario). Das Angebot und die Nachfrage der einzelnen Länder nach CO₂-Zertifikaten werden auf Grundlage der landesspezifischen MAC-Kurven und den landesspezifischen Emissionszielen ermittelt. Anhand der MAC-Kurven der REDD-Regionen wird das Angebot an REDD-Credits ermittelt. Bei der Ermittlung dieses Angebots wurden Barrieren für die Generierung dieser Credits wie Transaktionskosten und länderspezifische Investmentrisiken berücksichtigt. Die REDD-Regionen fragen jedoch keine CO₂-Zertifikate nach, da sie als Nicht-Annex-B-Staaten keiner Emissionsbegrenzung (Cap) unterliegen.

Als Ergebnis ihrer Simulation lag der globale CO₂-Preis im Jahr 2020 unter moderaten Emissionsreduktionszielen bei zusätzlicher Integration von Offset-Zertifikaten aus REDD zwischen 42 und 52 Prozent (je nach Szenario über die Transaktionskosten für REDD und den am CO₂-Handel teilnehmenden Annex-B-Ländern) unter dem Preis, bei dem lediglich Zertifikate aus AR-Tätigkeiten im Rahmen des CDM angeboten werden (vgl. Anger/Sathaye 2008, S.31). Hierbei wird aber angenommen, dass die Baseline, gegen die die Reduktionen aus Entwaldung (und somit das Angebot an REDD-Credits) berechnet werden, genau den Emissionen im BAU-Szenario entspricht und somit alle Emissionsreduktionen aus REDD das Additionality-Kriterium erfüllen.

Eine Studie von **Bosetti et al. 2009** simulierte sowohl den Einfluss von REDD auf den CO₂-Markt als auch weiterführend die Auswirkungen auf zukünftige Investitionen in Niedrigemissionstechnologien (z.B. in Solar und Windkraft) und auf FuE-Investitionen, jedoch unter Verwendungen anderer Annahmen und anderer Modelle (z.B. der GTM anstelle des GCOMAP) als die Studie von *Anger/Sathaye 2008*. Hierfür wurde unter anderem das WITCH-Modell mit einbezogen, ein Klima-Energie-Modell, das unter anderem die Einflüsse der Klimapolitik auf globale und regionale Wirtschaftssysteme untersucht. Dieses Modell, in dem der technische Fortschritt im Energiesektor endogen erklärt wird, liefert einen optimalen Investitionspfad im Zeitverlauf als Reaktion auf klimapolitische Maßnahmen (vgl. Bosetti et al. 2009, S.6ff). Im Ergebnis kamen *Bosetti et al.* bei Simulation der Integration von REDD in den internationalen CO₂-Markt für den Zeitraum 2010-2049 zu einem Rückgang der Investitionen in Wind- und Solarkraft von bis zu 7,9 Prozent (je nach Szenario) und einem Rückgang der FuE-Investitionen in die Energieeffizienz der energieintensiven Branchen von bis zu 9,9 Prozent. Zudem prognostizierten sie ein ca. 20 Prozent niedrigeren CO₂-Preis sowohl in kurzer als auch in mittlerer und langer Frist. Darüber hinaus prognostiziert die Studie den Anteil an

Emissionsreduktionen aus vermiedener Entwaldung am Portfolio aller Emissionsreduktionsmaßnahmen der Annex-B-Länder gerade zu Beginn der REDD-Einführung auf bis zu 20 Prozent (vgl., ebd. S.12, 14).

5.2.3 Lösungsmöglichkeiten für Probleme der Marktfinanzierung

Folgend sollen ausgewählte Ansätze zur Vermeidung bzw. Abschwächung der Probleme einer Marktfinanzierung vorgestellt werden. Hauptsächlich adressieren die vorgestellten Ansätze die Gefahr des Verfalls des CO₂-Preises und zeigen zusätzlich Möglichkeiten zur Reduzierung der Hot-Air-Gefahr aufgrund mangelnder Permanenz von REDD-Reduktionen bei einer Marktfinanzierung von REDD auf.

Reduzierung des Angebots von REDD-Credits durch strengere Baselines

Eine Möglichkeit zur Abschwächung des Preisverfalls ist die Reduzierung des Angebots an kostengünstigen REDD-Credits. Dies kann dadurch erreicht werden, dass die Baseline, gegen die REDD-Credits generiert werden, unterhalb des eigentlichen BAU-Szenarios festgelegt wird.³⁵ Nachstehende Grafik soll dies verdeutlichen.

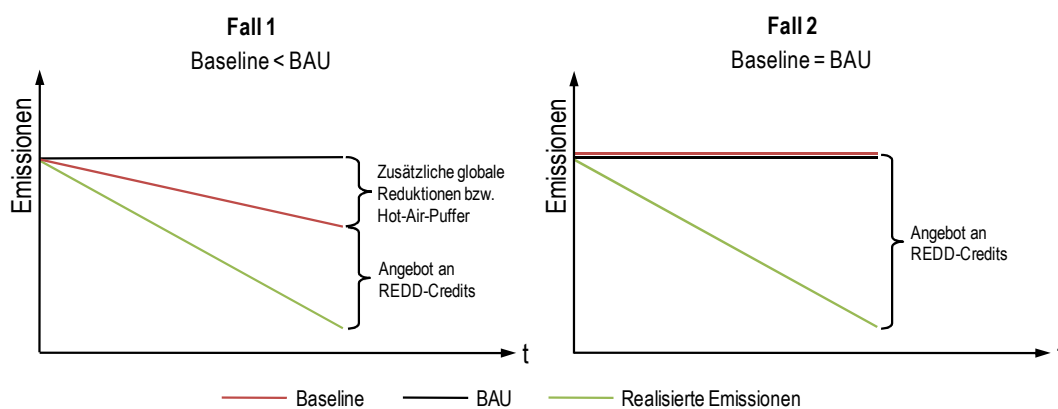


Abb. 19: Reduzierung des Angebots an REDD-Credits durch Baselinesetzung.
(Quelle: Eigene Darstellung).

Im *Fall 1* werden weniger REDD-Credits als in *Fall 2* generiert, die von den Entwicklungsländern an einem globalen CO₂-Markt angeboten werden können. Das geringere Angebot trifft nun annahmegemäße auf die gleiche Nachfrage. Unter den Nachfragern der REDD-Credits findet ein verstärkter Wettbewerb um das nun geringere Angebot statt, was gegenüber *Fall 2* tendenziell zu einem höheren CO₂-Preis führt.

³⁵ Dieser Ansatz geht auf den Gedanken einer *no-lose-crediting-baseline* zurück, bei dem die crediting Baseline, gegen die REDD-Zahlungen ermittelt werden, bewusst niedriger als die Emissionen im BAU-Szenario gesetzt werden (vgl. Angelsen 2008b, S.58ff).

In **Fall 1** werden jedoch nicht 100 Prozent der Emissionsreduktionen für den globalen CO₂-Markt zertifiziert, sondern es müssen zunächst anfängliche Reduktionen erreicht werden, bevor handelbare REDD-Credits (die ja bei Fungibilität reine Offset-Credits sind) generiert werden (vgl. Ogonowski et al. 2007, S.5). Somit werden durch diese anfänglichen Reduktionen zusätzliche Emissionsreduktionen auf globaler Ebene erzeugt, da nicht alle Reduktionen dem Ausgleich erhöhter Emissionen in Annex-B-Ländern dienen. Zudem fungieren diese anfänglich erbrachten Emissionsreduktionen als Puffer für die Gefahr, dass es z.B. aufgrund von Leakage oder systematischer Überschätzung der vermiedenen Emissionen aus REDD zu negativen Auswirkungen auf das Klima kommt.

In diesem Fall entsteht jedoch eine Finanzierungslücke, da lediglich Emissionsreduktionen, die über die Baseline hinausgehen, über einen globalen CO₂-Markt finanziert werden. Bis zum Erreichen dieser Baseline müssen nun auch Emissionsreduktionen erreicht werden, die finanziert werden müssen. Eine Möglichkeit ist es z.B. diese Lücke über eine parallele Fondsfinanzierung zu schließen. Andererseits wird aber auch gefordert, dass die Entwicklungsländer auch eigene unkompenzierte Emissionsreduktionen erbringen sollten, welche sie selbst finanzieren (vgl. Angelsen et al. 2009, S.16). In diesem Fall wird die Selbstfinanzierung zur notwendigen Bedingung, um zusätzliche Finanzierungsmittel über den CO₂-Markt zu erschließen. Dies kann aber auch, falls die Entwicklungsländer diese unkompenzierten Reduktionen nicht erbringen können oder wollen, zu einer Verschwendung des Potentials eigentlich kostengünstiger REDD-Reduktionen führen.

Stärkere Nachfrage durch strengere verbindliche Emissionsziele

Eine weitere Möglichkeit zur Verhinderung eines Preisverfalls setzt an der Nachfrageseite nach Emissionsreduktionen an. Durch Integration von REDD in einen Compliance-Markt stehen Annex-B-Ländern nun mehr und vor allem neue kostengünstige Emissionsreduktionsmöglichkeiten zur Verfügung. Diesem erhöhten Angebot soll nun auch eine erhöhte Nachfrage nach Emissionsreduktionen durch strengere verbindliche Emissionsreduktionsziele im Rahmen eines Post-Kyoto-Protokolls gegenübergestellt werden, um somit einem Verfall des CO₂-Preises abzufangen.

Wie bereits erwähnt, können bestehende Klimaschutzziele durch Einbindung von kostengünstigen REDD-Reduktionen als Offsetmöglichkeit zu niedrigeren Gesamtkosten erreicht werden. Diese Kosteneinsparungen könnten nun auch dazu verwendet werden, strengere

Klimaschutzziele zu finanzieren (vgl. Murray et al. 2009, S.48).³⁶ Somit kommt also der Steigerung der Kosteneffizienz durch Integration von REDD-Reduktionen in einen globalen CO₂-Markt besondere Bedeutung zu, um mit den begrenzten Mitteln, welche die Weltgemeinschaft für Klimaschutzmaßnahmen bereit ist auszugeben, möglichst hohe Gesamtreduktionen erreichen zu können (vgl. Angelsen 2008, S.470f).

