



Bericht

Klimarelevante Effekte bei der Wiederherstellung von Mooren

EU LIFE+ Natur-Projekt in Hunsrück und Eifel



Freiburg, 14.12.2011

Klimarelevante Effekte bei der Wiederherstellung von Mooren
EU LIFE+ Natur-Projekt in Hunsrück und Eifel

Auftraggeber:

Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz

Bearbeiter:

Martin Redmann

Eduard Merger

Caroline Chini

Britta Ossig



UNIQUE GmbH

Schnewlinstraße 10

D-79098 Freiburg

Tel: +49 - 761 - 20 85 34 - 0

Fax: +49 - 761 - 20 85 34 - 10

unique@unique-forst.de

www.unique-forst.de

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	1
1 Einleitung.....	2
2 Bewertungsmethoden zur Quantifizierung von Klimawirkungen bei Mooren.....	4
2.1 Treibhausgasflüsse in Mooren	4
2.2 Methodologien und Methoden im Überblick	6
2.3 Wissenschaftlich anerkannte Methoden in Deutschland	11
2.3.1 Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GEST).....	11
2.3.2 BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“	17
2.4 Kritische Betrachtung der Methoden.....	19
2.5 Kostenschätzung für die Entwicklung eines zertifizierten regionalen Moorschutzzertifikates	21
2.6 Schlussfolgerungen	21
3 Die Moore des LIFE ⁺ Natur-Gebietes in Hunsrück und Eifel	24
3.1 Das LIFE ⁺ - Projektgebiet im Überblick.....	24
3.2 Auswahl potenziell geeigneter Projektteilgebiete	27
3.3 Fazit für klimaschutzrelevante Fragestellungen	36
4 Management von Moorflächen	37
4.1 Maßnahmen für Klimaschutz optimierte Renaturierung von Mooren.....	37
4.1.1 Hydrologische Maßnahmen	37
4.1.2 Vegetationslenkende Maßnahmen (Wald).....	39
4.2 Der LIFE ⁺ Maßnahmenkatalog unter Klimaschutzaspekten	40
4.2.1 Fazit	43
Literatur.....	44

1 Einleitung

Moore stehen seit langen Jahren im Fokus des Naturschutzinteresses, da sie seltene Tier- und Pflanzenarten beherbergen und nur ein geringer Anteil der verbliebenen Moorflächen als natürlich oder naturnah eingestuft werden kann. Gesteigertes wissenschaftliches und politisches Interesse bekommen Moore aktuell im Zusammenhang mit Klimaschutzaspekten.

Global betrachtet haben Moore wie auch Wälder äußerst wichtige klimarelevante Funktionen (Freibauer et al., 2009). Unter ungestörten Bedingungen sind Moore die einzigen Ökosystemtypen, die kontinuierlich und dauerhaft Kohlenstoff in signifikanten Mengen aufnehmen und somit die Treibhausgasakkumulation in der Atmosphäre mindern¹. Weltweit sind mit bis zu 550 Milliarden Tonnen Kohlenstoff 20 bis 30 % des gesamten Bodenkohlenstoffs in Mooren gespeichert (Drösler et al., 2011), die jedoch nur etwa 3 % der globalen Landfläche bedecken (4 Mio. km²) (Hooijer et al., 2006). Zusätzlich erfüllen Moore eine Vielzahl wichtiger ökologischer Funktionen. Naturnahe Moore unterstützen den Wasserrückhalt in der Landschaft, können Überschwemmungsspitzen mildern und sind Lebensraum für besonders seltene Pflanzen und Tiere. Diese Umweltleistungen sind durch Drainage, Nutzung durch Torfabbau oder durch landwirtschaftliche Produktion weitgehend verloren gegangen, die Speicherfunktionen der Niedermoores in der Regel sogar unwiederbringlich (Drösler et al., 2011).

Insgesamt werden durch die im Nationalen Inventarbericht (2010) für die Bundesrepublik erstellte Moorfläche von 18.098 km² (5,1 % der deutschen Gesamtfläche; davon 38 % in NDS, 20 % in MV, 16 % in BB, 10 % BY, SH 9 %, Rest diverse) 45,7 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr in Deutschland emittiert². Das entspricht 5,1 % der gesamten deutschen Treibhausgasemissionen. Drainierte Moore sind damit die größte Einzelquelle für Treibhausgase außerhalb des Energiesektors (NIR, 2010 in Drösler et al., 2011).

