

*Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von
Naturräumen der Erde e.V.*



Endbericht

Einschätzung der Treibhausgasrelevanz be- waldeter Moorstandorte in Mecklenburg-Vorpommern hinsichtlich des Minderungspotentials nach Wiedervernässung

Almut Spangenberg

November 2011

1. Einleitung

Das 2009 vom Land Mecklenburg-Vorpommern veröffentlichte Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore führte mit dem TreibhausgasEmissionsStandortenTypen-Ansatz (GEST) ein Instrument ein, mit dem die Klimabilanz von Moorwiedervernässungsprojekten fundiert abschätzbar ist. Der GEST-Ansatz (Couwenberg et al. 2008) nutzt die Vegetation als Indikator zur Bilanzierung der Netto-Emission bzw. der Netto-Aufnahme von Treibhausgasen (THG) und hat sich als wirkungsvolles Instrument für drainierte und natürliche Moorstandorte erwiesen (Couwenberg et al. 2011). Auf Basis dieses Ansatzes werden vom Land Mecklenburg-Vorpommern Rechte auf Kohlenstoffzertifikate für den freiwilligen Markt generiert und als MoorFutures® angeboten (Barthelmes et al. 2010).

Mit dem GEST-Ansatz erfolgt über die Erfassung der Moorvegetation, die als Indikator verschiedene emissionsrelevante Standortparameter wie Wasserstand, pH, Trophie und Landnutzung integriert (Ellenberg et al. 1992, Koska et al. 2001), eine Abschätzung der Treibhausgasemissionen für einzelne Standorte. Die Kartierung der Vegetation eines Moores, das meist mehrere Standorttypen umfasst, ermöglicht somit über die flächenbezogene Hochrechnung der Emissionen der Einzelstandorte die Erstellung einer Gesamtbilanz für das betrachtete Moor.

Bisher wurden GESTs für die Einschätzung offener Moorstandorte entwickelt und angewendet. Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse der Weiterentwicklung des GEST-Ansatzes für bewaldete Moorstandorte und die Besonderheiten der Anwendung von Wald-GESTs vorgestellt.

2. GESTs für bewaldete Moorstandorte („Wald-GESTs“, engl. „GEST-FOREST“) - Methoden

Für die Klimarelevanz bewaldeter Moorstandorte der temperaten Zone Europas liegen aufgrund der Komplexität des Ökosystems Wald bisher keine verlässlichen Gasfluss-Daten aus direkten Messungen vor. Der Hauptteil der den GESTs zu Grunde liegenden Gasflussmessungen stammt von sogenannten Haubenmessungen, bei denen die Gasflüsse zwischen Ökosystem und Atmosphäre in geschlossenen Kammern bestimmt werden (Drösler 2005). Diese Methode kann aufgrund der Höhe der Vegetation auf gehölzbestandenen Standorten nicht für das Gesamtökosystem angewendet werden. Veröffentlichte Haubenmessungen von bewaldeten oder verbuschten Moorstandorten berücksichtigen nur den Gasaustausch zwischen der Atmosphäre einerseits und der niedrigeren Vegetation und dem Boden andererseits. Der Gasaustrag aus dem Boden umfasst allerdings auch die Wurzelatmung der Gehölze selbst, bei der in der Krone (außerhalb der Haube) gebundenes CO₂ im Wurzelraum (unter der Haube) wieder freigesetzt wird. Die Gasbilanz ist somit nicht vollständig.

Mittels mikrometeorologischer Verfahren (Eddy-Kovarianz Technik) lässt sich der Gesamt-Gasaustausch zwischen Ökosystem und Atmosphäre auch für bewaldete Standorte ermitteln. Allerdings liegen bisher nur wenige Eddy-Kovarianz Messdaten für Moorstandorte vor und der Gesamtaustausch sagt nichts über Torfzehrung oder -wachstum aus. Außerdem müsste die forstliche Nutzung über langjährige Messreihen oder Entnahmemodelle berücksichtigt werden.

Für die Wald-GESTs wird deshalb ein Zwischenweg gewählt. Die Gasflüsse werden in verschiedenen Bestandteilen des Ökosystems mit verschiedenen Methoden ermittelt und die Ergebnisse zu einer Gesamtbilanz zusammengeführt (cf. Couwenberg et al. 2011). Für das Teilsystem Boden / Niedrige Vegetation werden die vorhandenen GESTs für offene Standorte herangezogen; für das Teilsystem Gehölzvegetation die Biomassezuwachsdaten.

Die durch die jeweilige Projektmaßnahme erzielten Emissionsminderungen sollen konservativ eingeschätzt werden (Couwenberg et al. 2011, siehe auch Box 1). Die Ermittlung der Emissionswerte erfolgt deshalb immer unter dem Gesichtspunkt der Konservativität.

2.1 Gasaustausch Boden / Niedrige Vegetation

Die erste Komponente bei der Bilanzierung des Treibhausgaspotentials bewaldeter Moorstandorte ist die Netto-Emission bzw. Netto-Festlegung von Treibhausgasen des Bodens und der bodennahen Vegetation.

Auf bewaldeten Moorstandorten der temperaten Zone sind die Gasflüsse zwischen Torfkörper, Vegetation und Atmosphäre nur vereinzelt untersucht worden und liefern zum Teil keine verlässlichen Ergebnisse (s. Abschn. 2). Deshalb werden die Emissionswerte für bewaldete Moorstandorte aus den schon vorliegenden THG-Emissionswerten der GESTs der offenen Moorstandorte auf die bewaldeten Moorstandorte abgeleitet.

Weiterführende Untersuchungen zu THG-Emissionen von Moorstandorten (Couwenberg et al. 2011) haben ergeben, dass die differenzierte Zuordnung von Emissionswerten, wie

sie von Couwenberg et al. 2008 für die offenen Moorstandorte vorgelegt wurde, aufgrund der zum Teil unzureichenden statistischen Absicherung und großen Schwankungsbreite der vorliegenden Emissionswerte, beim aktuellen Stand der Forschung nicht haltbar war, um gesicherte Vorhersagen für die Vermarktung von Kohlenstoff-Zertifikaten aus Wiedervernässungsprojekten zu treffen. Aus diesen Gründen wurden die Vegetationsformen bzw. Vegetationsformen-Gruppen (Couwenberg et al. 2008) teilweise zusammengefasst und die Emissionswerte entsprechend angepasst (Tab. 1 Couwenberg et al. 2011, Couwenberg 2011).

Tabelle 1: Überarbeitete GESTs für offene Moorstandorte (nach Couwenberg 2011, Couwenberg et al. 2011, Details siehe Originaltabelle im Anhang I)

Vegetationstyp	CO ₂ Emission in t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹	CH ₄ Emission in t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹	GWP Schätzwert in t CO ₂ - eq. ha ⁻¹ a ⁻¹
Oligotrophe Moore			
Kahle Torffläche	7,0 (±2,6) aktive Torfabbau- Flächen 7,4 (±0,9) verlassene Torfabbau-Flächen	0,4 (±0,6) aktive Torf- abbau-Flächen / 0,06 (±0,0) verlassene Torf- abbau-Flächen	7,5
Calluna	wie „feuchte Hochmoorheide“		12,5
Eriophorum	3,3 (±2,1)	0,3 (±0,1)	3,5
Polytrichum	wie „kahle Torffläche“		7,5
Mäßig feuchtes Grünland	wie „mäßig feuchte Wiesen und Hochstauden“		20
Feuchte Hochmoorheide	12,5 (±4,0)	vernachlässigbar	12,5
Sehr feuchte Hochmoorheide	9	0,7	10
Mäßig nasse Torfmoos-Bulte	vernachlässigt	0,7 (±0,2)	0,5
Nasser Torfmoos-Rasen	vernachlässigt	5,2 (±3,2)	5
Sehr nasse Torfmoos-Schlenke	vernachlässigt	12,8	12,5
Meso- bis eutrophe Moore			
Mäßig feuchte Wiesen und Hochstauden	Keine Daten; wahrscheinlich etwas geringer als bei mäßig feuchtem Grünland	Vernachlässigbar	20
Feuchte Wiesen und Hochstau- den	Keine Daten; entsprechende oligotrophe Standorte: 12,6 (±4)	Vernachlässigbar	12,5
Sehr feuchte Wiesen, Hochstau- den, Riede und Röhrichte	Keine Daten; Schätzwert 0	3,5 (±1,6)	3,5
Nasse Riede und Röhrichte	-4,1 (±4,3)	12,7 (±8,4)	8,5
Mäßig feuchte kultivierte Fläche	24,1 (±8,2).	Vernachlässigbar	24
Feuchtes Grünland	15,5	Vernachlässigbar	15
Sehr feuchte Hochstauden und Grünland	Keine schlüssigen Daten; geschätzt zwischen 0	Vernachlässigbar	7,5
Nasses Grünland	1,4 (±3,5).	3,1 (±3,5).	5,5
Überflutetes Acker- und Grün- land		Extrem hoch, bis zu 77	

Da die THG-Emissionswerte mit standörtlichen Parametern, insbesondere dem Wasserstand, korrelieren (Couwenberg et al. 2008, Couwenberg et al. 2011) wurde den Waldstandorten das Treibhausgaspotential (GWP) der offenen Moorstandorte mit gleicher Wasserstufe (5+ bis 2+) und Trophiestufe (oligotroph und meso-eutroph) zugeordnet. In diesen ökologisch definierten Gruppen (Vegetationstypen in Tab. 2) sind jeweils mehrere Vegetationsformen zusammengefasst.

Die Zuordnung des Treibhausgaspotentials erfolgt über die Bestimmung der Vegetationsform. Die Bestimmung der Vegetationsform erfolgt mithilfe der bei Clausnitzer & Succow 2001 ökologisch charakterisierten Arten und Artengruppen über die Auswertung von Vegetationsaufnahmen oder Artenlisten mit einfacher Häufigkeitsschätzung (Einzelexemplar, selten, mittelmäßig häufig, sehr häufig).

Die Kennzeichnung erfolgt vorrangig über die Kraut- und Moosvegetation. Die Gehölze können auf den durch Entwässerungen beeinflussten Moorstandorten Mecklenburg-Vorpommerns nur unzureichend als Indikatoren für die Standort-Qualität genutzt werden, da sie durch ihre große ökologische Amplitude und ihre Langlebigkeit bei unterschiedlichen Wasserverhältnissen vorkommen und veränderte Bedingungen überdauern können. Außerdem kann die Bestockung der Moore durch forstwirtschaftliche Maßnahmen vom natürlichen Baumartenspektrum abweichen.