Allerdings haben strengere Klimaschutzziele, auf die man sich wegen der Verfügbarkeit von kostengünstigen Reduktionsmöglichkeiten durch REDD einlässt, den Nachteil, dass man sich für die Erreichung dieser Ziele in die Hände von häufig korrupten und ineffizienten Regierungen von Entwicklungsländern begibt, welche die hierfür dringend benötigten Offsetmöglichkeiten zur Verfügung stellen sollen/müssen (vgl. Dutschke 2010, S.197). Eine Erreichung dieser zusätzlichen Emissionsreduktionen aus eigener Kraft wird aufgrund ansteigender Grenzkosten eigener Reduktionsmöglichkeiten für Annex-B-Länder sehr teuer, falls keine REDD-Reduktionen oder weniger als erwartet verfügbar sind.

Einführung von *Supplementarity Limits*

Supplementarity Limits sind Begrenzungen der Anzahl von REDD-Credits, die Annex-B-Staaten und Unternehmen zur Erreichung ihrer Emissionsziele einsetzen können (vgl. Eliasch 2008, S.174). Sie begrenzen für diese die Möglichkeit zur Nutzung von Emissionsreduktionen in Nicht-Annex-B-Ländern auf ein bestimmtes Höchstvolumen. Dies soll eine Überflutung des Marktes mit kostengünstigen Reduktionsmöglichkeiten verhindern und somit zur Stabilisierung des CO₂-Preises beitragen.

Um die Wirkung solcher *Supplementarity Limits* aufzeigen zu können, soll anhand von Abbildung 20 erläutert werden, wie der CO₂-Preis zustande kommt.

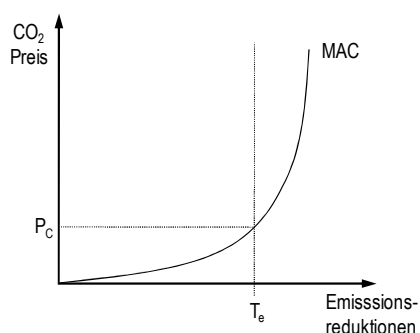


Abb. 20: Bestimmung des CO₂-Preises im Compliance-Markt
(Quelle: Eigene Darstellung).

³⁶ Murray et al. 2009 schätzen für die Einbeziehung von 80% der REDD-Credits aus Brasilien in den US-Compliance-Markt, dass durch die daraus resultierende Kosteneinsparung ungefähr ein 1% strengerer U.S. Emission Cap finanziert werden könnte (S.48).

Der CO₂-Preis im Compliance-Markt (P_C) wird durch den Verlauf der MAC-Kurve (die sich aus den Kosten der einzelnen Reduktionsmöglichkeiten, die zur Erreichung der Reduktionsziels eingesetzt werden können, ergibt) sowie durch das verbindliche Emissionsreduktionsziel (T_e) determiniert. Das Emissionsreduktionsziel stellt sozusagen die preisunabhängige Nachfrage nach Emissionsreduktionen dar, womit P_C der Preis ist, zu dem Angebot und Nachfrage am Compliance-Markt übereinstimmen. Dies bedeutet, dass der CO₂-Preis durch die Kosten der letzten zur Erreichung des Reduktionsziels eingesetzten Reduktionsmöglichkeit bestimmt wird (vgl. Eliasch 2008, S.178). Kommen mit REDD neue Reduktionsmöglichkeiten hinzu, stehen den Annex-B-Ländern also neue Möglichkeiten zur Erreichung des Reduktionsziels zur Verfügung, was die MAC-Kurve entsprechend verändert.

Die Wirkung zweier unterschiedlicher *Supplementarity Limits* soll anhand eines vereinfachten Beispiels dargestellt werden. Hier existieren einerseits lediglich eine bestimmte Menge sowohl an billigen als auch an teuren Reduktionsmöglichkeiten innerhalb der Annex-B-Länder und andererseits REDD-Reduktionen in Nicht-Annex-B-Ländern, die preislich zwischen den beiden Annex-B-Reduktionsmöglichkeiten liegen (Abbildung 21).

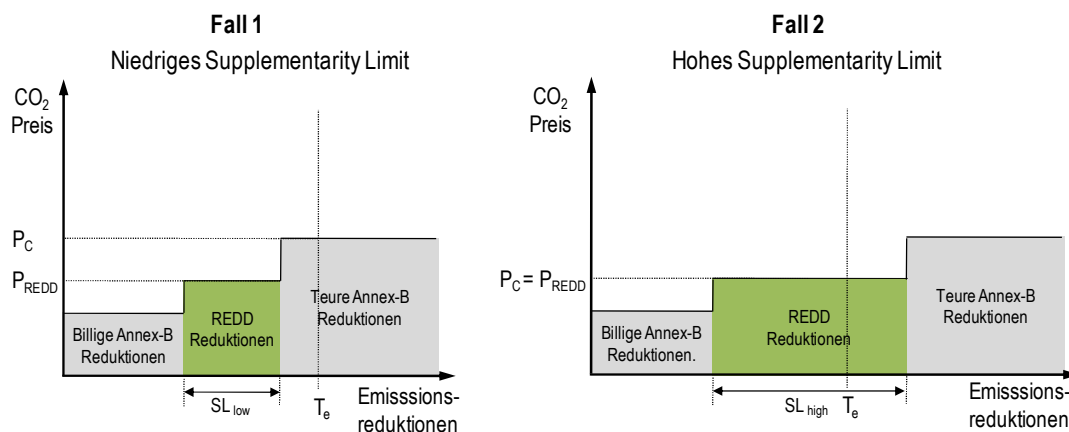


Abb. 21: Effekt von REDD-Credits unter verschiedenen Supplementarity Limits
(Quelle: Angelehnt an Eliasch 2008 S.179).

Im Fall niedriger *Supplementarity Limits* (SL_{low} , Fall 1) darf lediglich ein kleiner Teil der notwendigen Reduktionen durch REDD erreicht werden. Dieser ist so klein, dass zur Erreichung der notwendigen Reduktionen zusätzlich teure Annex-B-Reduktionsmöglichkeiten eingesetzt werden müssen. Da der CO₂-Preis dem Preis (bzw. den Kosten) der letzten eingesetzten Reduktionseinheit entspricht, wird dieser durch Einführung von REDD unter einem niedrigen Limit nicht gesenkt. Erst im Fall eines hohen Limits (SL_{high} , Fall 2), unter dem die teuren Annex-B-Reduktionen zur Erreichung des Reduktionsziels nicht mehr

eingesetzt werden müssen, kommt es zu einem Absinken des CO₂-Preises durch die Einführung von REDD (vgl. Eliasch 2008, S.176ff).³⁷

Im oberen Beispiel verändert sich der Marktpreis lediglich, wenn das *Supplementarity Limit* eine bestimmte Höhe erreicht. Da es in der Realität jedoch mehr als zwei Reduktionsalternativen zu ganz unterschiedlichen Kosten gibt, werden bereits graduelle Anpassungen des *Supplementarity Limits* zu Veränderungen des CO₂-Preises führen.

Dieser Ansatz sieht keine vollständige Integration, sondern lediglich einen partiellen Zugang von REDD-Reduktionen zu den Compliance-Märkten vor, da *Supplementarity Limits* die Fungibilität solcher Reduktionen auf eine Höchstgrenze beschränken. Zwei weitere prominente Ansätze (TDERM und Dual-Market-Approach), die einen ähnlichen Ansatz zur Finanzierung von REDD verfolgen, werden in Abschnitt 5.2.4 separat skizziert.

So besteht jedoch das Problem, dass durch diese *Supplementarity-Limits* die Nachfrage nach REDD-Reduktionen, die von einem Compliance-Markt ausgeht, beschränkt wird und dadurch eventuell keine ausreichende Finanzierung für umfassende REDD-Aktivitäten mehr gewährleistet werden kann (vgl. Angelsen et al. 2009, S.60). Zur Schließung einer solchen Finanzierungslücke wird z.B. die ODA (*Official Development Assistance*) als ergänzende Finanzierung vorgeschlagen (vgl. Dutschke et al. 2008, S.52). Durch eine solche Co-Finanzierung, die keinen Offset-Charakter hat, könnten somit zusätzliche Reduktionen auf globaler Ebene erzeugt werden, die zugleich als Puffer gegen das oben genannte Hot-Air-Risiko dienen.

Maßnahmen gegen mangelnde Permanenz von REDD-Credits

Im Folgenden sollen zwei häufig diskutierte Möglichkeiten zum Umgang mit der Gefahr mangelnder Permanenz von Reduktionen aus dem Forstsektor im Rahmen der marktbasierter Finanzierung erläutert werden. Dies sind die Zertifizierung von REDD-

³⁷ In diesem Beispiel soll lediglich die Grundsystematik von *Supplementarity Limits* verdeutlicht werden. Somit wird unterstellt, dass außerhalb von REDD in Nicht-Annex-B-Ländern keine weiteren Emissionsreduktionsmöglichkeiten (Offsets) im Compliance-Markt zugelassen sind. Jedoch bestehen schon heute im Rahmen des CDM solche Offsetmöglichkeiten z. B. im Energiesektor von Nicht-Annex-B-Ländern, die u.a. den Technologietransfer fördern sollen. Bei zusätzlicher Einbindung der vergleichsweise kostengünstigen Reduktionsmöglichkeiten im Forstsektor besteht jedoch die Gefahr, dass es hierdurch zur Verdrängung vieler Offset-Projekte im Energiesektor kommt und die Implementierung sauberer Technologien in Nicht-Annex-B-Länder unterbleibt. Durch die lange Betriebsdauer von Energietechnologie besteht somit die Gefahr, dass diese in einem Hoch-Carbon-Entwicklungspfad gefangen sind (vgl. Eliasch 2008 S.167, 174, 180). Dies kann auch als eine Art Carbon-Leakage in andere Sektoren gesehen werden.

Reduktionen als sogenannte *temporäre Credits* sowie die **Bildung eines Rücklagekontos** von REDD-Credits als Absicherung gegen zukünftige Freisetzung von CO₂.

Der CDM sieht für Credits aus AR-Projekten zwei mögliche Arten von *CERs* vor, welche die Permanenz der Projekte sichern sollen. Dies sind zum einen sogenannte *tCERs* (*temporary Certified Emission Reductions*) und zum anderen *ICERs* (*long-term certified emission reduction*), die unterschiedliche Laufzeiten aufweisen, bevor sie verfallen und ersetzt werden müssen (vgl. Neef/Henders 2007, S.8). Diese Idee kann auch auf die Reduktionen aus vermiedener Entwaldung und Walddegradierung übertragen werden, wobei hierfür vor allem die Einführung von *tCERs* diskutiert wird. Die Wirkungsweise dieser *tCERs* zur Sicherung der Permanenz der Reduktionen aus REDD soll nun kurz erläutert werden soll.