Aktuell werden Moore in Deutschland zu 71 % landwirtschaftlich genutzt (32 % als Acker und knapp unter 40 % als Grünland). Die landwirtschaftliche Fläche auf Mooren entspricht 8 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche (5 % der Ackerfläche, 14 % der Grünlandfläche) (Drösler et al., 2011). Vor allem durch eine Nutzung von Mooren als Ackerland werden hohe THG-Emissionen verursacht, da es für diese Form der Bewirtschaftung notwendig ist, die Fläche stark zu entwässern, zu düngen und regelmäßig umzubrechen. Bezogen auf die Gesamtfreisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren stammen „84 % aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Moorböden, 9 % aus nicht oder sehr extensiv genutzten Mooren und 7 % aus der industriellen Abtorfung mit anschließender gärtnerischer Torfnutzung“ (DGMT, 2009, S. 4).

Das Emissionsminderungspotenzial einer klimafreundlichen Moornutzung in Deutschland durch Extensivieren und konsequentes Wiedervernässen auf naturnahe Wasserstände wird auf

¹ Im natürlichen Zustand fungieren Moore im Wesentlichen als THG- Stoffsenske. Sie können gewaltige C- und N-Mengen akkumulieren: bis zu 630 t C (2310 tCO₂) und bis zu 120 t N pro ha, 10 bis 100 mal mehr als Mineralböden enthalten (Succow & Joosten 2001 in Augustin 2001). Für Deutschland wird der Gesamt-Kohlenstoff in Mooren auf ca. 1.200-2.400 Mio. t C geschätzt.

² „Moore“ entsprechend der deutschen Treibhausgasberichterstattung folgen der deutschen Kartieranleitung (=rd. 18.000 km²) und weisen damit fast 50.000 km² weniger Fläche aus als lt. Regularien des IPCC, welches der Definition „organische Böden“ lt. FAO folgt. (UBA 2011; S. 599).

rund 35 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr, bzw. 76 % der aktuell durch Moore verursachten Emissionen geschätzt (Freibauer et al., 2009).

Ungeachtet der starken Verflechtung naturschutzfachlicher Zielsetzungen mit Aspekten des Klimaschutzes findet bislang bei der Durchführung naturschutzfachlicher Maßnahmen in der Regel kein „Monitoring“ der Klimawirksamkeit dieser Maßnahmen statt. Dieses Defizit wurde bei der Definition des LIFE⁺ Projektes „Wiederherstellung und Erhalt von Hang-, Hoch- und Zwischenmooren sowie angrenzenden Lebensräumen im Hunsrück und der Eifel“ erkannt. Der dazu vorgelegte Bericht gibt Hinweise zur Minderung dieses Defizits.

Das LIFE⁺ Projekt hat vorrangig den Erhalt und die Wiederherstellung bestimmter Lebensraumtypen und lebensraumtypischer Arten in den Projektgebieten zum Ziel, gleichzeitig soll die Bewusstseinsbildung in der Bevölkerung hinsichtlich der Bedeutung und Wichtigkeit von Mooren verbessert und die Akzeptanz von Natura 2000 gefördert werden.

Die Zusammenhänge zwischen den zur Erreichung der genannten Ziele erforderlichen Maßnahmen und Klimaschutzeffekten beschreibt der vorliegende Bericht. Dabei werden die methodischen Grundlagen zur Quantifizierung positiver Effekte ebenso beschrieben wie aktuelle Möglichkeiten zur Entwicklung einer regionalen Mooraktie.

2 Bewertungsmethoden zur Quantifizierung von Klimawirkungen bei Mooren

Nachfolgend werden wissenschaftliche Grundlagen, Standards und gegenwärtige Methoden zur Quantifizierung von Treibhausgaskreisläufen (THGs) in Mooren beschrieben und abschließend zwei Methoden vorgestellt und bewertet.