Aufgrund des komplexen Reliefs der bewaldeten Moorstandorte mit relativ trockenen Bulten, auf denen die Gehölze vorkommen, und nasseren Bereichen mit angepasster Kraut- und Moosvegetation sind die Wasserstufen 5+ und 4+ bei Clausnitzer & Succow 2001 auf der Ebene der Vegetationsform nicht getrennt worden. Um eine Zuordnung zur Wasserstufe 5+ bzw. 4+ zu erreichen, muss deshalb über das Vorhandensein von Arten(gruppen), die nur bei Wasserstufe 5+ vorkommen bzw. ihr Fehlen auf den 4+-Standorten eine Zuordnung zur jeweiligen Wasserstufe erfolgen. Dafür nutzbare Arten sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 2: Gruppen der Wald-Vegetationsformen mit zugeordnetem Treibhausgaspotential (GWP)

Vegetationstyp bewaldeter Moore	Zugehörige Vegetationsformen der Moorwälder und -gebüsche	WS	GWP Schätzwert in t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹	Zugordneter Vegetationstyp offener Moore
Oligotrophe Moore				
Mäßig feuchte Wälder und Gebüsche	Astmoos-Moorbirken-Wald, Astmoos-Kiefern-Wald	2+	20	Mäßig feuchtes Grünland (wie mäßig feuchte Wiesen und Hochstauden)
Feuchte Wälder und Gebüsche	Trunkelbeer-Moorbirken-Wald, Trunkelbeer-Kiefern-Wald	3+	12,5	Feuchte Hochmoorheide
Sehr feuchte Wälder und Gebüsche	Wollgras-Birken-Gehölz, Wollgras-Kiefern-Gehölz	4+	10	Sehr feuchte Hochmoorheide

Fortsetzung Tabelle 2

Vegetationstyp bewaldeter Moore	Zugehörige Vegetationsformen der Moorwälder und -gebüsche	WS	GWP Schätzwert in t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹	Zugordneter Vegetationstyp offener Moore
Meso- und eutrophe Moore				
Mäßig feuchte Wälder und Gebüsche	Brombeer-Faulbaum-Gebüsch, Brombeer-Moorbirken-Wald, Pfeifengras-Stieleichen-Wald, Kreuzdorn-Stieleichen-Wald, Kohldistel-Grauweiden-Gebüsch, Alpenhexenkraut-Rotbuchen-Wald, Flattergras-Erlen-Eschen-Wald, Flattergras-Erlen-Eschen-Wald, Brennessel-Holunder-Erlen-Eschen-Wald	2+	20	Mäßig feuchte Wiesen und Hochstauden
Feuchte Wälder und Gebüsche	Pfeifengras-Faulbaum-Gebüsch, Torfmoos-Moorbirken-Wald, Gilbweiderich-Stieleichen-Wald, Blutwurz-Grauweiden-Gebüsch, Kreuzdorn-Moorbirken-Wald, Sumpfschilf-Grauweiden-Gebüsch, Frauenfarn-Erlen-Wald, Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald, Winkelseggen-Erlen-Eschen-Wald, Brennessel-Grauweiden-Gebüsch, Brennessel-Sumpfschilf-Erlen-Eschen-Wald	3+	12,5	Feuchte Wiesen und Hochstauden
Sehr feuchte Wälder und Gebüsche	Torfmoos-Wollgras-Ohrweiden-Gebüsch, Schnabelseggen-Moorbirken-Wald, Torfmoos-Sumpffarn-Ohrweiden-Gebüsch, Torfmoos-Moorbirken-Erlen-Wald, Strauchbirken-Kriechweiden-Gebüsch, Seggen-Lorbeerweiden-Gebüsch, Lorbeerweiden-Moorbirken-Wald, Baldrian-Lorbeerweiden-Gebüsch, Baldrian-Moorbirken-Wald, Sumpffarn-Grauweiden-Gebüsch, Walzenseggen-Erlen-Wald, Erlen-Grauweiden-Gebüsch, Schaumkraut-Erlen-Wald, Schwertlilien-Erlen-Wald, Sumpflabkraut-Erlen-Eschen-Wald	4+	7,5	Sehr feuchte Hochstauden und Grünland nicht „Sehr feuchte Wiesen, Hochstauden, Riede und Röhrichte“, da das Vorkommen potentiell torfbildender Arten in der Krautvegetation der Wälder zu gering ist
Nasse Wälder und Gebüsche	Wie bei „Sehr feuchte Wälder und Gebüsche“, aber Wasserstufe 5+ angezeigt durch Indikator-Arten (siehe Tab. 3, Clausnitzer & Succow 2001)	5+	5,5 für Flächen ohne dichten Bewuchs mit Ried- und Röhrichtarten / 8,5 für Flächen mit Ried- und Röhrichtartiger Krautschicht	Nasses Grünland / Nasse Riede und Röhrichte

Tabelle 3: Indikatorarten bewaldeter Moorstandorte für die Wasserstufe 5+ und ihre trophische Einordnung (ol – oligotroph, me – mesotroph, eu – eutroph) (Quelle Schäfer & Joosten 2005, Clausnitzer & Succow 2001)

Indikatorart	Trophiestufe		
	ol	me	eu
Sphagnum cuspidatum			
Drepanocladus fluitans			
Cladopodiella fluitans			
Eriophorum angustifolium			
Carex hostiana			
Calla palustris			
Potentilla palustris			
Menyanthes trifoliata			
Utricularia minor			
Utricularia vulgaris			
Callitriche vulgaris			
Berula erecta			
Lemna minor, Lemna trisulca			
Carex pseudocyperus			
Alisma plantago-aquatica			
Veronica beccabunga			
Bidens frondosa			
Ranunculus sceleratus			
Bidens cernua			
Carex elata			
Oenanthe aquatica			
Hottonia palustris			

Die vorläufige Zuordnung des Treibhausgaspotentials zu den relativ grob gefassten Vegetationstypen (s. Tab. 2) ermöglicht auch eine weniger genaue Einordnung der Standorte, begrenzt auf die Ansprache der Wasserstufe und der Trophie über die ökologische Amplitude der bei Clausnitzer & Succow 2001 dargestellten Arten(gruppen). Es wird jedoch grundsätzlich empfohlen, die Vegetation auf dem stärker differenzierten Niveau von Vegetationsformen aufzunehmen, da aus aktuellen Forschungen zur Gas- und Stoffbilanz von Wäldern in kommender Zeit mehr und standortsspezifischere Daten zur Verfügung stehen werden, die bei Vorliegen von detaillierten Kartierungen der Vegetationsformen nachträglich leicht zugeordnet werden können.

2.2 Gasaustausch Gehölzvegetation

Die zweite Komponente bei der Bilanzierung des Treibhausgaspotentials bewaldeter Moorstandorte ist der Gasaustausch zwischen den Gehölzen und der Atmosphäre. Der Gasaustausch umfasst vor allem die Aufnahme und Abgabe von Kohlendioxid und kann über die Netto-Festlegung von Kohlenstoff in der Holzbiomasse bilanziert werden.

2.1.1 Lebende Biomasse

Die Berechnung des festgelegten Kohlenstoffs in der Holzbiomasse kann nach IPCC 2003 nach folgender Gleichung erfolgen:

$$\text{Gleichung 1: } C = [V \times D \times BEF] \times (1 + R) \times CF$$

wobei

Parameter	Beschreibung	Quelle
C	Kohlenstoffgehalt	
V	Derbholzvolumen	Datenspeicher Wald der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern
D	Dichte des Holzes	Tabelle 5 (Auszug aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.9-1 und UBA 2011, Tab. 194)
BEF	Biomasseexpansionsfaktor	Tabelle 4 (Auszug aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.10)
R	Wurzel/Spross-Verhältnis	Tabelle 8 (Auszug aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.8)
CF	Kohlenstoffgehalt (Carbon fraction)	IPCC 2003 Standard-Wert: 0,5

Wenn in diese Gleichung statt des Derbholzvolumens¹ der jährliche Derbholzzuwachs eingesetzt wird, erhält man die jährliche Kohlenstoff-Festlegung in der Holzbiomasse.

Tabelle 4: Biomasseexpansionsfaktoren, dargestellt sind Mittelwerte und Spannen. Der untere Wert der Spanne stammt von jungen Wäldern oder Wäldern mit geringem Vorrat, der obere von reifen Wäldern oder Wäldern mit hohem Vorrat. (Auszug aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.10, Gesamttabelle in Anhang III)

Waldtyp	Minimum DBH (cm)	BEF2 (mit Rinde) Anwendung bei Vorratsdaten	BEF1 (mit Rinde) Anwendung bei Zuwachsdaten
Fichte / Tanne	0-12,5	1,3 (1,15-4,2)	1,15 (1-1,3)
Kiefer	0-12,5	1,3 (1,15-3,4)	1,05 (1-1,2)
Laubwald	0-12,5	1,4 (1,15-3,2)	1,2 (1,1-1,3)

¹ Derbholz - oberirdische Holzmasse ab 7cm Durchmesser in Rinde

Derbholzzuwachs

Für die zu betrachtenden Moorstandorte wird der jährliche Derbholzzuwachs der Bäume aus den im Datenspeicher Wald der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern vorliegenden Angaben zu Art, Derbholzvolumen, Alter, Bonität und Bestockungsgrad mit Hilfe der Ertragstabellen für Mecklenburg-Vorpommern (Landesforstverwaltung M-V 1999) ermittelt.

Da im Datenspeicher Wald hauptsächlich die nutzungsrelevanten Gehölze verzeichnet sind, müssen gegebenenfalls für nicht registrierte Baumarten(gruppen) zusätzlich Vermessungen, Altersbestimmungen und Zuwachsabschätzungen vorgenommen werden.

Zur Biomasse und zum Zuwachs von Sträuchern liegen kaum Daten vor. In der Literatur sind Angaben zum methodischen Vorgehen für die Biomasseerhebung zu finden (Catchpole & Wheeler 1992). Für die relevanten Arten (*Salix pentandra*, *Salix cinerea*, *Sambucus nigra*, *Rhamnus cathartica*, *Euonymus europaeus*, *Frangula alnus*, *Viburnum opulus*) sind jedoch bisher keine Daten verfügbar.