Die *tCERs* werden periodisch ausgegeben und können anschließend von den Waldbesitzern wie permanente Credits zur Finanzierung am Markt angeboten werden. Der Käufer dieser *tCERs* kann diese zur Erreichung seiner Emissionsreduktionsziele in der Compliance-Periode, in der sie ausgegeben werden, einsetzen. Sie laufen aber gegen Ende der darauffolgenden Compliance-Periode aus und müssen dann vom Käufer entweder erneut durch *tCERs* oder durch permanente Reduktionen (permanenten Credits) ersetzt werden (vgl. Bird et al. 2004, S.1). Nachfolgend ist der Verlauf der Ausgabe von *tCERs* aus einem Projekt zur vermiedenen Entwaldung und Degradierung dargestellt (Abb. 22).

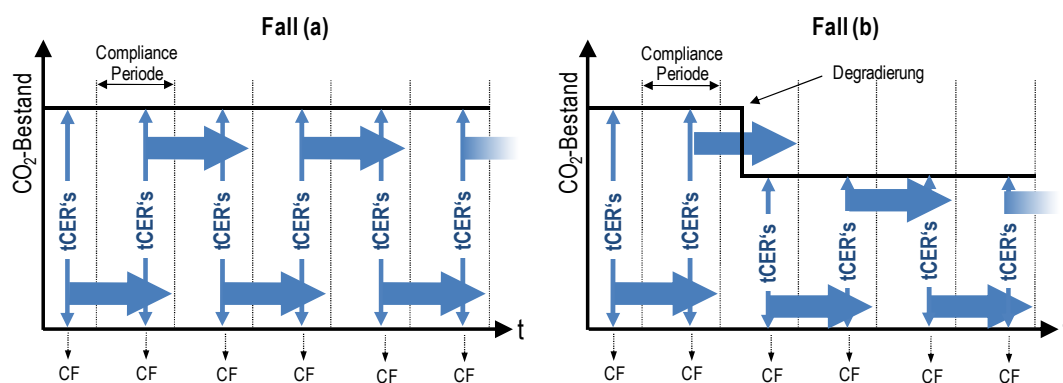


Abb. 22: Funktionsweise von temporären Credits
(Quelle: Eigene Darstellung angelehnt an Bird et al. 2004 S.4).

Als Finanzierung erhält der Verkäufer die Erlöse aus dem Verkauf der *tCERs* am Markt (CF). Bei Aufrechterhaltung des CO₂-Bestands des Gebiets können die auslaufenden *tCERs* der Vorperiode immer durch die neuen *tCERs* des Projekts ersetzt werden (siehe Fall (a)). Kommt es im Zeitverlauf jedoch zum kompletten oder teilweisen Verlust des CO₂-Bestandes durch Entwaldung oder Degradierung (siehe Fall (b)), so wird die nächste

Verifizierung einfach weniger *tCERs* erzielen, die angeboten werden können. Da die *tCERs* aus der vorausgegangenen Compliance-Periode aber durch deren Käufer ersetzt werden müssen, muss dieses fehlende Angebot durch *tCERs* neuer REDD-Projekte oder durch permanente Reduktionen (z.B. durch eigene Reduktionen) ersetzt werden.

Es geht also darum, dass eine Reduktion aus REDD dadurch permanent wird, dass sie in irgendeiner Weise fortgeführt wird. Sei es durch die Beibehaltung der Emissionsreduktionen des ursprünglichen Projekts, durch Emissionsreduktionen aus anderen Forstprojekten oder durch permanente Reduktionsmaßnahmen.

Wurden also Emissionsreduktionen im Rahmen eines solchen Offset-Mechanismus in Nicht-Annex-B-Länder ausgelagert, die sich aber als nicht permanent erweisen, und findet sich auch keine andere (bezahlbare) Offsetmöglichkeit, so muss dieser Offset wieder zurückgenommen werden. Die damals ausgelagerten Emissionsreduktionen müssen nun wieder durch eigene Reduktionen von Annex-B-Ländern übernommen werden und die Gefahr von Hot-Air aufgrund mangelnder Permanenz wäre damit gebannt.

Darüber hinaus bieten *tCERs* ihren Käufern in Annex-B-Ländern ein hohes Maß an Flexibilität, falls diese lediglich Zeit überbrücken müssen, bis eigene permanente Reduktionsmöglichkeiten verfügbar werden. Auch müssen die Käufer nicht sofort auf Niedrigemissionstechnologien umsteigen und können so die aktuell genutzten Technologien, die mitunter noch einen erheblichen Restwert aufweisen, noch solange nutzen, bis sie hinreichend abgeschrieben sind (Myers Madeira 2009, S.59). Dies ist jedoch nur solange sinnvoll, wie der Restwertverfall größer ist als die *tCERs* kosten würden.

Häufig wird jedoch bezweifelt, dass solche *tCERs* eine zügige und ausreichende Finanzierung sicherstellen. So wird der Wert eines solchen *tCERs* auf ungefähr 25 Prozent des Wertes eines permanenten *CERs* geschätzt (vgl. Schlamadinger/Ballman 2008, S.8). Unter bestimmten Bedingungen kann sogar gezeigt werden, dass ein solcher *tCER* für Investoren keinen Wert besitzt und somit zu keinem Preis nachgefragt werden würde. Dies ist dann der Fall, wenn der *tCER* zu irgendeinem Zeitpunkt in der Zukunft durch einen permanenten Credit ersetzt werden muss und gleichzeitig die erwartete Preissteigerung eines solchen permanenten Credits größer oder gleich dem zur Bewertung verwendeten Diskontierungszins ist (vgl. Myers-Madeira 2008, S.59f).

Neben den *tCERs* ist die **Bildung eines Rücklagenkontos** eine weitere Möglichkeit, um das Risiko mangelnder Permanenz von REDD-Aktivitäten bei einer Marktfinanzierung

kontrollieren zu können. Hierbei wird ein Teil der generierten REDD-Credits in eine nationale oder internationale Rücklage geleitet, während ein anderer Teil zur Finanzierung am Kohlenstoffmarkt angeboten wird. Erweisen sich die Reduktion als permanent, wird diese Rücklage nach einer gewissen Zeit wieder an die Waldbesitzer ausgeschüttet. Andernfalls wird der Bestand dieser Rücklage um die sich im Nachhinein als nicht permanent erwiesenen Credits reduziert. Ziel dieser Reservebildung ist es, für Reduktionen trotzdem vollwertige permanente REDD-Credits ausgeben zu können, aber gleichzeitig dem Risiko fehlender Permanenz vorzubeugen (vgl. Myers Madeira 2008, S.61).

Auf nationaler Ebene ist mangelnde Permanenz als weniger problematisch einzuschätzen als bei einzelnen Projekten. Die Wahrscheinlichkeit, dass die vermiedenen Emissionen eines einzelnen Projektes in der Zukunft wieder komplett freigesetzt werden, ist als höher anzunehmen, als die Wahrscheinlichkeit, dass alle in einem Land vermiedenen Emissionen wieder freigesetzt werden (vgl. Eliasch 2008, S.186). Auf nationaler Sicht wird also das Risiko der Impermanenz über mehrere Projekte gestreut.

Ziel einer solchen Risikostreuung über mehrere Projekte ist es vor allem, den Anteil der zurückgelegten Credits zu reduzieren und dabei dennoch die erwarteten Ausfälle aufgrund von Impermanenz mit der Rücklage decken zu können. Eine geringere Rücklagequote bedeutet, dass ein größerer Anteil an Credits zur Finanzierung angeboten werden kann und somit mehr Mittel zum Waldschutz zur Verfügung stehen.³⁸ Der Vorschlag der Rücklagenbildung wird erst mit einer ausreichenden Risikostreuung effizient.

Die Idee der Risikostreuung rechtfertigt das Vorgehen im Rahmen des *Voluntary Carbon Standards (VCS)*, bei dem jedes REDD-Projekt einen vom projektspezifischen Impermanenzrisiko abhängigen Anteil der generierten Credits in eine nationale Rücklage leisten muss (vgl. Myers Madeira 2008, S.61). Aber auch ein internationales Rücklagekonto, auf das mehrere Länder im Rahmen eines nationalen Ansatzes einzahlen, erlangt dadurch ökonomische Rechtfertigung. Das Risiko der Impermanenz wird also über meh-

³⁸ *Ein Beispiel:* Zwei Projekte mit gleicher Projektgröße (Reduktion von jeweils 100 tCO₂) und gleichem Impermanenz-Risiko von 50% (zu 50% werden die kompletten Reduktionen durch Entwaldung zu einem späteren Zeitpunkt rückgängig gemacht) führen REDD-Credits in ein gemeinsames Rücklagekonto ab. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich beide Projekte als nicht permanent erweisen, liegt bei 25%. Somit liegen die erwarteten Ausfälle bei 50tCO₂. Diese müssen durch die Credits in der Reserve gedeckt werden, womit jedes Projekt 25% der generierten Credits in die Reserve leisten muss. Erweitert man nun die Projektanzahl um ein weiteres identisches Projekt, das in dieselbe Reserve einzahlt, so liegt die Wahrscheinlichkeit des Worst-Case-Szenarios (alle drei Projekte sind nicht permanent) bei 12,5%. Zur Deckung der erwarteten Ausfälle muss die Reserve 37,5 Credits umfassen, was eine Rücklagequote von lediglich 12,5% bedeutet.

riere Länder gestreut (vgl. Eliasch 2008 S.187) und somit implizit über noch mehr Projekte verteilt.

Die zwei Ansätze zur Sicherung der Permanenz von REDD-Reduktionen (*tCERs* vs. *Rücklagekonto*) bei marktbasierter Finanzierung unterscheiden sich in einem entscheidenden Punkt, und zwar, wer die **Haftung** im Falle einer Nichtpermanenz trägt. Beim Ansatz der *tCERs* liegt die Haftung bei den Käufern der Credits (Annex-B-Länder), da sich diese im Falle der Impermanenz um geeigneten Ersatz kümmern müssen, während beim Rücklagekonto die Verkäufer (Nicht-Annex-B-Länder) mit ihren in der Rücklage gehalten Credits haften.

5.2.4 Ansätze zur partiellen Anbindung von REDD an den Compliance-Markt

Im Folgend sollen zwei im Zusammenhang mit der Finanzierung von REDD häufig genannte Ansätze in ihren Grundschemata skizziert werden, die eine partielle Anbindung von REDD an die Compliance-Märkte vorsehen. Dies ist zum einen der ***Tropical Deforestation Emission Reduction Mechanism (TDERM)*** von *Greenpeace* und zum anderen der ***Dual Market Approach*** des *Center for Clean Air Policy*.