Dazu werden

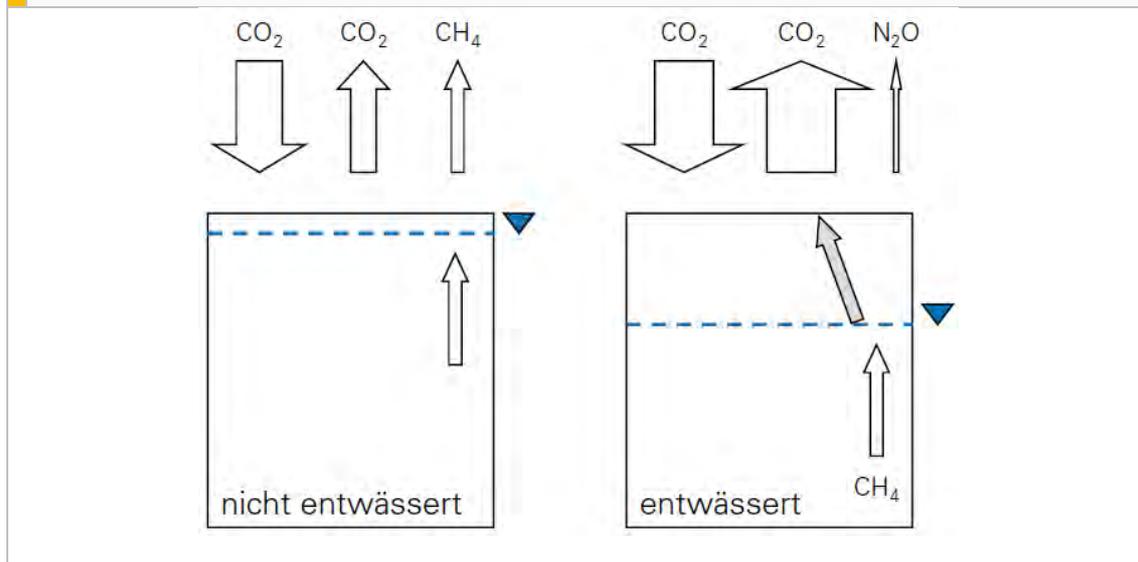
- zunächst die Klimawirksamkeit von Mooren erläutert (Kap. 2.1),
- ein Methodenüberblick gegeben (Kap. 2.2),
- zwei Methoden erläutert (Kap. 2.3),
- diese mit einer Stärken-Schwächen-Analyse bewertet (Kap. 2.4) und schließlich
- Schlussfolgerungen für das Projektvorhaben gezogen (Kap. 2.5).

Nachfolgend wird CO₂ vereinfachend für die Treibhausgasberechnungsgröße CO₂-Äquivalent verwendet. Die Größe CO₂-Äquivalent setzt sich zusammen aus der Summe aller Treibhausgase: CO₂, CH₄, N₂O und Kohlenwasserstoffverbindungen, die emittiert werden.

2.1 Treibhausgasflüsse in Mooren

Die Tatsache, dass Moore lediglich 5 % der Fläche Deutschlands ausmachen, aber nach dem Energiesektor mit Emissionen von 46 Mio. tCO₂-Äquivalent pro Jahr die zweitgrößte Einzelquelle von Treibhausgasen sind (vgl. Drösler et al., 2011), verdeutlicht den Handlungsbedarf zur Minderung der Emissionen aus Moorflächen.

Intakte Moore akkumulieren organische Biomasse und sammeln Kohlenstoff an, da unter anaeroben Bedingungen im dauerhaft wassergesättigten Torfkörper weniger organische Substanz abgebaut wird als in der oberflächennahen Wachstumsschicht an organischer Substanz aufgebaut wird (Göttlich, 1990 in Freibauer et al., 2009). Der durchschnittliche Torfzuwachs beträgt dabei in mitteleuropäischen Mooren pro Jahr 0,5 bis 1,5 mm. Damit kann 1 ha wachsendes Hochmoor 1,2 t Kohlenstoff pro Jahr (4,4 tCO₂/ha/Jahr) durch Torfwachstum binden (vgl. MLUV, 2009, S. 15). Moore im Gleichgewicht sind eine deutliche CO₂-Senke und eine leichte CH₄-Quelle. Bei entwässerten Mooren dreht sich dieses Verhältnis um, Moorflächen werden dann zu starken CO₂-Quellen und leichten CH₄-Senken (vgl. Abbildung 1). Die Abbildung zeigt Richtung und Größen von Emissionen klimarelevanter Spurengase aus nicht entwässerten und entwässerten Moorböden. Die blau gestrichelte Linie zeigt den abgesenkten Wasserstand, der graue Pfeil steht für die Umwandlung des unter anaeroben Verhältnissen gebildeten Methans zu CO₂.