Verschiedene *Salix*-Arten zeigen in Kurzumtriebsplantagen jährliche Zuwachsraten zwischen 6 und 12 t ha⁻¹a⁻¹ (Cannell et al. 1988, von Arnold 1998, Maier & Vetter 2000, Heinsoo et al. 2002, Wilkinson et al. 2007). Die Wuchs- und Standortbedingungen, unter denen diese Werte erreicht wurden, sind aber mit den schwierigen Bedingungen auf den zu betrachtenden Moorstandorten nicht zu vergleichen. Unter extremen Wasser- und Nährstoffbedingungen wurden dagegen in Experimenten für Kurzumtriebskultivierung nur geringe Produktivitäten von 2 bis 5 t ha⁻¹a⁻¹ erreicht (von Arnold 1998).

Da die strauchförmig wachsenden Gehölze bei der Besiedlung von Moorstandorten einen bedeutenden Anteil am Gehölzaufwuchs einnehmen können, besteht in diesem Bereich dringender Untersuchungsbedarf.

Dichte des Holzes

Tabelle 5: Raumdichten (D) von Stamm- und Astholz aus IPCC 2003 und UBA 2011, Dichte des Astholzes berechnet mit Stamm/Ast-Dichte-Verhältnissen nach Hakkila 1972 (Auszug aus UBA 2011 Tabelle 194, gesamte Tabelle im Anhang II)

Gattung	Art	Stamm (IPCC 2003)	Ast (berechnet aus IPCC 2003)	Stamm (Kollmann 1982)	Ast (berechnet aus Kollmann 1982)
Alnus	spec.	0,45	0,49	0,43	0,47
Betula	spec.	0,51	0,56	0,53	0,58
Fraxinus	excelsior	0,57	0,60	0,56	0,6
Populus	spec.	0,35	0,38	0,35	0,39
Pinus	sylvestris	0,42	0,56	0,43	0,58
Quercus	robur	0,58	0,62	0,57	0,61
Salix	spec.	0,45	0,49	0,46	0,51

Für die Berechnung (Gleichung 1) nach IPCC 2003 wird die Dichte des Stammholzes (Tab. 5 Spalte 3) für die Berechnung des Kohlenstoffgehaltes der gesamten oderirdischen Biomasse genutzt. Im Nationalen Inventarbericht zum Treibhausgasinventar (UBA 2011) werden die Stammholz-Dichten nach Kollmann 1982 bevorzugt (Tab. 5 Spalte 5)

Das Astholz der Bäume weist höhere Dichten als das Stammholz auf. Deshalb werden mittels den von Hakkila 1972 ermittelten Ast-/Stammdichte-Verhältnissen (Tab. 6) aus den

Stammholzdichten Astholzdichten abgeleitet. Die Differenzierung nach Ast- und Stamm-
dichte erhöht die Genauigkeit der Berechnung der Kohlenstoff-Festlegung:

$$\text{Gleichung 2: } C = [V_s \times D_s + V_a \times (BEF-1) \times D_a] \times (1 + R) \times CF$$

wobei

Parameter	Beschreibung	Quelle
C, BEF, R, CF	siehe oben	siehe oben
V _s	Stamm-Derbholzvolumen (= Derbholzvolumen)	Datenspeicher Wald der Landesforst Mecklen- burg-Vorpommern
D _s	Dichte des Stammholzes	Tabelle 5 (Auszug aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.9-1 und UBA 2011, Tab. 194)
D _a	Dichte des Astholzes	Tabelle 5 (berechnet mit Dichte des Stammhol- zes aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.9- 1 und UBA 2011, Tab. 194 mit Faktoren aus Tabelle xxx)

Tabelle 6: Ast-/Stammdichte-Verhältnisse nach Hakkila 1972 (aus UBA 2011)

	Stammholz in g cm ⁻³	Astholz in g cm ⁻³	Verhältnis Ast/Stammdichte
Nadelhölzer	0,36	0,49	1,34
Zerstreutporige Laubhölzer ²	0,49	0,54	1,1
Ringporige Laubhöl- zer ³	0,54	0,57	1,06

Oberirdischer Biomassezuwachs

Das Gesamtvolumen des Zuwachses der oberirdischen Biomasse wird nach IPCC 2003 mit Hilfe von gattungs- bzw. gruppenspezifischen Biomasseexpansionsfaktoren (BEF, IPCC 2003 IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.10 - s. Tab. 4 und im Anhang III) berechnet. Im Nationalen Inventarbericht (UBA 2011) werden zur Erhöhung der Genauigkeit die bis zu Arten und Altersgruppen aufgeschlüsselten Volumenexpansionsfaktoren (VEF) nach Pistorius et al. 2006 (UBA 2010) eingesetzt.

Die Volumenexpansionsfaktoren werden wie folgt ermittelt:

$$\text{Gleichung 3: } VEF = V_a / V_s = (a + bV_s) / V_s$$

² Zerstreutporige Laubhölzer – Alnus, Betula, Euonymus, Populus, Salix, Sambucus, Viburnum, Acer, Carpinus, Crataegus, Cornus, Corylus, Fagus, Pyrus, Sorbus, Tilia

³ Ringporige Laubhölzer – Frangula, Fraxinus, Prunus, Quercus, Ulmus

wobei

Parameter	Beschreibung	Quelle
VEF	Volumenexpansionsfaktor	berechnet mit Gleichung 3 mit Konstanten aus Tabelle 7
V_s	Stamm-Derbholzvolumen (= Derbholzvolumen)	Datenspeicher Wald der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern
V_a	Ast-Derbholzvolumen	Differenz aus gesamtem oberirdischen Holzvolumen und dem Stamm-Derbholzvolumen
a	Konstanten der Volumenexpansion	Tabelle 7 (nach Pistorius et al. 2006, aus UBA 2011)
b	Konstanten der Volumenexpansion	Tabelle 7 (nach Pistorius et al. 2006, aus UB 2011)

Tabelle 7: Konstanten der Volumenexpansion für ausgewählte Baumarten/-gattungen (nach Pistorius et al. 2006 aus UBA 2011, vollständige Tabelle siehe Anhang IV)

Baumgattung	a	b
Birke	0,017493	1,121933
Eiche	0,101879	1,051529
Erle	0,004825	1,068903
Kiefer Alter bis 80 Jahre	0,009946	1,156659
Kiefer Alter ab 81 Jahre	0,036883	1,076103

Die Gleichung 2 wird dementsprechend umgewandelt in:

$$\text{Gleichung 4: } C = [V_s \times D_s + V_a \times (VEF-1) \times D_a] \times (1 + R) \times CF$$

wobei

Parameter	Beschreibung	Quelle
C , V_s , D_s , D_a , R , CF	siehe oben	siehe oben
VEF	Volumenexpansionsfaktor	berechnet mit Gleichung 3 mit Konstanten aus Tabelle 7

In diese Gleichung kann nur das Derbholzvolumen (nicht der Derbholzzuwachs) eingesetzt werden, da die Volumenexpansion der oberirdischen Biomasse eine Funktion des Derbholzvolumens ist. Wird Gleichung 4 angewandt, muss der Kohlenstoffgehalt der Holzbiomasse für den Beginn und das Ende eines betrachteten Projektabschnitts oder des gesamten Projektes einzeln jeweils mit Gleichung 4 ermittelt werden. Die Differenz der für das Ende und den Beginn des Projektabschnitts oder des gesamten Projekts ermittelten Holzbi-

omasse („stock change“), verteilt über die Anzahl der Jahre im betrachteten Zeitraum ergibt die jährliche Kohlenstoff-Festlegung in der Holzbiomasse.

Unterirdische Biomasse

Die unterirdische lebende Biomasse wird mit dem Wurzel/Spross-Verhältnis (R, root/shoot ratio) aus der oberirdischen Biomasse (IPCC 2003) errechnet.

Tabelle 8: Wurzel/Spross-Verhältnis (R) zur Berechnung der unterirdischen Biomasse (aus IPCC 2003 Annex 3.A1, Table 3A.1.8– Gesamttabelle im Anhang V)

Vegetationstyp	Oberirdische Bio- masse (t ha ⁻¹)	R (Mittelwert)	Standardabweichung
Nadelgehölze Wälder/Plantagen	<50	0,46	±0,21
	50-150	0,32	±0,08
	>150	0,23	±0,09
Eichenwald	>75	0,35	±0,25
Anderer Laubwald	<75	0,43	±0,24
	75-150	0,26	±0,1
	>150	0,24	±0,05

Anwendung

Es liegen nicht für alle Gehölzarten die vorgestellten Konstanten und Faktoren in der gleichen Genauigkeit vor. Deswegen wird bei der Berechnung der Kohlenstoffgehalte die Variante - mit der Rangfolge Gleichung 4 vor Gleichung 2 vor Gleichung 1 - gewählt, für die passende Werte vorhanden sind.

Der so ermittelte Kohlenstoffgehalt der Holzmasse wird mit dem Verhältnis der molekularen Massen von CO₂ und C (44/12) in CO₂ Äquivalente (CO₂-eq.) umgerechnet.

2.2.2 Streu und Totholz

Streu

Weitere Bestandteile der Kohlenstoff-Bilanz der Biomasse sind gegebenenfalls Festlegung und Verluste in Laubstreu- und Totholzanreicherung bzw. -zersetzung.

Bei ausgewachsenen Waldbeständen wird für die Streuumsätze laut UBA 2011 angenommen, dass die Kohlenstoffeinträge durch Streubildung genauso hoch wie die Kohlenstoff-Freisetzung durch Streuzersetzung und damit vernachlässigbar sind. Untersuchungen und Hochrechnungen für Schweden haben allerdings ergeben, dass auch in ausgewachsenen Waldbeständen auf organischen Böden Kohlenstoff in der Streu angereichert wird (von Arnold 2005).

Bei Aufforstungen kommt es in den ersten Jahrzehnten nach und nach zur Bildung einer Streuschicht und damit zur Kohlenstoff-Festlegung in der Streu (UBA 2011).

Sobald zur Streufestlegung und -zersetzung Daten und Berechnungsmethoden für Moorzwälder der temperaten Zone vorliegen, sollten diese auch in die Kohlenstoffbilanzierung mittels Wald-GESTs einbezogen werden.

Totholz

Die C-Verluste durch Totholzumsätze in ausgewachsenen Waldbeständen werden bisher aufgrund der unzureichenden Datenmenge als Null angenommen (auf Bundesebene UBA 2011, IPCC 2003 tier 1 - niedrigstes Berechnungsniveau). Für Aufforstungsflächen wird auf Bundesebene keine Totholzbildung berechnet, da Totholzobjekte in der Bundeswaldinventur erst ab 10 cm Durchmesser erfasst werden (UBA 2011).