Tropical Deforestation Emission Reduction Mechanism (TDERM)

Der Ansatz von *Greenpeace* (vgl. Hare/Macey 2007) sieht mit der *Tropical Deforestation Emission Reduction Unit (TDERU)* die Einführung einer neuen international handelbaren Einheit vor, die von den Annex-B-Ländern zur Erreichung ihrer Emissionsziele im Compliance-Markt eingesetzt werden können. Dabei verpflichten sich die Annex-B-Länder, jährlich eine bestimmte Mindestmenge an TDERUs abzunehmen, um eine ausreichende und verlässliche Finanzierung von REDD Aktivitäten sicherzustellen. Gleichzeitig sieht der Mechanismus eine Höchstgrenze an TDERUs vor, die zu Compliance-Zwecken eingesetzt werden können, um negative Überschwemmungseffekte zu vermeiden (ähnlich *Supplementarity Limits*).

Der Mechanismus sieht somit einen separaten Markt für REDD-Credits (in diesem Fall TDERUs) vor, der aber mit dem Compliance-Markt verknüpft ist. Der Preis der TDERUs soll dabei an den CO₂-Preis im Compliance-Markt angebunden werden und die Erlöse in einen Fonds zur Finanzierung eines Portfolios an Waldschutzmaßnahmen fließen.

Da eine große und signifikante Differenz zwischen den Kosten zur Vermeidung industrieller Emissionen (in Annex-B-Ländern) und den Kosten zur Reduzierung der Emissionen aus tropischer Entwaldung besteht, gilt es bei Anbindung des Preises der TDERUs an den CO₂-Markt als sehr wahrscheinlich, dass der Preis, der für einen TDERU erzielt wird, stark über den Durchschnittskosten von REDD-Reduktionen liegt. Hierdurch können mehr verifizierbare REDD-Reduktionen erreicht als TDERUs ausgegeben werden (vgl. Hare/Macey 2007, S. 31). Dies stellt eine Absicherung gegen die Unsicherheiten bei der Messung von Emissionsreduktionen und den Risiken mangelnder *Additionality* und *Permanence* von REDD-Reduktionen dar. Durch die Preisdifferenz können zusätzlich Mittel für Maßnahmen zum Waldschutz in Ländern bereitgestellt werden, in denen Entwaldung aktuell zwar noch kein großes Problem darstellt, aber die bei großflächiger Implementierung von REDD erhöhtem Entwaldungsdruck ausgesetzt wären (*Leakage-Prävention*). So haben lediglich Emissionsreduktionen in Höhe der ausgegeben TDERUs Offset-Charakter, während die darüber hinausgehenden Reduktionen zu einem Rückgang der globalen Emissionen führen.

Der Vorschlag von *Greenpeace* stellt eigentlich einen Hybrid-Ansatz zwischen Fonds- und Marktfinanzierung dar. Die Sammlung der Mittel aus dem Verkauf der TDERUs am Compliance-Markt in einem Fonds erlaubt eine Verteilung nach andern Kriterien als nach reinen Reduktionen (ähnlich dem Stock-Flow-Ansatz, Abschnitt 5.1). Zudem können, wie bei der Fondslösung, zusätzliche Reduktionen auf globaler Ebene erzeugt werden.

Dual Market Approach

Der *Dual Market Approach* geht zurück auf *Ogonowski et al. 2007* und sieht wie der TDERM einen separaten Markt für REDD vor. Dabei legen Annex-B-Länder explizit fest, wie viel ihrer verbindlichen Emissionsreduktionen aus einem Post-Kyoto-Abkommen sie durch REDD-Reduktionen erreichen werden (*Dual-Target System*). Auch hier wird also die Fungibilität von REDD-Reduktionen durch eine Höchstgrenze beschränkt.

Da ein REDD-Markt im Gegensatz zu einem Post-Kyoto-CO₂-Markt noch ein sehr junger Markt ist, soll durch den Dual-Market-Ansatz verhindert werden, dass sich Unsicherheiten in diesem jungen REDD-Markt auf den Kohlenstoffmarkt übertragen und diesen destabilisieren. Einem REDD-Markt soll zunächst Zeit gegen werden, um sich zu entwickeln, bevor beide Märkte zusammengeführt werden.

Anders als beim TDERM, bei dem die Mittel erst in einen globalen Fonds fließen, aus dem sie verteilt werden, soll hier die Finanzierung direkt erfolgen und größtenteils auf bilateralen Vereinbarungen (sog. *Emission Reduction Purchasing Agreements*) beruhen. So sollen die Entwicklungsländer zunächst schätzen, wie viel Reduktionen sie zu welchen Kosten erzeugen können. Anschließend trifft ein Annex-B-Land mit einem bestimmten Entwicklungsland eine Vereinbarung, die vorsieht, dass das Annex-B-Land z.B. 80 Prozent seines REDD-Ziels durch Reduktionen aus diesem Entwicklungsland erfüllt, die diese zu einem vereinbarten Preis liefern. Dieses gibt den Entwicklungsländern Anreize für *Early Actions* zur Entwicklung wirkungsvoller Programme, um für Annex-B-Käuferländer attraktiv zu sein (vgl. Ogonowski et al. 2007, S.11). Im Gegensatz zum TDERM bietet jedoch ein solcher Mechanismus keine Leakage-Prävention.

5.3 Phasenansatz zur Finanzierung von REDD

Unterschiedliche Bedürfnisse der einzelnen Länder zu verschiedenen Zeitpunkten sowie Beschränkungen erfordern unterschiedliche Finanzierungsformen, weshalb oft die Auflösung der reinen Fonds vs. Marktfinanzierungs-Dichotomie gefordert wird. Dies würde die schnelle und effektive Umsetzung eines REDD-Mechanismus ermöglichen, und gleichzeitig könnten langfristige Anreize zur Reduzierung der Entwaldung geschaffen werden (vgl. Angelsen et al. 2009, S.3).

So können z.B. nicht zu jedem Zeitpunkt die Mittel zur signifikanten Reduzierung der Emissionen aus dem Forstsektor über den Compliance-Markt generiert werden, ohne der Gefahr, diesen durch Unsicherheiten bei der Integration von REDD-Credits zu destabilisieren. Deshalb wird auf mittlere Sicht nur eine Finanzierung durch partiellen Zugang zum Kohlenstoffmarkt möglich sein, wodurch aber noch nicht die kompletten benötigten Mittel zur Verfügung gestellt werden können. Wenn dann der Markt für REDD-Credits im Zeitverlauf reift und somit Unsicherheiten abnehmen, kann die Fungibilität erhöht werden (vgl. Dutschke et al. 2008, S.50) und somit ein größerer Anteil der benötigten Mittel über den Compliance-Markt gedeckt werden, bis hin zu reinen Marktfinanzierung auf langer Sicht. Abbildung 23 zeigt das Potential zur Marktfinanzierung zu unterschiedlichen Zeitpunkten.

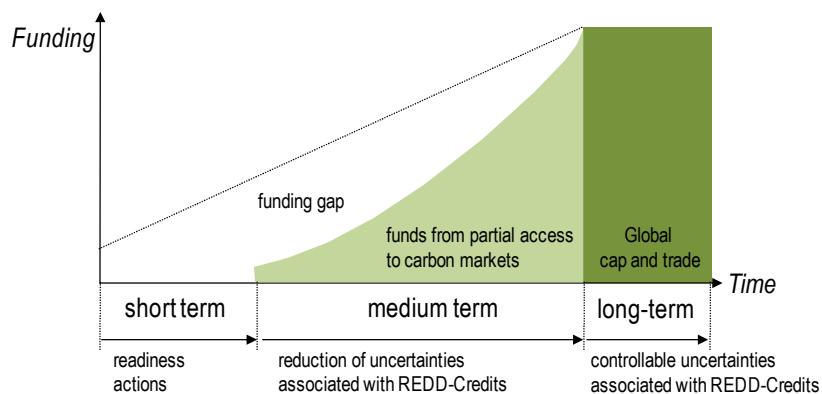


Abb. 23: Potential der Marktfinanzierung zu unterschiedlichen Zeitpunkten
(Quelle: Eliasch 2008 S.183).

Hinzu kommt noch, dass nicht jede Kostenart durch den Verkauf handelbarer Reduktionen finanziert werden kann, wie z.B. die Kosten von *Readiness-Aktivitäten*, die anfallen, bevor überhaupt verkaufbare Reduktionen entstehen. Einige Länder werden in der Lage sein, diese Kosten allein zu tragen, während andere dabei auf finanzielle Unterstützung z.B. im Rahmen offizieller Entwicklungshilfe angewiesen sind (vgl. Eliasch 2008, S.213). Hierfür wurden Programme aufgelegt, die hauptsächlich zur Finanzierung dieser Readiness-Costs dienen, wie z.B. das *UN-REDD-Programm* (einer Partnerschaft von FAO, UNDP und UNEP) zur Unterstützung von Aktivitäten in neun Pilotländern (finanziert von den Regierungen Norwegen, Spanien und Dänemark) oder die *Forest Carbon Partnership Facility (FCPF)* der Weltbank zur Finanzierung von Readiness-Aktivitäten sowie zur Implementierung von Pilotprojekten in 37 Ländern (vgl. Hamilton et al. 2010, S.62f). Zudem machten auf der Klimakonferenz in Kopenhagen die Länder Norwegen, Japan, USA, Großbritannien und Australien konkrete Zusagen in Höhe von insgesamt US\$3,5 Mrd. zur Finanzierung solcher kurzfristigen Aktivitäten (vgl. Eilperin 2009). Aber auch Zusagen anderer Annex-B-Länder liegen vor, darunter auch Deutschland mit bis zu 1,34 Mrd. Euro für den Zeitraum von 2008-2012 (vgl. Hamilton et al. 2010, S.63).

Eine schrittweise Annäherung an eine fast ausschließliche Finanzierung über den CO₂-Markt im Rahmen eines Phasenansatzes geht unter anderem von der *Coalition of Rainforest Nations (CfRN)* aus.³⁹ Dieser sieht zur Schließung der Finanzierungslücke eine zusätzliche Finanzierung über neue Zusagen im Rahmen der offiziellen Entwicklungshilfe (ODA) vor.