Abbildung 1: THG-Flüsse bei intakten und entwässerten Mooren

Quelle: Trepel, 2007

Da die Netto-Emissionen von CO₂, CH₄ und N₂O stark mit dem mittleren Wasserspiegel und der Vegetation korrelieren, können diese beiden Parameter als „Annäherungsindikatoren“ (Proxies) genutzt werden, um THG-Emissionen zu bestimmen (Wetland International, 2010).

Die Treibhausgaspotenziale von Kohlendioxid, Methan und Lachgas unterscheiden sich stark (1 : 21 : 310 bei einer Verweildauer von 100 Jahren; vgl. MLUV, 2009) und werden im Zusammenhang mit Mooren nachfolgend kurz erläutert:

CO₂ – Kohlendioxid-Flüsse

Die jährlichen Emissionen von CO₂ pro Hektar werden bei Wasserständen unter Flur von 35 cm - 85 cm mit etwa 20 Tonnen CO₂/ha eingeschätzt und steigen - nahezu asymptotisch - bis zu 25 Tonnen CO₂/ha bei Wasserständen unter 100 cm. Bei Wasserständen von +10 bis -10 cm unter Flur sind keine oder nur geringfügige Emissionen feststellbar, die zwischen 10 und 0 tCO₂/ha liegen (vgl. Couwenberg et al., 2008).

Landwirtschaftlich genutzte (Nieder-)Moorstandorte weisen Emissionen von etwa 25 tCO₂/ha/Jahr auf und können bis zu 44 tCO₂/ha/Jahr anwachsen (vgl. Drösler et al., 2011). Nur wenn die mittleren Wasserstände über -30 cm liegen, ist ein merkliches Abfallen der Emissionen möglich, die dann bei mittleren Wasserständen nahe der Bodenoberfläche nahezu Null (oder Netto-Aufnahme) sind. Somit können mit der direkten Messung der mittleren jährlichen Wasserstände Schlussfolgerungen über die jährlichen CO₂-Emissionen hergeleitet werden (s. Kapitel 2.3).

CH₄ – Methan-Flüsse

Methanemissionen treten generell nur bei sehr hohen Wasserständen auf, die entweder knapp unter Flur oder knapp über Flur sind. Dabei spielt die existierende Vegetation eine entscheidende Rolle: Je höher die Vegetationsdichte auf den vernässten Flächen, desto höher sind normalerweise die Methan-Emissionen, insbesondere wenn die Vegetation nicht an den Standort angepasst ist. Dies ist vor allem nach einer Wiedervernässung der Fall, wenn durch

das Absterben existierender Biomasse der Abbau anaerob abläuft. Dabei können die Methanemissionen durchschnittlich zwischen 0,15 und 0,25 t CH₄/ha/Jahr (entspricht 3 - 5 tCO₂/ha/Jahr) betragen (vgl. Couwenberg, 2008). Nach der Ansiedelung von angepassten Feuchtgebietspflanzen gehen die Methanemissionen normalerweise rasant zurück und werden insignifikant. Somit ist bei Wiedervernässung darauf zu achten, dass es nicht zu Überflutungen kommt und möglichst wenige landwirtschaftliche Pflanzen wie Futtergräser vorkommen, die nach der Überflutung absterben. Insgesamt sollte der Wasserstand die meiste Zeit im Jahr unter Flur gehalten werden.