2.3 Vergleich mit Daten aus der Literatur

Die Wald-GESTs beinhalten immer die Abschätzung des Treibhausgaspotentials des Systems Boden/Niedrige Vegetation in Kombination mit der Kohlenstoff-Festlegung in der Gehölzbiomasse. Die Festlegung von Kohlenstoff in der Gehölzbiomasse variiert sehr stark in Abhängigkeit von Bonität, Bestockungsgrad und Alter der Gehölze. Die daraus resultierende Vielfältigkeit der abzuleitenden Treibhausgas-Potentiale erschwert den Vergleich mit den wenigen Literaturwerten.

In Tabelle 9 sind beispielhaft für hypothetische Wald-Bestände nach der hier vorgelegten Wald-GEST-Methode abgeschätzte Treibhausgas-Potentiale den Literatur-Werten gegenübergestellt worden. Es zeigt sich, dass die Werte in etwa im gleichen Bereich liegen. Beim „Erlenwald 4+“ könnte die Unterschätzung Treibhausgas-Festlegung im Vergleich zu den Literaturwerten an der Annahme zu geringer Zuwachsraten liegen. Zur weiteren Überprüfung sollten solche Berechnungen für reale Bestände durchgeführt werden.

Tabelle 9: Abschätzung des Treibhausgas-Potentials (GWP) mit der Wald-GEST-Methode für hypothetische Waldbestände und Vergleichswerte (AKL – Altersklasse, BON – Bonität)

Waldtyp	Bestandtyp		Biomasse	Emission	GWP Gesamt	GWP-Vergleichswert	Quelle
	AKL	BON					
			in t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹				
Erlenwald 5+	mittel	mittel	-6,5...-5	5,5 8,5	-1 – 0,5 2 – 3,5	-4,8...+6	Eschenbach et al. 1997, Schäfer & Joosten 2005, Augustin unpubl.
Erlenwald 4+	mittel mittel	mittel hoch	-6,5...-5 -8...-6	7,5	1...2,5 -0,5...1,5	-13,3...-1,2	von Arnold 2004, Schäfer & Joosten 2005, Augustin unpubl.,
Birkenwald 4+	mittel	gering	-2...-4	10	6...8	0,5	von Arnold 2004

3 Anwendung der Wald-GESTs zur Treibhausgas-Bilanzierung

Der GEST-Ansatz ist auch für bewaldete Moorstandorte nutzbar. Die Ermittlung der Treibhausgas-Bilanz wird aber komplizierter als bei offenen Standorten, da die Bilanz immer den Gasaustausch im System Boden/Niedrige Vegetation einerseits und die Kohlenstoff-Festlegung in den sich verändernden Gehölzbeständen andererseits beinhaltet (s. Kap. 2). Daraus resultiert auch eine komplexere Betrachtung bei der Projektplanung.

3.1 Entwicklungsszenarien

Für die MoorFutures® wurde als Bezugsrahmen „forward looking“ gewählt (s. Box 1). Das bedeutet, dass für die Treibhausgas-Bilanzierung einer Wiedervernässungsmaßnahme zwei verschiedene Szenarien zu betrachten sind: das Entwicklungsszenario ohne die Wiedervernässung (baseline-Szenario) und das Entwicklungsszenario mit der Wiedervernässung (Projekt-Szenario). Für diese Szenarien werden jeweils die Treibhausgas-Bilanzen ermittelt. Aus der Differenz dieser Bilanzen ergibt sich der THG-Einsparpotential der betrachteten Maßnahme.

3.1.1 baseline-Szenario

Das baseline-Szenario beschreibt die Entwicklung des Projektgebietes ohne die Wiedervernässungsmaßnahme. Als Grundlage dafür muss zum einen der Ist-Zustand des Projektgebietes erfasst werden. Darüberhinaus muss aber auch die zukünftige Nutzung oder Nicht-Nutzung bzw. die Art und Weise der Behandlung des Gebietes, wenn die Wiedervernässung nicht stattfinden würde, detailliert prognostiziert werden.

Anders als bei den Offenstandorten, wo bei angenommener gleichbleibender jährlicher Nutzung das Treibhausgas-Potential relativ leicht einschätzbar ist, erfordert die Einschätzung der bewaldeten Moorstandorte auch im baseline-Szenario eine relativ komplexe Betrachtung. Neben der natürlichen Dynamik der Kohlenstoff-Festlegung in Gehölzbeständen (s.o.) beeinflusst auch die Art der Behandlung der Gehölzbestände die Rate der Kohlenstoff-Festlegung. Zur Prognose der zukünftigen Behandlung können die planerischen Vorgaben aus der aktuellen Forsteinrichtung genutzt werden. Sie müssen jedoch für das einzelne Projektgebiet präzisiert werden. Die Behandlungsweise kann sich positiv oder negativ auf das Treibhauspotential des Projektgebietes im baseline-Szenario auswirken. Möglichkeiten der Behandlung und ihr Einfluss auf die Treibhausgas-Bilanz sind in Tab. 10 zusammengestellt.

Box 1: Kriterien des MoorFutures®-Standards

Bezugszeitraum:	forward looking
Projektlaufzeit:	Torferschöpfungszeit, geschlossen
Zusätzlichkeit:	nicht völlig notwendig
Konservatismus:	CO ₂ und CH ₄ : realistisch, N ₂ O: konservativ
Vertrauenswürdigkeit:	Registration MLUM M-V
Nachhaltigkeit:	dauerhaft
Permanenz:	garantiert
Emissionsverlagerung:	minimiert durch Auswahl der Standorte und Paludikultur
Messbarkeit:	detailliert mittels GESTs
Verifizierbarkeit:	detailliert mittels GESTs

3.1.2 Projekt-Szenarien

Bei der Einschätzung des Minderungspotentials bewaldeter Moorstandorte im Hinblick auf ihre Treibhausgas-Emissionen sind verschiedene Szenarien der Wiedervernässung mit unterschiedlicher Gehölzbestockung denkbar.

Es lassen sich drei Projekt-Gruppen unterscheiden:

Projektgruppe A

Ist-Zustand: offenes Moor

Maßnahme: Wiedervernässung von Offenflächen, Nutzungsauflassung oder Aufforstung

Entwicklung des Gehölzbestandes: Verbuschung und/oder Bewaldung

Projektgruppe B

Ist-Zustand: bewaldetes Moor

Maßnahme: Wiedervernässung

Entwicklung des Gehölzbestandes: Waldbestand mit veränderter/verringertes Produktivität

Projektgruppe C

Ist-Zustand: bewaldetes Moor

Maßnahme: (starke) Wiedervernässung

Entwicklung des Gehölzbestandes: Absterben der Bäume

Innerhalb dieser Projektgruppen sind je nach Stärke der Vernässung unterschiedliche Szenarien der Entwicklung des Gehölzbestandes und der Treibhausgas-Emissionen möglich.

Die Projektgruppe A verspricht aufgrund der Festlegung von Kohlenstoff in der Gehölzbiomasse zusätzlich zur Verringerung der Treibhausgas-Emissionen durch die Anhebung des Wasserstandes eine positive Bilanz der Wiedervernässungsmaßnahme.

In Projektgruppe C wird die starke Anhebung des Wasserstandes einerseits zur Verringerung der Treibhausgas-Emissionen führen. Es bleibt jedoch in der Projektvorbereitung zu prüfen, ob die durch das Absterben der Bäume verursachte Kohlenstoff-Freisetzung und die langfristig fehlende bzw. stark reduzierte Kohlenstoff-Festlegung im Holz durch die Verringerung der Treibhausgas-Emissionen ausreichend übertroffen werden, um eine Umsetzung in abgesicherte Kohlenstoff-Zertifikate im Rahmen der MoorFutures® zu erreichen.

In der Projektgruppe B werden die Treibhausgas-Emissionen durch die Anhebung des Wasserstandes verringert. Die gemäßigte Wiedervernässung wird das Gehölzwachstum weiter zulassen, wobei eine Phase der Anpassung der Gehölze an die veränderten Bedingungen eingeplant werden muss. Die Produktivität des Gehölzbestandes wird in den meisten Fällen absinken. Auch in dieser Projektgruppe muss in der Projektvorbereitung geprüft werden, ob die Verringerung der Treibhausgas-Emissionen und die Veränderung der Kohlenstoff-Festlegung in der Gehölzbiomasse in der Summe eine positive Bilanz im Hinblick auf die Verringerung des Treibhausgaspotentials des gesamten Standortes erbringen. Ein zusätzliches Problem in dieser Projektgruppe ist, dass die dauerhafte Einstellung eines bestimmten Wasserstandes (z. B. 4+) schwierig zu realisieren ist und damit die kurz- und langfristige Absicherung der Projektbedingungen (Permanenz, s. Box 1) gefährdet sein kann.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass die Emissionsminderungen immer konservativ betrachtet werden (s. Kap. 2, s. Box 1). Das bedeutet, dass die Emissionen des Ist-Zustandes unterschätzt und die Emissionen nach der Maßnahme überschätzt werden. Aufgrund der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen muss das Konservativitätsprinzip innerhalb der Projektgruppen unterschiedlich angewendet werden.

Tabelle 10: Verschiedene Nutzungsarten von Waldbeständen und ihr Einfluss auf die Treibhausgas-Bilanz (+ mehr Kohlenstoff-Festlegung, - weniger Kohlenstoff-Festlegung)

Behandlung	Auswirkung im Gehölzbestand / auf den Biomassevorrat	Einfluss auf die Kohlenstoff-Festlegung
Keine Nutzung	Natürliche Dynamik	+
	Verlust durch natürliche Prozesse (z. B. Eschensterben)	(bis zur Sättigung des Systems) -
Durchforstung	Anregung der Biomasseproduktion in Kombination mit der Nutzung des geernteten Holzes	
	in langlebigen Produkten in kurzlebigen Produkten oder als Energieholz	+ ±0
Endnutzung und Bestandsneugründung	Nutzung des geernteten Holzes	
	in langlebigen Produkten in kurzlebigen Produkten oder als Energieholz	+ -
	Biomasseproduktion in neuem Bestand	+ (langfristig)

3.2 Zusätzlicher Planungsaufwand

Für die Projekt-Konzeption sind klare Vorgaben zu den Entwicklungszielen und durchzuführenden Maßnahmen notwendig (s. auch 3.1).