³⁹ Dieser Vorschlag ist nachzulesen unter dem UNFCCC Dokument Code: FCCC/AWGLCA/2008/MISC.5 unter <http://unfccc.int>.

5.4 Zwischenfazit: Finanzierung von REDD

Die Anbindung bzw. Integration von REDD an die globalen Kohlenstoffmärkte scheint die einzige Möglichkeit, um auf lange Frist eine ausreichende und verlässliche Finanzierung umfassender REDD-Aktivitäten zu gewährleisten. Dabei steht jedoch derzeit noch nicht fest, ob die Finanzierung von AR-Maßnahmen im Rahmen einer Integration in einen zukünftigen REDD-Mechanismus erfolgen soll oder ob solche Maßnahmen weiterhin im Rahmen des CDM finanziert werden sollen.

Trotz kurzfristiger Effizienzsteigerung bei der Erreichung von Emissionszielen durch Integration von REDD in den Compliance-Markt sollten die negativen Auswirkungen auf Investitionen in emissionsarme Technologien in Annex-B-Ländern durch einen möglichen Verfall des CO₂-Preises unbedingt berücksichtigt werden. Hierzu sollten Mittel wie strengere Emissionsziele oder die Einführung von *Supplementarity Limits* kombiniert eingesetzt und geschickt ausbalanciert werden, um einem Preisverfall am CO₂-Markt entgegen zu wirken.

Gerade auch um das 2-Grad-Ziel zu erreichen, sind zusätzliche Emissionsreduktionen auf globaler Ebene notwendig, die durch REDD möglich werden und nicht verschenkt werden dürfen, indem diese lediglich zu Offsetmöglichkeiten verkommen bzw. nicht zu strengeren verbindlichen Emissionszielen seitens der Annex-B-Länder führen. Einem separaten, an die Kohlenstoffmärkte angegliederten REDD-Markt (so wie es sowohl der TDERM als auch der Dual-Market-Ansatz vorschlagen) würde die Möglichkeit geboten werden, zu reifen und Unsicherheiten abzubauen, ohne dabei den CO₂-Markt zu destabilisieren. Im Laufe der Zeit könnte so der Marktzugang von REDD erhöht werden (geringe Beschränkungen der Fungibilität von REDD-Credits), um weitere finanzielle Mittel über den Compliance-Markt zu erschließen.

Besonders bei einer Marktfinanzierung in Verbindung mit einem projektbasierten Ansatz sollte darauf geachtet werden, dass ausreichende Mittel zur Finanzierung von *Readiness-Aktivitäten* zur Verfügung gestellt werden. Dies gilt insbesondere für Länder, die bei der hierfür benötigten Infrastruktur noch weit hinter den Anforderungen zurückbleiben und eine solche Finanzierung nicht aus eigener Kraft schaffen. Da diese Anforderungen vor allem die Risiken und Transaktionskosten auf individueller Ebene senken, welche meist die Hürden bei der Realisation kleiner Projekte in einem projektbasierten Marktmechanismus darstellen, ist eine ausreichende Finanzierung essentiell zur Erreichung von

Co-Benefits wie z.B. der Armutsbekämpfung. Da im Rahmen der Marktfinanzierung gegenüber der Fondsfinanzierung die Erreichung solcher Co-Benefits nicht explizit bzw. weniger stark gesteuert werden kann, ist die Schaffung eines Umfelds notwendig, das auch solche Transaktionen ermöglicht. Zudem könnte dies auch langfristig effizienzsteigernd sein – so sind es doch vor allem kleinere Projekte, die niedrige Vermeidungskosten (Opportunitätskosten) aufweisen und somit REDD-Reduktionen billig anbieten können.

6 Empfehlungen und Ausblick

Während der Weltklimagipfel in Kopenhagen im Dezember 2010 im Hinblick auf die Festlegung neuer verbindlicher Emissionsreduktionszusagen der entwickelten Länder zwar weitestgehend enttäuschend verlief, konnten diesen Länder dort aber immerhin mithilfe von REDD signifikante Zugeständnisse bezüglich der Finanzierung des Waldschutzes abgerungen werden. Diese Mittel fließen überwiegend in den in vielen Entwicklungsländern dringend benötigten Aufbau von Kapazitäten (insb. im MRV-Bereich) und in notwendige Reformen, aber auch bereits in die Implementierung von REDD-Pilotprojekten. Dies ist vor allem aus zwei Gründen zu begrüßen: Erstens werden in diesen Entwicklungsländern hierdurch nahezu identische Startbedingungen für eine erfolgreiche Partizipation an REDD etabliert, und zweitens wird durch den Abbau hoher Transaktionskosten und länder-spezifischer Risiken auch die Basis für signifikante Investitionen gerade aus dem privaten Bereich geschaffen und der Grundstein für eine spätere Marktfinanzierung gelegt. Zeigten doch die Erfahrungen aus dem CDM, dass eine vorschnelle Integration von Forstprojekten in Entwicklungsländer ohne hinreichende Rahmenbedingungen aufgrund hoher Transaktionskosten und Risiken zu verhältnismäßig geringen Investitionen in solche Projekte führt.

Ohne die derzeitige Aussicht auf verbindliche Zusagen über strengere Reduktionsziele seitens der Annex-B-Staaten scheint es bis zu einer reinen Marktfinanzierung von REDD noch ein weiter Weg. Jedoch sollte zunächst eine möglichst zügige partielle Anbindung von REDD an die Compliance-Märkte angestrebt werden, um verlässliche finanzielle Mittel zur raschen Ausweitung von Waldschutzmaßnahmen generieren zu können. Dabei sind aber stets die Auswirkungen auf den CO₂-Markt zu beachten. Die Schaffung eines vorerst eigenen REDD-Marktes scheint hierfür ein geeignetes Mittel. Beim Abbau von Unsicherheiten und strengeren Reduktionszusagen seitens der Annex-B-Länder könnte die

Fungibilität von REDD-Reduktionen erhöht werden, um REDD langsam und behutsam ohne Destabilisierung des CO₂-Marktes an eine reine Marktfinanzierung heranzuführen.

Die entwickelten Länder müssen anerkennen, dass REDD-Reduktionen nicht lediglich eigene Emissionsreduktionsanstrengungen ersetzen dürfen, sondern ein Teil der Effizienzgewinne zur Finanzierung strengerer Reduktionsziele verwendet werden sollte.

Darüber hinaus bietet REDD eine einmalige Chance zur Realisierung zahlreicher Co-Benefits – diese Chance sollte ergriffen und Co-Benefits bei der Ausgestaltung von REDD explizit berücksichtigt werden. Denn REDD kann mehr als nur Klimaschutz.

LITERATURVERZEICHNIS

- Agrawal, Arun / Angelsen, Arild (2009):** *Using Community Forest Management to Achieve REDD+ Goals.* In: Angelsen, A. (ed.) 2009: *Realising REDD+: National Strategy and Policy Options.* Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Angelsen, Arild (2008):** *REDD Models and Baselines.* In: *International Forestry Review* Vol. 10 (3) 2008: *Special Issue: REDD and the Evolution of an International Forest Regime.*
- Angelsen, Arild (2008b):** *How do we set the reference levels for REDD payments?* In: Angelsen, A. (ed.) 2008: *Moving ahead with REDD: Issues, options and implications.* Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Angelsen, Arild / Wertz-Kanounnikoff, Sheila (2008):** *What are the Key Design Issues for REDD and the Criteria for Assessing Options?* In: Angelsen, A. (ed.) 2008: *Moving ahead with REDD: Issues, options and implications.* Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Angelsen, Arild / Streck, Charlotte / Peskett, Leo / Brown, Jessica / Luttrell, Cecilia (2008b):** *What is the Right Scale for REDD?* In: Angelsen, A. (ed.) 2008: *Moving ahead with REDD: Issues, options and implications.* Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Angelsen, Arild (2009):** *Introduction.* In: Angelsen, A. (ed.) 2009: *Realising REDD+: National Strategy and Policy Options.* Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Angelsen, Arild / Brown, Sandra / Loisel, Cyril / Peskett, Leo / Zarin, Daniel (2009):** *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD): An Option Assessment Report.* Report prepared for the Government of Norway.
- Anger, Nils / Sathaye, Jayant (2008):** *Reducing Deforestation and Trading Emissions: Economic Implications for the post-Kyoto Carbon Market.* Discussion Paper No. 08-16. Centre for European Economic Research (ZEW).
- Antinori, Camille / Sathaye, Jayant (2007):** *Assessing Transaction Costs of Project-based Greenhouse Gas Emissions Trading.* Nr. LBNL-63746. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory,
- Belassen, Valentin / Gitz, Vincent (2008):** *Reducing Emissions from Deforestation and Degradation in Cameroon – Assessing costs and benefits,* in: *Ecological Economics* 68/2008. S.336-344.
- Benitez, Pablo / McCallum, Ian / Obersteiner, Michael / Yamagata, Yoshiki (2004):** *Global Supply for Carbon Sequestration: Identifying Least-Cost Afforestation Sites Under Country Risk Consideration.* IR-04-022, International Institute for Applied Systems Analysis Interim Report.