N₂O – Lachgas-Flüsse

Während CH₄-Emissionen erst bei mittleren Wasserständen oberhalb -20 cm auftreten, sind N₂O-Emissionen auf mittlere Wasserstände von etwa -20 cm bis -50 cm beschränkt (Couwenberg et al, 2008). N₂O-Emissionen treten meist in höheren Mengen auf Flächen auf, die gedüngt werden und somit eine N-Quelle gegeben ist. An natürlichen und naturnahen Hochmoorstandorten sind N₂O-Emissionen auch bei tiefen Wasserständen vernachlässigbar (<3 kg N₂O/ha/Jahr). In ungedüngten Niedermooren mit mittleren Wasserständen unter -20 cm werden Emissionswerte bis zu 30 kg N₂O/ha/Jahr erreicht, was mehr als 9 tCO₂/ha/Jahr entspricht. Bei Wasserständen unter -50 cm gehen diese Emissionswerte wieder Richtung Null. Jedoch muss diese Angabe als Extremwert angesehen werden und während wiedervernässte Moorstandorte vernachlässigbare N₂O-Emissionen aufweisen, ist die aus entwässerten Mooren emittierte Menge N₂O nicht vorhersehbar (Couwenberg et al. 2008). Demnach ist eine Abschätzung der Emissionsabnahme nach der Wiedervernässung unsicher.

Weil N₂O Emissionen nach der Wiedervernässung immer abnehmen, sind die sich ergebenden Abschätzungen bei Weglassen der N₂O-Emissionen konservativ zu betrachten. N₂O wird in den weiteren Aktivitäten im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt.

2.2 Methodologien und Methoden im Überblick

Die IPCC-Richtlinie

Für Nationalstaaten nennt das IPPC (Intergovernmental Panel on Climate Change) Richtlinien, die methodologisch beschreiben, wie Treibhausgasinventuren durchgeführt werden müssen (IPCC, 2006). Die Richtlinien beinhalten Anweisungen zu Messungen, Monitoring und Dokumentation von Treibhausgasbilanzen auf nationaler Ebene (UBA, 2010). Die IPCC-Richtlinien sind für den freiwilligen Kompensationsmarkt nicht verpflichtend, werden aber von den meisten Standards vorausgesetzt und von den meisten Klimaschutzprojekten angewandt, um ihre THG-Nutzen zu quantifizieren (vgl. Held et al., 2010).

Grundsätzlich werden THG-Flüsse auf nationaler oder auf Projektebene durch die Kombination von Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren beschrieben:

- Aktivitätsdaten geben Auskunft über Status und Entwicklung der Flächen verschiedener Landnutzungen.
- Emissionsfaktoren sind Umwandlungskenngrößen, die die Emissionen pro Einheit (z. B. MWh, Hektar) angeben. Im Landnutzungssektor werden Emissionsfaktoren pro ha ange-

geben. Großflächige THG-Flussbilanzen werden somit durch die Multiplikation von Aktivitätsdaten mit Emissionsfaktoren bestimmt.

- Bei der methodischen Vorgehensweise werden drei grundlegende Ansätze, so genannte „Tiers“, unterschieden, die unmittelbar mit der Genauigkeit der THG-Flussbestimmung korrelieren:
 - **Tier 1:** Grundlagenansatz, der auf Standard- und Referenzwerte für Emissionen und Emissionsreduktionen der IPCC-Leitlinien zurückgreift. Diese Werte sind im Normalfall Durchschnittswerte für Sektoren, Länder oder überregionale bis hin zu globalen Werten. Diese können CO₂-Speicherkapazitäten oder jährliche Biomasseakkumulationsraten für verschiedene Baumarten oder Waldtypen sein, Emissionsfaktoren auf Grundlage der Holzdichte und weitere Kenngrößen.
 - **Tier 2:** Dieser Ansatz kann ebenfalls Emissionsfaktoren wie der Tier 1-Ansatz zur Berechnung heranziehen. Diese müssen aber auf jeden Fall Regionen und Sektor spezifisch vorliegen. Darüber hinaus findet ein Zeitreihenvergleich („stock-change-approach“) statt.
 - **Tier 3:** Hier werden projektspezifische Daten für die Berechnung der Emissionsfaktoren und der THG-Bilanz über Inventurtechniken erfasst. Die Inventurverfahren umfassen im Normalfall Stichprobenverfahren, Fernerkundungsinformationen und die Einrichtung eines Monitoringsystems.