Zusätzlich zur Kartierung der Vegetation laut Kartieranleitung (Barthelmes et al. 2010), und der Aufnahme des Gehölzbestandes beinhaltet die Projekt-Planung die Aufnahme der hydrologischen Bedingungen und die Prognose ihrer Entwicklung.

Die Analyse der hydrologischen Bedingungen erfordert eine umfangreiche Datengrundlage (nach Thiele et al 2011):

- Detailliertes Geländemodell
- Stratigraphie des Torfkörpers und des mineralischen Untergrundes, um geohydrologische Wechselwirkungen abzuschätzen

- Daten zum Zustand des oberflächennahen Torfes
- Hydrometeorologische Daten für die Kalkulation der atmosphärischen Wasserbilanz
- Prognose der regionalen Klimaänderung
- Hydrologische Daten zu ober- und unterirdischen Wassereinzugsgebiet, Grundwasserleitern und mit dem Projektgebiet verbundenen Gewässern
- Hydrochemische Charakterisierung des Oberflächen- und Grundwassers, das die Vegetation nach der Wiedervernässung beeinflussen könnte
- Daten zu anthropogenen Veränderungen des Grundwasserleiters und Nutzung des Grundwassers

Diese Daten müssen in einer komplexen Modellierung verarbeitet werden, die ein umfangreiches hydrologisches Expertenwissen voraussetzt.

Erst auf Basis der Prognose der Entwicklung der hydrologischen Bedingungen kann die Veränderung der Standorte und die sich daraus ergebende Entwicklung der bodennahen Vegetation, der Treibhausgas-Emissionen und der Kohlenstoff-Festlegung in der Gehölzbiomasse abgeleitet und das zukünftige Treibhausgas-Potential berechnet werden.

3.3 Emissionsverlagerung und Zusätzlichkeit

Emissionsverlagerung (leakage, s. Box 1) beinhaltet die Verlagerung von Emissionen von der Projektfläche auf eine andere Fläche außerhalb des Projektgebietes, wobei auf der Ausweichfläche ansteigende Emissionen die Emissions-Reduktion auf der Projektfläche teils oder ganz zunichtemachen.

Wenn die Projektfläche bisher einer forstlichen Bewirtschaftung unterliegt, muss geprüft werden, ob die mit der Wiedervernässung einhergehende Verringerung oder das Ausbleiben von Holzerträgen durch erhöhte Holzentnahme auf anderen Flächen (sog. activity shifting) ausgeglichen wird. Sollte das der Fall sein, kann die Kohlenstoff-Festlegung in der Holzbiomasse durch den Zuwachs der Gehölze im Projektgebiet nicht in vollem Umfang angerechnet werden. Es muss dann die Kohlenstoff-Festlegung der an anderer Stelle geernteten Biomasse in der Bilanz des Projektgebietes abgezogen werden.

Außerdem kann die Wiedervernässung auch auf Flächen in der Nachbarschaft des Projektgebietes die standörtliche Situation und damit die Emission oder Festlegung von Treibhausgasen beeinflussen (sog. ecological leakage). Ob und in welchem Umfang das zutrifft, muss in der jeweiligen Projekt-Planung geprüft werden.

Zusätzlichkeit (additionality, s. Box 1) bedeutet, dass die Maßnahmen mit den positiven Effekten für das Klima ohne den Anreiz der Bezahlung für die Emissionsreduktionen nicht stattgefunden hätten.

Bei der Auswahl von Projektflächen ist deshalb darauf zu achten, dass auf den Flächen nicht durch die ohnehin geplante Einstellung der Pflege der wasserbaulichen Einrichtungen eine Anhebung der Wasserstände stattgefunden hätte. Damit wären baseline-Szenario und Projekt-Szenario identisch und die Emissionsreduktion gleich Null.

4 Ausblick

Die Einschätzung des Treibhausgaspotentials bewaldeter Moorstandorte ist mit dem GEST-Ansatz möglich. Beim gegenwärtigen Stand der Forschung können jedoch keine Wald-GESTs definiert werden, die die Treibhausgas-Bilanz des gesamten Ökosystems in einen Wert integrieren. Wald-GESTs beinhalten zum jetzigen Zeitpunkt eine Kombination aus der Gas-Bilanz des Systems Boden/Niedrige Vegetation und der Kohlenstoff-Festlegung in der Biomasse der Gehölze.

Für den Gasaustausch von Moorwäldern und -gehölzen liegen aus der temperaten Zone nur einzelne Daten vor. Deswegen wurden vorerst die Emissionswerte der offenen Moore auf die Waldstandorte übertragen.

In Zukunft sollten in neuen Forschungsprojekten zum Gasaustausch auf bewaldeten Moorstandorten generierte Emissionswerte zur Überprüfung und Verbesserung der aktuell zugeordneten Werte herangezogen werden. Die im GEST-Konzept genutzten Vegetationsformen bieten aufgrund ihrer detaillierten Standortindikation eine gute Grundlage für diese Überarbeitung und für eine stärkere Differenzierung beim Vorliegen besserer Emissionsdaten.

Die Kohlenstoff-Festlegung in der Holzbiomasse ist für Bäume über das Derbholzvolumen bzw. den jährlichen Derbholzzuwachs mit Hilfe der vorliegenden Daten der Forsteinrichtung und Ertragskunde gut kalkulierbar und ihre Entwicklung abschätzbar. Die Hochrechnung der Gesamtholzbiomasse (oberirdische Biomasse inkl. Kronenholz und unterirdische Biomasse) wird über gruppenspezifische Faktoren realisiert. Auch hier sollten in Zukunft gegebenenfalls die Berechnungsmethoden aktualisiert und differenziertere, regions- und baumartbezogene Werte angewandt werden.

Bisher liegen keine Daten zur Biomasse und Zuwachsentwicklung natürlich gewachsener Strauchgehölze vor. Hier besteht Forschungsbedarf.

Die Einschätzung des Potentials bewaldeter Moorstandorte zur Minderung der Treibhausgasemissionen nach Wiedervernässung erfordert aufgrund der Dynamik der Gehölzbestände eine komplexe Vorplanung. Diese umfasst die Einschätzung des Ist-Zustandes und die Prognose der Entwicklung der hydrologischen Bedingungen, der Vegetation und des Gehölzbestandes im baseline- und Projektszenario. Es ist für jedes Projekt wichtig, dass klare Vorstellungen über die Stärke der Wiedervernässung und die weitere Nutzung des Projektgebietes vorliegen, da diese die Treibhausgas-Bilanz ursächlich beeinflussen und positive und negative Effekte einander aufwiegen können. Letztendlich ist entscheidend, ob die Höhe der Treibhausgas-Einsparungen ausreicht, um eine Vermarktung als Carbon Credits zu rechtfertigen.

4 Literatur

- Barthelmes, A., Couwenberg, J., Emmer, I., Schäfer, A., Wichtmann, W. & Joosten, H. 2010. MoorFutures® - Kohlenstoff-Zertifikate aus der Wiedervernässung degradierter Moore in Mecklenburg-Vorpommern. DUENE, Greifswald.
- Cannell, M.G.R., Sheppard, L. J. & Milne, R. 1988: Light Use Efficiency and Woody Biomass Production of Poplar and Willow. *Forestry* 61(2): 125-136
- Catchpole, W.R. & Wheeler, C.J. 1992: Estimating plant biomass: A review of techniques. *Australian Journal of Ecology* 17: 121-131
- Clausnitzer, U. & Succow, M. 2001. Vegetationsformen der Gebüsche und Wälder. In: Succow, M. & Joosten, H. (eds.) *Landschaftsökologische Moorkunde*, Schweizerbart, Stuttgart: 161-170
- Couwenberg, J. 2011. Vegetation as a proxy for greenhouse gas fluxes – the GEST approach. In: Tanneberger, F. & Wichtmann, W. (eds.): *Carbon credits from peatland rewetting*, Schweizerbart, Stuttgart: 37-42
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674: 67-89
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D., Wichtmann, W. & Joosten, H. 2008. Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. DUENE, Greifswald.
- Drösler, M. 2005. Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. PhD thesis, Technische Universität München.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, E., Wirth, V. & Werner, W. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-258
- Eschenbach, C, Middelhoff, W., Steinborn, W., Wötzel, J. Kutsch, W. & Kappen, L. 1997. Von Einzelprozessen zur Kohlenstoffbilanz eines Erlenbruchs im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys Supplement* 20:121-132
- Hakkila, P. 1972. Utilisation of residual forest biomass. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Heinsoo, K., Sild, E. & Koppel, A. 2002. Estimation of shoot biomass productivity in Estonian *Salix* plantations. *Forest Ecology Management* 170: 67-74
- IPCC 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change: Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html> (10.07.2011)
- Kollmann, F. 1982. Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Koska, I., Succow, M. & Clausnitzer, U. 2001. Vegetation als Komponente landschaftsökologischer Naturraumkennzeichnung. In: Succow, M. & Joosten, H. (eds.) *Landschaftsökologische Moorkunde*, Schweizerbart, Stuttgart: 112-128
- Landesforstverwaltung M-V 1999. *Hilfstafelsammlung zur Waldentwicklungsplanung 2000 bis 2009 im Landeswald Mecklenburg-Vorpommern*. Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Abteilung Forstplanung / Versuchswesen.
- Maier J. & Vetter, R. 2000. Erträge und Zusammensetzung von Kurzumtriebs-Gehölzen (Weide, Pappel, Blauglockenbaum). IfUL Müllheim.