- Betts, Richard / Gornall, Jemma / Hughes, John / Kaye, Neil / McNeill, Doug / Wiltshire, Andy (2008):** *Forest and Emissions: A Contribution to the Eliasch Review*. Met Office.
- Bird, D.N. / Dutschke, Michael / Pedroni, L. / Schlamadinger, B. / Vallejo, A. (2004):** *Should one trade tCERs or ICERs?* ENCOFOR Policy Brief. URL (Zugriff 25.08.2010): http://www.joanneum.at/encofor/publication/Should_one_trade_tCERs_or_ICERs-ENCOFOR_policy_brief.pdf (Zugriff 25.08.2010).
- Boer, Rizaldi / Wasrin, Upik R. / Hendri, Perdinan / Dosanto, Bambang D. / Makundi, Willy / Hero, Julius / Ridwan, M. / Masripatin, Nur (2008):** *Assessment Of Carbon Leakage in Multiple Carbon-Sink Projects: A Case Study in Jambi Province, Indonesia*, Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Bosetti, Valentina / Lubowski, Ruben / Golub, Alexander / Markandya, Anil (2009):** *Linking Reduces Deforestation and a Global Carbon Market: Impacts on Costs, Financial Flows, and Technological Innovation*. Working Paper 317, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Börner J. / Wunder S. (2008):** *Paying for avoided deforestation in the Brazilian Amazon: from cost assessment to scheme design*. International Forestry Review Vol. 10 (3) 2008: *Special Issue: REDD and the Evolution of an International Forest Regime*. S.496-511.
- Boucher, Doug (2008):** *What REDD Can Do: The Economics and Development of Reducing Emissions from Deforestation and Degradation*. Draft for external review, June 2008. Tropical Forest and Climate Initiative.
- Brigham/Ehrhardt (2008):** *Financial Management: Theory and Practice*. 12. Auflage, Thomson Higher Education, Mason(OH), USA.
- Brümmerhoff, Dieter (2007):** *Finanzwissenschaft*. 9. Auflage, Oldenburg Wissenschaftsverlag, München.
- Cacho, Oscar J. / Marshall, Graham R. / Mary, Milne (2002):** *Transaction and Abatement Costs of Carbon-Sink Projects: An analysis based on Indonesian Agroforestry Systems*. Paper presented at: Conference of the Australian New Zealand Society for Ecological Economics, University of Technology Sydney (2-4 December 2002).
- Cansier, Dieter (1996):** *Umweltökonomie*. 2. Neubearbeitet Auflage. UTB für Wissenschaft. Lucius und Lucius, Stuttgart.
- Carpentier, Line S. / Vosti, Stephan A. / Witcover, Julie (2000):** *Intensified production systems on western Brazilian Amazon settlement farms: could they save the forest?* In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, No. 82 (2000), S.73-88.
- Cattaneo, Andrea (2008):** *How to Distribute REDD Funds Across Countries? A Stock-Flow Mechanism*. Report presented at United Nations Framework Convention on

Climate Change (UNFCCC) Conference of the Parties (COP), Fourteenth session, Woods Hole Research Center.

Chomitz, Kenneth M. / Buys, Piet / De Luca, Giacomo / Thomas, Timothy S. / Wertz-Kanounnikoff, Sheila (2006): *At Loggerheads? Agricultural Expansion, Poverty Reduction, and Environment in the Tropical Forests*. World Bank policy research report. The World Bank.

DeFreis, Ruth / Achard, Frédéric / Brown, Sandra / Herold, Martin / Murdiyarso, Daniel / Schlamadinger, Bernhard / Souza Jr., Carlos de (2007): *Earth observation for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries*. In: *Environmental Science & Policy* 10/2007. S. 385 – 394.

Deveny, Adrian / Nackoney, Janet / Purvis, Nigel (2009): *Forest Carbon Index: The Geography of Forests in Climate Solutions*. Resources for the Future, Climate Advisers.

Dixon, Alistar / Anger, Niels / Holden, Rachel / Livengood Erich (2008): *Integration of REDD into the international carbon market: Implication for future commitments and market regulations*. Prepared for the New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry, M-co Consulting (New Zealand) and Centre for European Economic Research (ZEW), Germany.

Dorn, Dietmar / Fischbach, Rainer / Letzner, Volker (2010): *Volkswirtschaftslehre 2: Volkswirtschaftstheorie und -politik*. 5. Auflage. Oldenbourg Wissenschaftsverlag, München.

Dutschke, Michael / Wertz-Kanounnikoff, Sheila / Pesket, Leo / Luttrell, Cecilia / Streck, Charlotte / Brown, Jessica (2008): *How Do We Match Country Needs with Financing Sources*. In: Angelsen, A. (ed.) 2008: *Moving ahead with REDD: Issues, options and implications*. Center for International Forestry Research (CIFOR).

Dutschke, Michael (2010): *Forestry, Risk and Climate Policy*. Cuvillier Verlag, Göttingen.

edf Environmental Defense Fund (2008): *REDD Financing: Different Approaches for Different National Circumstances*. Two-Page Position Paper, Environmental Defense Fund, New York. URL (Zugriff: 16.08.2010): http://www.edf.org/documents/8306_REDDfinal_Ghana.pdf (16.08.2010)

Eilperin, Juliet (2009): *Hope and funding for saving forests around the World*. In: *The Washington Post*, 20. Dezember 2009. URL (Zugriff: 27.09.2010): <http://www.washingtonpost.com/wp-dyn/content/article/2009/12/19/AR2009121902262.html?hpid=topnews#>

Eliasch, Johan (2008): *Climate Change: Financing Global Forests*. Office of Climate Change, UK.

- Engel, Stefanie / Pagiola, Stefano/ Wunde, Sven (2008):** *Designing Payments for Environmental Services in Theory and Practice: An overview of the Issues*. In: *Ecological Economics*, No. 65 (2008), S. 663-674.
- EC European Commission (2007):** *Begrenzung des globalen Klimawandels auf 2 Grad Celsius - Der Weg in die Zukunft bis 2020 und darüber hinaus*. KOM(2007)2, Brüssel den 10.01.2007.
- EC European Commission (2008):** *Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des EU-Systems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten*. KOM(2008)16, Brüssel den 23.01.2008.
- EC European Commission (2009):** *Cutting forest CO₂ emissions through action on deforestation in developing countries (REDD+)*. EU information sheets ahead of the UN Climate Change Conference (COP15). URL (Zugriff: 18.09.2010): <http://ec.europa.eu/environment/climat/pdf/copenhagen/info%20sheet%20REDD%20final.pdf>.
- FAO Food and Agriculture Organization (2006):** *Global Forest Resources Assessment 2005 – Progress towards sustainable forest management*". FAO Forestry Paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)
- Geist, Helmut J. / Lambin, Eric F. (2001):** *What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. LUCR Report Series No.4. LUCR International Project Office.
- Grieg-Gran, Maryanne 2006:** *The Cost of Avoiding Deforestation*. Report prepared for the Stern Review of the Economics of Climate Change, October 2006. International Institute for Environment and Development (IIED).
- Grieg-Gran, Maryanne 2008:** *The Cost of Avoiding Deforestation*. Update to the Report prepared for the Stern Review of the Economics of Climate Change, May 2008. International Institute for Environment and Development (IIED).
- Hamilton, Katherine / Chokkalinam, Unna / Bendana, Maria (2010):** *State of the Forest Carbon Markets 2009: Taking Roots & Branching Out*. Ecosystem Marketplace.
- Hare, Bill / Macey, Kirsten (2007):** *Tropical Deforestation Emission Reduction Mechanism – A Discussion Paper*. Greenpeace International.
- Harold, Martin / Skutsch, Margaret (2009):** *Measurement, Reporting and Verification for REDD+*. In: Angelsen, A. (ed.) 2009: *Realising REDD+: National Strategy and Policy Options*. Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Hoare, Alison / Legge, Thomas / Nussbaum, Ruth / Saunders, Jander (2008):** *Estimating the cost of building capacity in rainforest nations to allow them to participate in a global REDD mechanism*. Report produced for the Eliasch Review by

Chatham House and ProForest with input from the Overseas Development Institute and EcoSecurities

Houghton, Richard (2005): *Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions*. In: P. Moutinho and S. Schwartzman (ed.): *Tropical Deforestation and Climate Change*, S. 13–22.

Huettner, Michael / Leemans, Rik / Kok, Kasper / Ebeling, Johannes (2009): *A Comparison of Baseline Methodologies for 'Reducing Emissions from Deforestation and Degradation'*. In: Carbon Balance and Management, BioMed Central.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2000): *IPCC Special Report: Land-Use, Land-Use-Change, And Forestry*. Summary for Policymakers, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2000b): *IPCC Special Report: Land-Use, Land-Use-Change, And Forestry*. Full Report, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2001): *IPCC Third Assessment Report: Climate Change 2001*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Karsenty, Alain (2008): *The Architecture of proposed REDD Schemes after Bali: facing critical choices*. In: International Forestry Review Vol. 10 (3) 2008: *Special Issue: REDD and the Evolution of an International Forest Regime*. S.443-457.

Karousakis, Katia / Corfee-Morlot, Jan (2007): *Financing Mechanisms to Reduce Emissions from Deforestation: Issues in Design and Implementation*. COM/ENV/EPOC/IEA/SLT(2007)7, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).

Kindermann, Georg / Obersteiner, Michael / Rametsteiner, Ewald / McCallum, Ian (2006): *Predicting the Deforestation-Trend under Different Carbon-Prices*. Carbon Balance and Management I:15/2006.

Kindermann, Georg / Obersteiner, Michael / Sohngen, Brent / Sathaye, Jayant / Andrasko, Kenneth / Rametsteiner, Ewald / Schlamadinger, Bernhard / Wunder, Sven / Beach, Robert (2008): *Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation*. In: Proceedings of the National Academy of Sciences, Vol. 105, No. 30/2008, S.10302-10307.

Kotto-Same, J. / Moukam, A. / Njomgang, R. / Tiki-Manga, T. / Tonye, J. / Diaw, C. / Gockowski, J. / Hauser, S. / Weise, S. / Nwaga, D. / Zapfack, L. / Palm, C. / Woome, P. / Gillison, A. / Bignell, D. / Tondoh, J. (2000): *Alternatives to Slash-and-Burn - Summary Report and Synthesis of Phase II in Cameroon*. ASB Programme, Nairobi, Kenya

- Kruschwitz, Lutz (2004):** *Finanzierung und Investition*. 4. Auflage (August 2004), Oldenbourg Wissenschaftsverlag, München.
- Levin, Kelly / McDermot, Constance / Cashore, Benjamin (2008):** *The climate regime as global forest governance: can reduced emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) initiatives pass a 'dual effectiveness' test?* In: *International Forestry Review* Vol. 10 (3) 2008: *Special Issue: REDD and the Evolution of an International Forest Regime*.
- Michaelova, Axel / Stronzik, Marcus (2002):** *Transaction Cost of the Kyoto Mechanism*. Discussion Paper 175/2002, Hamburg Institute of International Economics (HWWA).
- Minang, Peter / Murphy, Deborah (2010):** *REDD After Copenhagen: The Way Forward*. International Institute for Sustainable Development (IISD).
- Milne, Marry (1999):** *Transaction Costs of Forest Carbon Projects*. Working Paper CC05, ACIAR Project ASEM 1999/093, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Murray, Brian C. (2008):** *Leakage from Avoided Deforestation Compensation Policy: Concepts, Empirical Evidence, and Corrective Policy Options*. Working Paper NI WP 08-02 June 2008. Nicholas Institute for Environmental Policy Solution, Duke University.
- Murray, Brian C. / Lubowski, Ruben / Sohngen, Brent (2009):** *Including International Forest Carbon Incentives in Climate Policy: Understanding the Economics*. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University.
- Myers, Erin C. (2007):** *Policies to Reduce Emissions from Deforestation and Degradation (REDD) in Developing Countries – An examination of the issues facing the incorporation of REDD into market-based climate policies*. Discussion Paper No. RFF DP 07-50. Resources for the Future.
- Myers Madeira, Erin C. 2008:** *Policies to Reduce Emissions from Deforestation and Degradation (REDD) in Developing Countries – An examination of the issues facing the incorporation of REDD into market-based climate policies*. Resources for the Future.
- Neef, Till / Henders, Sabine (2007):** *Guidbook to Markets and Commercialization of forestry CDM projects*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Nepstadt, Daniel / Soares-Filho, Britaldo / Merry, Frank / Mouthina, Paulo / Rodrigues, Hermann O. / Bowman, Maria / Schwartzman, Steve / Almeida, Oriana / Rivero, Sergio (2007).** *The Cost and Benefits of Reducing Carbon Emissions from Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon* Woods Hole Research Center.
- Obersteiner, Michael / Huettner, Michael / Kraxner, Florian / McCallum, Ian / Aoki, Kentaro / Böttcher, Hannes / Fritz, Steffen / Gusti, Mykola / Havlik, Petr /**