Moore fallen unter die Kategorie „wetland“ (Feuchtgebiete), für die in den IPCC-Richtlinien folgende methodologische Ansätze erläutert werden:

Laut den Richtlinien werden aufgrund der bislang nicht ausreichenden wissenschaftlichen Basis für die Quantifizierung von Treibhausgasemissionen in Feuchtgebieten nur teilweise Methoden bereitgestellt. Unter anderem gibt es für Nationalstaaten noch keine Anleitung zur Quantifizierung und zum Monitoring von Treibhausgasveränderungen durch Wiedervernässung oder Restauration von in der Vergangenheit drainierten Feuchtgebieten (IPCC, 2006). IPCC empfiehlt Nationalstaaten, eigene wissenschaftliche Aktivitäten zu unternehmen, um verlässliche Daten zu den THG-Flüssen generieren zu können.

Zwischenfazit: Direkt anwendbare Methoden zur Quantifizierung der THG-Flüsse in Mooren innerhalb des IPCC-Rahmens fehlen. Damit muss die Frage beantwortet werden, ob alternativ dazu wissenschaftliche Grundlagen oder andere Quellen für verlässliche Daten außerhalb des IPCC-Rahmens bestehen. Die Antwort darauf wird in den folgenden Ausführungen gegeben.

Verified Carbon Standard (VCS) - Peatland Rewetting and Conservation (PRC)

Der Verified Carbon Standard (VCS) ist ein Standard im freiwilligen Kompensationsmarkt, welcher seit 2007 Richtlinien zur Quantifizierung von THG-Reduktionen auf Projektebene bereitstellt (vgl. Held et al., 2010). Wissenschaftlich basiert der Standard auf den Grundlagen des IPCC und ermöglicht die weitere Entwicklung und Akzeptanz von neuen wissenschaftlich fundierten THG-Quantifizierungs- und Monitoringmethoden für freiwillige Kompensationsprojekte. Der VCS ist gegenwärtig der am meisten angewandte freiwillige Standard weltweit. Global

wurden im Jahr 2010 27,7 Mio. tCO₂ gehandelt, die nach dem VCS zertifiziert worden sind (Ecosystem Marketplace, 2011).

Seit März 2011 hat der VCS im Rahmen seines Regelwerks für den Landnutzungsbereich (Agriculture, Forestry and Other Land Use = AFOLU) auch für die „Peatland Rewetting and Conservation (PRC)“ (Moorwiedervernässung und Schutz) neue Regeln publiziert und ermöglicht damit die Generierung von freiwilligen CO₂-Zertifikaten durch verbessertes Management von Feuchtgebieten. Dabei wurde ein methodologischer Rahmen gesetzt, welcher die Entwicklung von Methoden zur Quantifizierung und zum Monitoring von Emissionsreduktionen ermöglicht.

Nach der Entwicklung einer Methode zur Quantifizierung von Klimaschutzeffekten nach dem VCS-Standard muss diese anschließend von zwei unabhängigen und akkreditierten Validierern geprüft und durch den VCS akzeptiert werden. Bis September 2011 wurde im Rahmen des VCS erst eine Methode für Moormanagement akzeptiert, die von Infinite Earth entwickelt wurde. Diese Methode ist für Projekte anwendbar, die vermeiden, dass bislang undrainierte tropische „peat swamp forests“ (z. B. in Südostasien) trockengelegt werden. Die Methode ist nur für tropische Gebiete anwendbar und deshalb für Deutschland ungeeignet.

Da keine übernahmefähige Methode im Rahmen des VCS vorliegt, sollen nachfolgend die Anforderungen an Methoden und Projekte definiert werden, um CO₂-Zertifikate nach dem VCS-Standard im freiwilligen Markt zu generieren.

Grundsätzliche Anforderungen des VCS-Standards sind:

- Festlegung von geografischen und temporalen Projektgrenzen
- Entwicklung eines Baseline-Szenarios und Durchführung eines Zusätzlichkeitstest
- Quantifizierung von Projektemissionen und Emissionen durch Verlagerung (Leakage)
- Quantifizierung von Treibhausgasemissionsreduktionen und/oder Speicherung
- Einrichtung eines Monitoring

1. Festlegung von geografischen und temporalen Projektgrenzen

Zunächst müssen die Projektfläche identifiziert und sowohl die zeitlichen (Zeitraumen, in dem das Projekt CO₂-Zertifikate generiert und Monitoring durchgeführt werden soll) als auch die geografischen Grenzen festgelegt werden. Zusätzlich werden sogenannte „Kohlenstoffpools“ bestimmt, die quantifiziert und kontinuierlich überwacht werden. Dabei werden verschiedene Kohlenstoffpools unterschieden und unterliegen spezifischen Anforderungen (vgl. Abbildung 2).