- http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1115785_11/abstract_swp_D.pdf (27.09.2011)
- Pistorius, T., Zell, J. & Hartebrodt, C. 2006. Untersuchungen zur Rolle des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt des Landes Baden-Württemberg. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Institut für Forstökonomie, Technischer Bericht.
- Schäfer, A. & Joosten, H. 2005. Erlenaufforstung auf wiedervernässten Niedermooren. DUENE e.V. Greifswald.
- Thiele, A., Edom, F. & Liashchynskaya N. 2011. Prediction of vegetation development with and without rewetting. In: Tanneberger, F. & Wichtmann, W. (eds.): Carbon credits from peatland rewetting, Schweizerbart, Stuttgart:42-52
- UBA 2010. Umweltbundesamt, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2010: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2008. Umweltbundesamt.
- Von Arnold, K. 1998: Growth and biomass distribution in basket willow(*Salix viminalis*) in relation to water and nutrient availability. Swedish University of Agricultural Sciences, Rapport 62, Uppsala.
- Von Arnold, K. 2004: Forests and greenhouse gases. Linköping studies in art and sciences 302.
- Von Arnold, K., Hanell, B., Stendahl, J. & Klemedtsson, L. 2005. Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 20: 400-411
- Wilkinson, J.M., Evans, E.J., Bilsborrow, P.E, Wright, C., Hewison, W.O. & Pilbeam, D.J.: Yield of willow cultivars at different planting densities in a commercial short rotation coppice in the north of England. Biomass and Bioenergy 2007: 469-474

Anhangsverzeichnis

- I GESTs für Offenstandorte aus Couwenberg et al. 2011 Table 1
- II Raumdichten aus UBA 2011 Tabelle 194
- III Biomasseexpansionsfaktoren aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.10
- IV Konstanten der Volumenexpansion (Pistorius et al 2006) aus UBA 2011, Tabelle 195
- V Wurzel/Spross-Verhältnisse aus IPCC 2003 Annex 3.A1, Table 3A.1.8

Table 1 Vegetation types in Ostrovskoe and Vygonoshanskoe with associated flux measurements and their standard deviations and best estimates of GWP

Vegetation type	CO ₂ emissions (CO ₂ -eq. ha ⁻¹ year ⁻¹)	CH ₄ emissions (CO ₂ -eq. ha ⁻¹ year ⁻¹)	GWP estimate (CO ₂ -eq. ha ⁻¹ year ⁻¹)	Remarks
Ostrovskoe				
Bare peat	7.0 (±2.6) for active extraction sites (n = 12); 7.4 (±0.9) for abandoned extraction sites (n = 3); Maljanen et al. (2010)	0.4 (±0.6) for active extraction sites (n = 13); 0.06 (±0.0) for abandoned extraction sites (n = 2); Maljanen et al. (2010)	7.5	Drier than 'bare peat'
<i>Calluna</i>	As 'moist bog heath'		12.5	Litter accumulation of <i>Eriophorum vaginatum</i> counteracts carbon losses from degrading peat
<i>Eriophorum</i>	3.3 (±2.1) (n = 8); Tuittila et al. (1999), Maljanen et al. (2010)	0.3 (±0.1) (n = 8); Tuittila et al. (2000), Maljanen et al. (2010)	3.5	Mosses lack roots (cf. [very] moist bog heath)
<i>Polytrichum</i>	As 'bare peat'		7.5	Direct measurements from dry bogs are lacking, but water level fluctuations are expected to be similar to those in moderately moist forb meadows
Dry grassland	As 'moderately moist forb meadows'		20	With the same water levels emissions are higher than from bare peat because plant roots change the water regime, improve aeration and add labile organic compounds in the form of recently dead roots and root exudates that stimulate the decomposition of the more recalcitrant peat (Kuzakov, 2006).
Moist bog heath	12.6 (±4.0) (n = 3); Drösler (2005)	Negligible; Drösler (2005)	12.5	CH ₄ emissions increase with higher water levels. CH ₄ emissions from wet bog sites in boreal regions are much lower than the values cited here (Couwenberg, 2009).
Very moist bog heath	9; Drösler (2005)	0.7; Drösler (2005)	10	Shannon & White (1994) found similar CH ₄ fluxes at comparable sites in temperate South-Michigan bogs. Whereas net emissions of CO ₂ have been reported from rewetted bog sites (Drösler, 2005), published measurements generally show uptake of CO ₂ (Tuittila et al., 1999, 2004; Bortoluzzi et al., 2006; Maljanen et al., 2010). Carbon sequestration is overestimated when water-borne carbon losses are not taken into account (Roulet et al., 2007; Nilsson et al., 2008).
Moderately wet <i>Sphagnum</i> hummocks	Neglected	0.7 (±0.2) (n = 4); Bortoluzzi et al. (2006)	0.5	Water borne carbon export is generally larger before rewetting (Holden et al., 2004) and this flux can thus conservatively be neglected. As a strictly conservative approach we have opted to discard potential carbon sequestration and assume zero CO ₂ flux at rewetted sites.
Wet <i>Sphagnum</i> lawn	Neglected	5.2 (±3.2) (n = 5); Drösler (2005)	5	
Very wet <i>Sphagnum</i> hollows	Neglected	12.8; Drösler (2005)	12.5	

Table 1 continued

Vegetation type	CO ₂ emissions (CO ₂ -eq. ha ⁻¹ year ⁻¹)	CH ₄ emissions (CO ₂ -eq. ha ⁻¹ year ⁻¹)	GWP estimate (CO ₂ -eq. ha ⁻¹ year ⁻¹)	Remarks
Vygonoshanskoe				
Moderately moist (forb) meadows	Data lacking; assumed somewhat lower than moderately moist cultivated lands	Negligible; Fig. 2; Couwenberg (2009), Maljanen et al. (2010)	20	Very similar to CO ₂ fluxes derived for boreal peat grasslands (21.7 (±6.8) t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ year ⁻¹ ; n = 4; Lohila et al., 2007; Maljanen et al., 2010).
Moist forb meadows	Data lacking; corresponding bog sites: 12.6 (±4.0) (n = 3); Drösler (2005)	Negligible; Fig. 2; Couwenberg (2009)	12.5	
Very moist reeds	Data lacking; assumed near zero (Fig. 5)	3.5 (±1.6) (n = 12); van den Pol-van Dasselaar et al. (1999), van Huissteden et al. (2006), Hendriks et al. (2007)	3.5	Assumed much lower than from very moist forbs and (cultivated) grasslands because of considerable (below ground) accumulation of biomass (see wet reeds and sedge fens below).
Wet reeds and sedge fens	-4.1 (±4.3) (n = 4); Bonneville et al. (2008), Drösler (2008)	12.7 (±8.4) (n = 10); Augustin (2003), Drösler (2008)	8.5	Typically dominating aerenchymous plant species cause high CH ₄ emissions. Net CO ₂ uptake may be higher (cf. Whiting & Chanton, 2001; Hendriks et al., 2007; Zhou et al., 2009). The GWP of very wet (flooded) sites is estimated to be similar.
Additional site types				
Moderately moist cultivated lands	24.1 (±8.2) (n = 14); Mundel (1976), Jacobs et al. (2003), Veenendaal et al. (2007), Drösler (2008), Augustin (unpubl.)	Negligible; Fig. 2; Couwenberg (2009), Maljanen et al. (2010)	24	Using site specific subsidence measurements van de Akker et al. (2008) and Verhagen et al. (2009) arrive at considerably higher fluxes from meadows and croplands at low water levels (Fig. 5). The value we use can be considered conservative.
Moist cultivated grasslands	15.5 (n = 2) Veenendaal et al. (2007)	Negligible; Fig. 2; Couwenberg (2009)	15	
Very moist forbs and (cultivated) grasslands	Conclusive data lacking; assumed in between 0 (Fig. 5) and ~ 15 (Jacobs et al., 2003)	Negligible; Fig. 2; Couwenberg (2009)	7.5	See very moist reeds
Wet cultivated grasslands	1.4 (±3.5) (n = 4); Augustin (unpubl.)	3.1 (±3.5) (n = 4); Augustin (unpubl.)	5.5	Data for wet fen peatlands dominated by cultivated short grassland species are lacking. The data of Augustin (unpubl.) are from an atypically wet year.
Drowned crop- and grasslands		Extremely high, up to 77 (Augustin & Chojnicki, 2008; Augustin, unpubl.)		Upon flooding, large amounts of labile carbon become available for methanogenesis. At the flux measurement site Zarnekow studied by Augustin & Chojnicki (2008) easily degradable litter is washed in from the surrounding area.

Tabelle 194: Raumdichten rd in $[g/cm^3]$ von IPCC (2003), KOLLMANN (1982) und KNIGGE & SCHULZ (1966)

Gattung	Art	Stamm (IPCC)	Ast (IPCC)	Stamm (Kollmann)	Ast (Kollmann)	Knigge & Schulz (Ast und Stamm)	βV [%] (Kollmann)
Picea	abies	0,40	0,54	0,38	0,51	0,38	11,9
Picea	(sonstige)	0,40	0,54	0,38	0,51	0,38	11,9
Pinus	sylvestris	0,42	0,56	0,43	0,58	0,43	12,1
Pinus	strobus	0,32	0,43	0,43	0,58	0,43	12,1
Pinus	(sonstige)	0,42	0,56	0,43	0,58	0,43	12,1
Abies	alba	0,40	0,54	0,36	0,49	0,37	11,5
Abies	(sonstige)	0,40	0,54	0,36	0,49	0,37	11,5
Pseudotsuga	menziesii	0,45	0,60	0,41	0,56	0,41	11,9
Larix	decidua	0,46	0,62	0,49	0,66	0,49	11,4
Larix	kaempferi	0,49	0,66	0,49	0,66	0,49	11,4
Thuja	spec.	0,31	0,42	0,38	0,51	0,38	11,9
Tsuga	spec.	0,42	0,56	0,38	0,51	0,38	11,9
Nadelbäume	(sonstige)	0,40	0,54	0,38	0,51	0,38	11,9
Fagus	sylvatica	0,58	0,64	0,56	0,61	0,55	17,9
Quercus	robur	0,58	0,62	0,57	0,61	0,56	12,2
Quercus	petraea	0,58	0,62	0,57	0,61	0,56	12,2
Fraxinus	exelsior	0,57	0,60	0,56	0,60	0,56	13,2
Carpinus	betulus	0,63	0,69	0,64	0,70	0,56	18,8
Acer	spec.	0,52	0,57	0,52	0,57	0,56	11,5
Tilia	spec.	0,43	0,47	0,42	0,46	0,56	12,1
Robinia	pseudoacacia	0,58	0,64	0,65	0,71	0,56	11,5
Ulmus	spec.	0,51	0,54	0,56	0,59	0,56	14,9
Castanea	sativa	0,48	0,51	0,56	0,59	0,56	11,4
Betula	spec.	0,51	0,56	0,53	0,58	0,38	13,2
Alnus	spec.	0,45	0,49	0,43	0,47	0,38	17,9
Populus	spec.	0,35	0,38	0,35	0,39	0,38	13,7
Salix	spec.	0,45	0,49	0,46	0,51	0,38	13,7
Prunus	spec.	0,49	0,54	0,56	0,61	0,38	12,6
Laubbäume	(sonstige)	0,58	0,64	0,56	0,61	0,38	13,7