- Kindermann, Georg / Rametsteiner, Ewald / Reyers, Belinda (2009):** *On fair, effective and efficient REDD mechanism design.* In: Carbon Balance and Management, BioMed Central.
- Ogonowski, Matthew / Helme, Ned / Movius, Diana / Schmidt, Jake (2007):** *Reducing Emissions from Deforestation and Degradation.* August 2007. Center for Clean Air Policy (CCAP).
- Osafo, Yaw (2005):** *Reducing Emissions from Tropical Forest Deforestation: Applying Compensated Reduction in Ghana.* In: P. Moutinho and S. Schwartzman (ed) *Tropical Deforestation and Climate Change*, S. 63–72.
- Osborne, Tracey / Kiker, Clyde (2005):** *Carbon offsets as an economic alternative to large-scale logging: a case study in Guyana.* In: *Ecological Economics* 52/2005. S. 482-496.
- Pagiola, Stefano / Bosquet, Benoît (2009):** *Estimating the Costs of REDD at the Country Level,* World Bank.
- Palm, C. / Woomer, P. / Alegre, J. / Arevalo, L. / Castilla, C. / Cordeiro, D. / Feigl, B. / Hairiah, K. / Kottos-Same, J. / Mendes, A. / Moukam, A. / Murdiyarso, D. / Njomgang, R. / Parton, W. / Ricse, A. / Rodrigues, V. / Sitompul, S. / van Noordwijk, M. (2000):** *Carbon Sequestration and Trace Gas Emissions in Slash-And-Burn and Alternative Land-Uses in the Humid Tropics.* ASB Climate Change Working Group, Final Report Phase II, Nairobi Kenya.
- Peskett, Leo / Huberman, David / Bowen-Jones, Evan / Edwards, Guy / Brown, Jessica (2008):** *Making REDD Work for the Poor.* Prepared on behalf of the Poverty Environment Partnership (PEP).
- Richards, Kenneth R. / Stockes Carrie (2004):** *A Review of Forest Carbon Sequestration Cost Studies: A Dozen Years of Research.* In: *Climate Change* No. 63 (2004), Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Ruiz-Garvia, Carlos A. (2005):** *Cost-Benefit Analysis for Carbon Forestry Projects in the Lowland of Bolivia.* FOMABO-UAGRM Project.
- Sathaye, Jayant / Chan, Peter / Blum, Helcio / Dale, Larry / Makundi, Willy / Andrasko, Kenneth (2005):** *Generalized Comprehensive Mitigation Assessment Process (GCOMAP): A Dynamic Partial Equilibrium Model for Estimating GHG Mitigation Potential, Cost and Benefits in the Forest Sector.* LBNL-55743. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Sathaye, Jayant / Chan, Peter / Blum, Helcio / Dale, Larry / Makundi, Willy (2008):** *Updating Carbon Density and Opportunity Cost Parameters in Deforesting Regions in the GCOMAP Model.*
- Schlamadinger, Bernhard / Baalman, Penny (2008):** *Scaling UP AFOLU Mitigation Activities in Non-Annex I Countries.* Working Paper. A report by Climate Strategies & GHG Offset Services for the Eliasch Review.

- Siebert, Horst (1978):** *Ökonomische Theorie der Umwelt*. J.C.B. Mohr, Tübingen.
- Silva-Chávez, G. 2005:** *Reducing Greenhouse Gas Emissions from Tropical Deforestation by Applying Compensated Reductions to Bolivia*. In: P. Moutinho and S. Schwartzman (ed.) *Tropical Deforestation and Climate Change*, S. 73-86.
- Stern, Nicholas (2007):** *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stern, Nicholas (2008):** *The Economics of Climate Change*. American Economic Review: Papers & Proceedings 2008, 98:2, S.1-37.
- Tavoni, Massimo / Sohngen, Brent / Bosetti, Valentina (2007):** *Forestry and the Carbon Market Response to Stabilize Climate*. Fondazione Eni Enrico Mattei.
- UBA Umweltbundesamt (2006):** *Klimaschutz: Joint Implementation und Clean Development Mechanism - Die projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls*. Umweltbundesamt.
- Vatn, Arild / Angelsen, Arild (2009):** *Options for a national REDD+ architecture*. In: Angelsen, A. (ed.) 2009: *Realising REDD+: National Strategy and Policy Options*, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Vosti, Stephen A. / Witcover, Julie / Carpentier, Chantal Line (2002):** *Agricultural Intensification by Smallholders in the Western Brazilian Amazon – From Deforestation to Sustainable Land Use*. Research Report 130, International Food Policy Research Institute.
- Wertz-Kanounnikoff, Sheila (2008):** *Estimation the Costs of Reducing Forest Emissions – A Review of Methods*. Working Paper No.42, November 2008, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Wertz-Kanounnikoff, Sheila / Angelsen, Arild (2009):** *Global and National REDD+ Architecture: Linking Institutions and Actions*. In: Angelsen, A. (ed.) 2009: *Realising REDD+: National Strategy and Policy Options*. Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Wiesmeth, Hans (2003):** *Umweltökonomie: Theorie und Praxis im Gleichgewicht*. Springer-Verlag, Berlin und Heidelberg.
- World Resources Institute:** *World GHG Emission Flow Chart*. URL (Zugriff: 15.09.2010): <http://cait.wri.org/figures.php?page=World-FlowChart&view=100>.
- Wünscher, Tobias / Engel, Stefanie / Wunder, Sven (2008):** *Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits*. In: *Ecological Economics* 65/2008. S.822-833.
- Wunder, Sven / Engel, Stefanie / Pagiola, Stefano (2008):** *Taking Stock: A comparative analysis of Payments for Environmental Services Programs in Developed and Developing Countries*. URL (Zugriff: 08.08.2010): http://www.pepe.ethz.ch/news/Wunder_Engel_Pagiola_EE_08_personal_version.pdf.

ANHANG

Anhang 1: Annex-B-Länder und Treibhausgase gemäß dem Kyoto-Protokoll.

Anhang 2: Forest Transition Theory und Baseline.

Anhang 3: Abgrenzung verschiedener Kohlenstoff-Pools nach den *IPPC Guidelines for National GHG Inventories*.

Anhang 4: Opportunitätskosten der Schätzung von *Börner/Wunder 2008*

Anhang 1: Annex-B-Länder und Treibhausgase gemäß dem Kyoto-Protokoll.

a) Liste der Annex-B-Länder

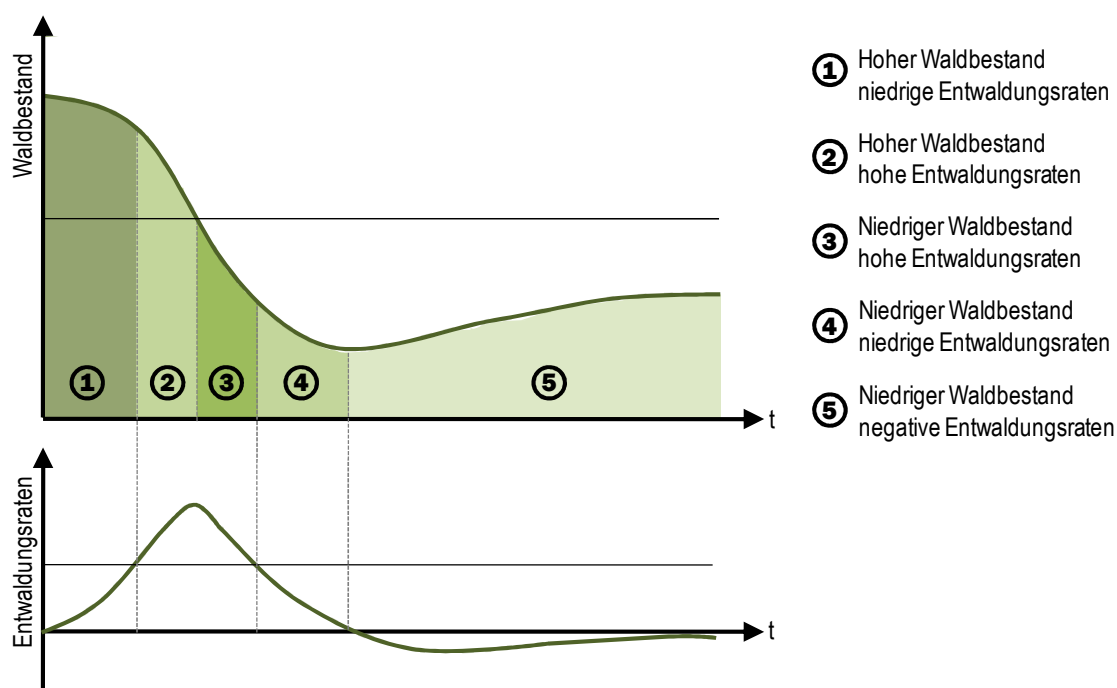
<i>Australien</i>	<i>Luxemburg</i>
<i>Belgien</i>	<i>Monaco</i>
<i>Bulgarien</i>	<i>Neuseeland</i>
<i>Dänemark</i>	<i>Niederlande</i>
<i>Deutschland</i>	<i>Norwegen</i>
<i>Estland</i>	<i>Österreich</i>
<i>Europäische Gemeinschaft</i>	<i>Polen</i>
<i>Finnland</i>	<i>Portugal</i>
<i>Frankreich</i>	<i>Rumänien</i>
<i>Griechenland</i>	<i>Russische Föderation</i>
<i>Großbritannien und Nordirland</i>	<i>Schweden</i>
<i>Irland</i>	<i>Schweiz</i>
<i>Island</i>	<i>Slowakei</i>
<i>Italien</i>	<i>Slowenien</i>
<i>Japan</i>	<i>Spanien</i>
<i>Kanada</i>	<i>Tschechische Republik</i>
<i>Kroatien</i>	<i>Ukraine</i>
<i>Lettland</i>	<i>Ungarn</i>
<i>Lichtenstein</i>	<i>Vereinigte Staaten von Amerika</i>
<i>Litauen</i>	

b) Treibhausgase nach dem Kyoto-Protokoll

Kohlendioxid (CO₂)
Methan (CH₄)
Distickstoffoxid (N₂O)
Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW/HFC)
Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW/PFC)
Schwefelhexafluorid (SF₆)