Anhang III Biomasseexpansionsfaktoren aus IPCC 2003, Annex 3.A1, Table 3A1.10

TABLE 3A.1.10 DEFAULT VALUES OF BIOMASS EXPANSION FACTORS (BEFs) (BEF ₂ to be used in connection with growing stock biomass data in Equation 3.2.3; and BEF ₁ to be used in connection with increment data in Equation 3.2.5)				
Climatic zone	Forest type	Minimum dbh (cm)	BEF₂ (overbark) to be used in connection to growing stock biomass data (Equation 3.2.3)	BEF₁ (overbark) to be used in connection to increment data (Equation 3.2.5)
Boreal	Conifers	0-8.0	1.35 (1.15-3.8)	1.15 (1-1.3)
	Broadleaf	0-8.0	1.3 (1.15-4.2)	1.1 (1-1.3)
Temperate	Conifers: Spruce-fir	0-12.5	1.3 (1.15-4.2)	1.15 (1-1.3)
	Pines	0-12.5	1.3 (1.15-3.4)	1.05 (1-1.2)
	Broadleaf	0-12.5	1.4 (1.15-3.2)	1.2 (1.1-1.3)
Tropical	Pines	10.0	1.3 (1.2-4.0)	1.2 (1.1-1.3)
	Broadleaf	10.0	3.4 (2.0-9.0)	1.5 (1.3-1.7)

Note: BEF₂s given here represent averages for average growing stock or age, the upper limit of the range represents young forests or forests with low growing stock; lower limits of the range approximate mature forests or those with high growing stock. The values apply to growing stock biomass (dry weight) including bark and for given minimum diameter at breast height; Minimum top diameters and treatment of branches is unspecified. Result is above-ground tree biomass.

Sources: Isaev *et al.*, 1993; Brown, 1997; Brown and Schroeder, 1999; Schoene, 1999; ECE/FAO TBFRA, 2000; Lowe *et al.*, 2000; please also refer to FRA Working Paper 68 and 69 for average values for developing countries (<http://www.fao.org/forestry/index.jsp>)

Anhang IV Konstanten der Volumenexpansion von Pistorius et al 2006 (aus UBA 2011)

Tabelle 195: Modelle für die Ableitung von Volumenexpansionsfaktoren

Modell	a	b
Birke	0,017493	1,121933
Buche Alter bis 60	0,011942	1,207371
Buche Alter 61 bis 100	0,008184	1,196184
Buche Alter ab 101	0,030255	1,128104
Eiche	0,101879	1,051529
Erle	0,004825	1,068903
Fichte Alter bis 60	0,036697	1,148143
Fichte Alter ab 61	0	1,177947
Kiefer Alter bis 80	0,009946	1,156659
Kiefer Alter ab 81	0,036883	1,076103
Tanne Alter bis 80	0,019457	1,168262
Tanne Alter 81 bis 120	0	1,228069
Tanne Alter ab 121	0	1,219492
Lärche	0,063265	1,057712

	Vegetation type	Aboveground biomass (t/ha)	Mean	SD	lower range	upper range	References
Tropical/sub-tropical forest	Secondary tropical/sub-tropical forest	<125	0.42	0.22	0.14	0.83	5, 7, 13, 25, 28, 31, 48, 71
	Primary tropical/sub-tropical moist forest	NS	0.24	0.03	0.22	0.33	33, 57, 63, 67, 69
	Tropical/sub-tropical dry forest	NS	0.27	0.01	0.27	0.28	65
Conifer forest/plantation	Conifer forest/plantation	<50	0.46	0.21	0.21	1.06	2, 8, 43, 44, 54, 61, 75
	Conifer forest/plantation	50-150	0.32	0.08	0.24	0.50	6, 36, 54, 55, 58, 61
	Conifer forest/plantation	>150	0.23	0.09	0.12	0.49	1, 6, 20, 40, 53, 61, 67, 77, 79
Temperate broadleaf forest/plantation	Oak forest	>70	0.35	0.25	0.20	1.16	15, 60, 64, 67
	Eucalypt plantation	<50	0.45	0.15	0.29	0.81	9, 51, 59
	Eucalypt plantation	50-150	0.35	0.23	0.15	0.81	4, 9, 59, 66, 76
	Eucalypt forest/plantation	>150	0.20	0.08	0.10	0.33	4, 9, 16, 66
	Other broadleaf forest	<75	0.43	0.24	0.12	0.93	30, 45, 46, 62
	Other broadleaf forest	75-150	0.26	0.10	0.13	0.52	30, 36, 45, 46, 62, 77, 78, 81
	Other broadleaf forest	>150	0.24	0.05	0.17	0.30	3, 26, 30, 37, 67, 78, 81
Grassland	Steppe/tundra/prairie grassland	NS	3.95	2.97	1.92	10.51	50, 56, 70, 72
	Temperate/sub-tropical/ tropical grassland	NS	1.58	1.02	0.59	3.11	22, 23, 32, 52
	Semi-arid grassland	NS	2.80	1.33	1.43	4.92	17-19, 34
Other	Woodland/savanna	NS	0.48	0.19	0.26	1.01	10-12, 21, 27, 49, 65, 73, 74
	Shrubland	NS	2.83	2.04	0.34	6.49	14, 29, 35, 38, 41, 42, 47, 67
	Tidal marsh	NS	1.04	0.21	0.74	1.23	24, 39, 68, 80

NS = Not specified

References for Table 3A.1.8

- Alban, D., D. Perala, and B. Schlaegel (1978) Biomass and nutrient distribution in aspen, pine, and spruce stands on the same soil type in Minnesota. *Canadian Journal of Forest Research* **8**: 290-299.
- Albaugh, T., H. Allen, P. Dougherty, L. Kress, and J. King (1998) Leaf area and above- and below-ground growth responses of loblolly pine to nutrient and water additions. *Forest Science* **44**(2): 317-328.
- Anderson, F. (1971) Methods and Preliminary results of estimation of biomass and primary production in a south Swedish mixed deciduous woodland. In: *Productivity of forest ecosystems. Proceedings of the Brussels symposium, 1969, ecology and conservation 4*. UNESCO, Paris.
- Applegate, G. (1982) *Biomass of Blackbutt (Eucalyptus pilularis Sm.) Forests on Fraser Island*. Masters Thesis. University of New England, Armidale.
- Bartholomew, W., J. Meyer, and H. Laudelout (1953) Mineral nutrient immobilization under forest and grass fallow in the Yangambi (Belgian Congo) region. *Publications de l'Institut National Pour l'Etude Agronomique du Congo Belge Serie scientifique* **57**: 27pp total
- Baskerville, G. (1966) Dry-matter production in immature balsam fir stands: roots, lesser vegetation, and total stand. *Forest Science* **12**: 49-53.
- Berish, C. (1982) Root biomass and surface area in three successional tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* **12**: 699-704.
- Braekke, F. (1992) Root biomass changes after drainage and fertilisation of a low-shrub pine bog. *Plant and Soil* **143**: 33-43.
- Brand, B. (1999) *Quantifying biomass and carbon sequestration of plantation blue gums in south west Western Australia*. Honours Thesis. Curtin University of Technology.
- Burrows, W. (1976) *Aspects of nutrient cycling in semi-arid mallee and mulga communities*. PhD Thesis. Australian National University, Canberra.
- Burrows, W., M. Hoffmann, J. Compton, P. Back, and L. Tait (2000) Allometric relationships and community biomass estimates for some dominant eucalypts in Central Queensland woodlands. *Australian Journal of Botany* **48**: 707-714.
- Burrows, W., M. Hoffmann, J. Compton, and P. Back (2001) *Allometric relationships and community biomass stocks in white cypress pine (Callitris glaucophylla) and associated eucalypts of the Carnarvon area - south central Queensland*. National Carbon Accounting System Technical Report No. 33. Australian Greenhouse Office, Canberra. 16 p.

13. Buschbacher, R., C. Uhl, and E. Serrao (1988) Abandoned pastures in eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. *Journal of Ecology* **76**: 682-701.
14. Caldwell, M. and L. Camp (1974) Belowground productivity of two cool desert communities. *Oecologia* **17**: 123-130.
15. Canadell, J. and F. Roda (1991) Root biomass of *Quercus ilex* in a montane Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research* **21**(12): 1771-1778.
16. Chilcott, C. (1998) *The initial impacts of reforestation and deforestation on herbaceous species, litter decomposition, soil biota and nutrients in native temperate pastures on the Northern Tablelands, NSW*. PhD Thesis. University of New England, Armidale.
17. Christie, E. (1978) Ecosystem processes in semiarid grasslands. I. Primary production and water use of two communities possessing different photosynthetic pathways. *Australian Journal of Agricultural Research* **29**: 773-787.
18. Christie, E. (1979) Eco-physiological studies of the semiarid grasses *Aristida leptopoda* and *Astrebula lappacea*. *Australian Journal of Ecology* **4**: 223-228.
19. Christie, E. (1981) Biomass and nutrient dynamics in a C₄ semi-arid Australian grassland community. *Journal of Applied Ecology* **18**: 907-918.
20. Cole, D., S. Gessel, and S. Dice (1967) Distribution and cycling of nitrogen, phosphorus, potassium, and calcium in a second-growth Douglas-fir ecosystem. In: *Symposium: Primary productivity and mineral cycling in natural ecosystems*. American Association for the Advancement of Science 13th Annual Meeting New York City, December 27, 1967: University of Maine Press.
21. Compton, J., L. Tait, M. Hoffmann, and D. Myles (1999) Root-shoot ratios and root distribution for woodland communities across a rainfall gradient in central Queensland. In: *Proceedings of the VI International Rangeland Congress*. Townsville, Australia.
22. Cooksley, D., K. Butler, J. Prinsen, and C. Paton (1988) Influence of soil type on *Heteropogon contortus* - *Bothriochloa bladhii* dominant native pasture in south-eastern Queensland. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **28**: 587-591.
23. De Castro, E.A. and J.B. Kauffman (1998) Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology* **14**(3): 263-283.
24. De la Cruz, A. and C. Hackney (1977) Energy value, elemental composition, and productivity of belowground biomass of a *Juncus* tidal marsh. *Ecology* **58**: 1165-1170.
25. Drew, W., S. Aksornkoae, and W. Kaitpraneet (1978) An assessment of productivity in successional stages from abandoned swidden (Rai) to dry evergreen forest in northeastern Thailand. *Forest Bulletin* **56**: 31 total.
26. Dylis, N. (1971) Primary production of mixed forests. In: *Productivity of forest ecosystems. Proceedings of the Brussels symposium, 1969*. Paris: UNESCO.
27. Eamus, D., X. Chen, G. Kelley, and L. Hutley (2002) Root biomass and root fractal analyses of an open *Eucalyptus* forest in a savanna of north Australia. *Australian Journal of Botany* **50**: 31-41.
28. Ewel, J. (1971) Biomass changes in early tropical succession. *Turrialba* **21**: 110-112.
29. Forrest, G. (1971) Structure and production of North Pennine blanket bog vegetation. *Journal of Ecology* **59**: 453-479.
30. Garkoti, S. and S. Singh (1995) Variation in net primary productivity and biomass of forests in the high mountains of Central Himalaya. *Journal of Vegetation Science* **6**: 23-28.
31. Golley, F., H. Odum, and R. Wilson (1962) The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology* **43**(1): 9-19.
32. Graham, T. (1987) *The effect of renovation practices on nitrogen cycling and productivity of rundown buffel grass pasture*. PhD Thesis. University of Queensland.
33. Greenland, D. and J. Kowal (1960) Nutrient content of the moist tropical forest of Ghana. *Plant and Soil* **12**: 154-173.
34. Grouzis, M. and L. Akpo (1997) Influence of tree cover on herbaceous above- and below-ground phytomas in the Sahelian zone of Senegal. *Journal of Arid Environments* **35**: 285-296.
35. Groves, R. and R. Specht (1965) Growth of heath vegetation. 1. Annual growth curves of two heath ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* **13**: 261-280.
36. Harris, W., R. Kinerson, and N. Edwards (1977) Comparison of belowground biomass of natural deciduous forest and loblolly pine plantations. *Pedobiologica* **17**: 369-381.
37. Hart, P., P. Clinton, R. Allen, A. Nordmeyer, and G. Evans (2003) Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* **174**: 281-294.
38. Hoffmann, M. and J. Kummerow (1978) Root studies in the Chilean matorral. *Oecologia* **32**: 57-69.
39. Hussey, A. and S. Long (1982) Seasonal changes in weight of above- and below-ground vegetation and dead plant material in a salt marsh at Colne Point, Essex. *Journal of Ecology* **70**: 757-771.
40. Johnstone, W. (1971) Total standing crop and tree component distributions in three stands of 100-year-old lodgepole pine. In: *Forest biomass studies. 15th IUFRO Congress* (Ed. Eds. H. Young). University of Maine Press, Orono. p. 81-89.
41. Jones, R. (1968) Estimating productivity and apparent photosynthesis from differences in consecutive measurements of total living plant parts of an Australian heathland. *Australian Journal of Botany* **16**: 589-602.
42. Kummerow, J., D. Krause, and W. Jow (1977) Root systems of chaparral shrubs. *Oecologia* **29**: 163-177.
43. Linder, S. and B. Axelsson (1982) Changes in carbon uptake and allocation patterns as a result of irrigation and fertilisation in a young *Pinus sylvestris* stand. In: *Carbon Uptake and Allocation: Key to Management of Subalpine Forest Ecosystems* (Ed. Eds. R. Waring). Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, Oregon. p. 38-44.
44. Litton, C., M. Ryan, D. Tinker, and D. Knight (2003) Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Canadian Journal of Forest Research* **33**(2): 351-363.
45. Lodhiyal, L. and N. Lodhiyal (1997) Variation in biomass and net primary productivity in short rotation high density central Himalayan poplar plantations. *Forest Ecology and Management* **98**: 167-179.
46. Lodhiyal, N., L. Lodhiyal, and P. Pangtey (2002) Structure and function of Shisham forests in central Himalaya, India: dry matter dynamics. *Annals of Botany* **89**: 41-54.
47. Low, A. and B. Lamont (1990) Aerial and belowground phytomass of *Banksia* scrub-heath at Eneabba, South-Western Australia. *Australian Journal of Botany* **38**: 351-359.

Fortsetzung Anhang V

Chapter 3: LUCF Sector Good Practice Guidance

48. Lugo, A. (1992) Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* **62**: 1-41.
49. Menaut, J. and J. Cesar (1982) The structure and dynamics of a west African savanna. In: *Ecology of Tropical Savannas* (Ed.^Eds. B. Huntley and B. Walker). Springer-Verlag, Berlin. p. 80-100.
50. Milchunas, D. and W. Lauenroth (1989) Three-dimensional distribution of plant biomass in relation to grazing and topography in the shortgrass steppe. *Oikos* **55**: 82-86.
51. Misra, R., C. Turnbull, R. Cromer, A. Gibbons, and A. LaSala (1998) Below- and above-ground growth of *Eucalyptus nitens* in a young plantation. I. Biomass. *Forest Ecology and Management* **106**: 283-293.
52. Nepstad, D. (1989) *Forest regrowth in abandoned pastures of eastern Amazonia: limitations to tree seedling survival and growth*. PhD Dissertation. Yale University, New Haven.
53. Nihlgård, B. (1972) Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted spruce forest in South Sweden. *Oikos* **23**: 69-81.
54. Ovington, J. (1957a) Dry matter production by *Pinus sylvestris* L. *Annals of Botany, London N.S.* **21**: 287-314.
55. Ovington, J. and H. Madgwick (1959a) Distribution of organic matter and plant nutrients in a plantation of Scotts pine. *Forest Science* **5**: 344-355.
56. Ovington, J. (1963) Plant biomass and productivity of prairie, savanna, oakwood, and maize field ecosystems in central Minnesota. *Ecology* **44**(1): 52-63.
57. Ovington, J. and J. Olson (1970) Biomass and chemical content of El Verde lower montane rain forest plants. In: *A tropical rain forest. A study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico (Division of Technical Information TID 24270)* (Ed.^Eds. H. Odum and R. Pigeon). US Atomic Energy Commission, Washington DC. p. 53-77.
58. Pearson, J., T. Fahy, and D. Knight (1984) Biomass and leaf area in contrasting lodgepole pine forests. *Canadian Journal of Forest Research* **14**: 259-265.
59. Prasad, R., A. Sah, A. Bhandari, and O. Choubey (1984) Dry matter production by *Eucalyptus camaldulensis* Dehn plantation in Jabalpur. *Indian Forester* **110**: 868-878.
60. Rawat, Y. and J. Singh (1988) Structure and function of oak forests in Central Himalaya. I. Dry matter dynamics. *Annals of Botany* **62**: 397-411.
61. Ritson, P. and S. Sochacki (2003) Measurement and prediction of biomass and carbon content of *Pinus pinaster* trees in farm forestry plantations, south-western Australia. *Forest Ecology and Management* **175**: 103-117.
62. Ruark, G. and J. Bockheim (1988) Biomass, net primary production, and nutrient distribution for an age sequence of *Populus tremuloides*. *Canadian Journal of Forest Research* **18**: 435-443.
63. Shanmughavel, P., Z. Zheng, S. Liqing, and C. Min (2001) Floristic structure and biomass distribution of a tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, southwest China. *Biomass and Bioenergy* **21**: 165-175.
64. Simonovic, V. (1980) Root productivity studies in deciduous forest ecosystem. In: *Environment and root behaviour* (Ed.^Eds. N. David). Geobios International, Jodhour, India. p. 213-230.
65. Singh, K. and R. Misra (1979) *Structure and Functioning of Natural, Modified and Silvicultural Ecosystems in Eastern Uttar Pradesh*. Final Technical Report (1975-1978) MAB research project. Banras Hindu University, Varanasi. 160 p.
66. Singh, R. and V. Sharma (1976) Biomass estimation in five different aged plantations of *Eucalyptus tereticornis* Smith in western Uttar Pradesh. In: *Oslo Biomass Studies* (Ed.^Eds. University of Maine, Orono. p. 143-161.
67. Singh, S., B. Adhikari, and D. Zobel (1994) Biomass, productivity, leaf longevity, and forest structure in the central Himalaya. *Ecological Monographs* **64**: 401-421.
68. Suzuki, E. and H. Tagawa (1983) Biomass of a mangrove forest and a sedge marsh on Ishigaki Island, south Japan. *Japanese Journal of Ecology* **33**: 231-234.
69. Tanner, E. (1980) Studies on the biomass and productivity in a series of montane rain forests in Jamaica. *Journal of Ecology* **68**: 573-588.
70. Titlyanova, A., G. Rusch, and E. van der Maarel (1988) Biomass structure of limestone grasslands on Öland in relation to grazing intensity. *Acta phytogeographica suecica* **76**: 125-134.
71. Uhl, C. (1987) Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* **75**: 377-407.
72. van Wijk, M., M. Williams, L. Gough, S. Hobbie, and G. Shaver (2003) Luxury consumption of soil nutrients: a possible competitive strategy in above-ground and below-ground biomass allocation and root morphology for slow growing arctic vegetation? *Journal of Ecology* **91**: 664-676.
73. Werner, P.A. (1986) *Population dynamics and productivity of selected forest trees in Kakadu National Park*. Final report to the Australian National Parks and Wildlife Service. CSIRO Darwin, Tropical Ecosystems Research Centre, p.
74. Werner, P.A. and P.G. Murphy (2001) Size-specific biomass allocation and water content of above- and below-ground components of three *Eucalyptus* species in a northern Australian savanna. *Australian Journal of Botany* **49**(2): 155-167.
75. Westman, E. and R. Whitaker (1975) The pygmy forest region of northern California: studies on biomass and primary productivity. *Journal of Ecology* **63**: 493-520.
76. Westman, W. and R. Rogers (1977) Biomass and structure of a subtropical eucalypt forest, North Stradbroke Island. *Australian Journal of Botany* **25**: 171-191.
77. Whittaker, R. and G. Woodwell (1971) Measurement of net primary production in forests. In: *Productivity of Forest Ecosystems* (Eds.) Paris: UNESCO. p. 159-175.
78. Whittaker, R., F. Borman, G. Likens, and T. Siccama (1974) The Hubbard Brook ecosystem study: forest biomass and production. *Ecological Monographs* **44**: 233-252.
79. Will, G. (1966) Root growth and dry-matter production in a high-producing stand of *Pinus radiata*. *New Zealand Forestry Research Notes* **44**: 1-15.
80. Windham, L. (2001) Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. *Wetlands* **21**(2): 179-188.
81. Zavitkovski, J. and R. Stevens (1972) Primary productivity of red alder ecosystems. *Ecology* **53**: 235-242.