Anhang 2: Forest Transition Theory und Baseline

Die *Forest Transition Theory* beschreibt ein häufig beobachtetes Muster bei der Entwicklung der Waldfläche eines Landes oder einer Region im Zeitverlauf und bei der Annahme eines kontinuierlichen Wirtschaftswachstums im Laufe der ökonomischen Entwicklung. Im Zeitverlauf werden verschiedene Stufen durchlaufen, die durch unterschiedliche Kombinationen von Entwaldungsraten und Waldfläche gekennzeichnet sind. Ausgelöst durch Ansiedlung und den Bau von Transportwegen wird eine zu Beginn nahezu konstante Fläche an natürlichem Wald mit hohen Entwaldungsraten rasch abgebaut. Dies wird durch wachsenden Wohlstand, Verbesserung der Infrastruktur und Bevölkerungswachstum verstärkt. Durch z.B. wirtschaftliches Wachstum und den somit entstehenden Sektoren die Einkommensalternativen zur Landwirtschaft bieten, verringert sich der Druck auf die Wälder und die Entwaldungsraten sinken. Durch Aufforstung kommt es mit fortschreitender Entwicklung wieder zu einem Aufbau an Waldfläche (vgl. Angelsen 2009, S.4)

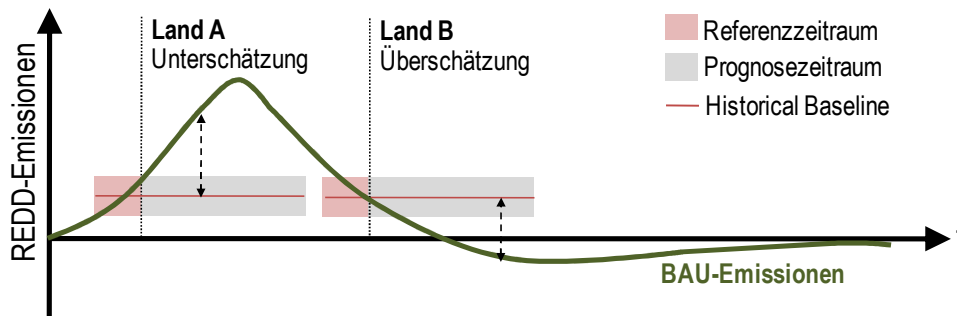


(Quelle: Angelsen 2009 S.4, und eigene Darstellung).

Für die mit der Entwaldung verbundenen Emissionen ist aber die Veränderung der gesamten im Wald gebundenen Kohlenstoffbestände von Interesse. Tendenziell weisen die zu früheren Zeitpunkten von der Entwaldung betroffenen Wälder eine höhere Kohlenstoffdichte auf als die zu späteren Zeitpunkten (vgl. Angelsen 2008b, S.56), was lediglich zu einem stärkeren Ausschlag der Kurven für Kohlenstoffbestände im Wald bzw. für

Emissionen aus Entwaldung zu Beginn führt, der generelle Verlauf der Kurven bleibt hiervon unberührt.

Die unten stehende Grafik zeigt, wie bei unterstellter Gültigkeit der *Forest Transition Theory* eine historische Baseline die zukünftigen Emissionen aus Entwaldung zweier, sich zum aktuellen Zeitpunkt in unterschiedlichen Entwicklungsstadien befindlicher Länder, zu Über- bzw. Unterschätzung zukünftiger Emissionen führt.



(Quelle: Eigene Darstellung).

Anhang 3: Abgrenzung verschiedener Kohlenstoff-Pools nach den *IPCC Guidelines for National GHG Inventories*.

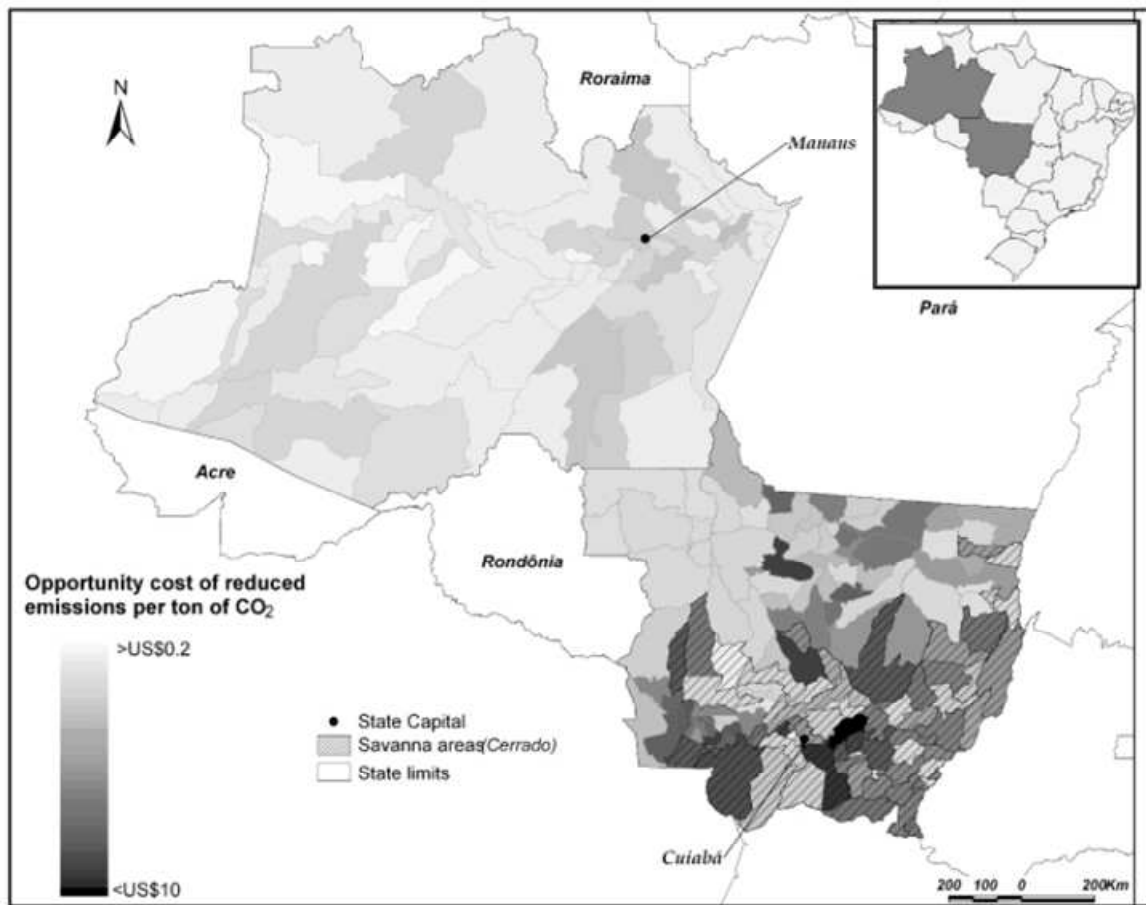
Pool		Description
Biomass	Above-ground biomass	All biomass of living vegetation, both woody and herbaceous, above the soil including stems, stumps, branches, bark, seeds, and foliage. Note: In cases where forest understory is a relatively small component of the above-ground biomass carbon pool, it is acceptable for the methodologies and associated data used in some tiers to exclude it, provided the tiers are used in a consistent manner throughout the inventory time series.
	Below-ground biomass	All biomass of live roots. Fine roots of less than (suggested) 2mm diameter are often excluded because these often cannot be distinguished empirically from soil organic matter or litter.
Dead organic matter	Dead wood	Includes all non-living woody biomass not contained in the litter, either standing, lying on the ground, or in the soil. Dead wood includes wood lying on the surface, dead roots, and stumps, larger than or equal to 10 cm in diameter (or the diameter specified by the country).
	Litter	Includes all non-living biomass with a size greater than the limit for soil organic matter (suggested 2 mm) and less than the minimum diameter chosen for dead wood (e.g. 10 cm), lying dead, in various states of decomposition above or within the mineral or organic soil. This includes the litter layer as usually defined in soil typologies. Live fine roots above the mineral or organic soil (of less than the minimum diameter limit chosen for below-ground biomass) are included in litter where they cannot be distinguished from it empirically.
Soils	Soil organic matter ¹	Includes organic carbon in mineral soils to a specified depth chosen by the country and applied consistently through the time series ² . Live and dead fine roots and DOM within the soil, that are less than the minimum diameter limit (suggested 2 mm) for roots and DOM, are included with soil organic matter where they cannot be distinguished from it empirically. The default for soil depth is 30 cm and guidance on determining country-specific depths is given in Chapter 2.3.3.1.

¹ Includes organic material (living and non-living) within the soil matrix, operationally defined as a specific size fraction (e.g., all matter passing through a 2 mm sieve). Soil C stock estimates may also include soil inorganic C if using a Tier 3 method. CO₂ emissions from liming and urea applications to soils are estimated as fluxes using Tier 1 or Tier 2 method.

² Carbon stocks in organic soils are not explicitly computed using Tier 1 or Tier 2 method, (which estimate only annual C flux from organic soils), but C stocks in organic soils can be estimated in a Tier 3 method. Definition of organic soils for classification purposes is provided in Chapter 3.

Quelle: *IPCC Guidelines 2006, Volume 4, Chapter 1, S. 9.*

Anhang 4: Opportunitätskosten der Schätzung von Börner/Wunder 2008



Quelle: Börner/Wunder 2008 S.505.

Die obige Abbildung gibt einen Überblick über die Ergebnisse der regional expliziten Opportunitätskostenschätzung von Börner/Wunder 2008. Sie schätzten die Opportunitätskosten in zwei brasilianischen Bundesstaaten (Amazonas und Mato Grosso) auf Ebene der einzelnen Kommunen.