Abbildung 2: Mögliche Kohlenstoffpools und Anforderungen analog VCS-Standard

	Oberirdische Biomasse in Bäumen	Oberirdische Biomasse (Nichtbaumgebunden)	Unterirdische Biomasse	Bodenstreu	Totholz	Boden	Holzprodukte
ALM Landmanagement	S	N	O	N	N	Y	O
PRC Moore: Wiedervernässung und Schutz	Y	O	O	N	O	Y	O

Y: Kohlenstoffpool muss innerhalb der Projektgrenze berücksichtigt werden.

S: Kohlenstoffpool muss innerhalb der Projektgrenze berücksichtigt werden, wenn durch Projektaktivitäten dieser signifikant reduziert wird. Er darf berücksichtigt werden, wenn in der Baseline der Kohlenstoff signifikant reduziert wird. Die angewandte Methode muss die Berücksichtigung oder Nichtberücksichtigung nachvollziehbar rechtfertigen.

N: Kohlenstoffpool muss nicht berücksichtigt werden, aufgrund einer insignifikanten potenziellen Änderung. Der Pool darf innerhalb der Projektgrenze berücksichtigt werden, wenn positive THG-Flüsse entstehen. Bei Berücksichtigung müssen Methoden Kriterien und Verfahren beschreiben, wann die Berücksichtigung stattfinden darf.

O: Berücksichtigung des Kohlenstoffpools ist freiwillig und darf ausgeschlossen werden. Bei Berücksichtigung müssen Methoden Kriterien und Verfahren beschreiben, wann die Berücksichtigung stattfinden darf.

Quelle: *Verified Carbon Standard, 2011*

Einem konservativen Bewertungsansatz folgend, sind grundsätzlich alle genannten möglichen Kohlenstoffpools zu erfassen. Ausgeschlossen werden darf ein möglicher Kohlenstoffpool nur dann, wenn dieser weniger als 5 % des gesamten Treibhausgasvolumens des Projektes ausmacht. Folglich muss eine Argumentationsstruktur aufgebaut werden, die es legitimiert, dass ein bestimmter THG-Pool nicht berücksichtigt wird und es trotzdem zu einer konservativen Schätzung kommt.

2. Entwicklung eines Baseline-Szenarios und Prüfung der Zusätzlichkeit

Das Baseline-Szenario ist die Grundlage zur Ermittlung der positiven, zusätzlichen Klimaschutzbeiträge eines geplanten Vorhabens. Es definiert die Entwicklung einer Landnutzungsfläche ohne die Maßnahmen eines Projektes und stellt die historische und gegenwärtige Nutzung der Moore oder der drainierten Flächen unter Beachtung der langfristigen klimatischen Bedingungen dar. Dazu müssen z. B. Klimadaten von Wetterstationen der letzten 20 Jahre analysiert werden, die repräsentativ für das Projektgebiet sind. Darüber hinaus sollen auch natürliche Veränderungen in Betracht gezogen werden (z. B. geologisch induzierte Bodenbewegungen etc.).

Im Rahmen der Analysen des Baseline-Szenarios ist auch zu ermitteln, bis wann ein Moor(-körper) ohne die geplanten Projektvorhaben ggf. durch Oxidation abgebaut worden wäre, damit die Treibhausgasemissionsreduktionen im Projektszenario nicht über diesen Zeitraum hinaus berechnet werden (so genannte „peat depletion time“). Die Basis dafür liefern Moorgründigkeitskarten.

Basierend auf passenden, wissenschaftlich fundierten Annäherungsindikatoren („Proxies“) müssen für den Zeitraum, für welchen Zertifikate generiert werden sollen³, die THG-Emissionen im Baseline-Szenario geschätzt werden. Die Netto-Baseline an THG-Emissionen und -Speicherung müssen für die gesamte Projektlaufzeit („crediting period“) quantifiziert werden.

Nachweis der Zusätzlichkeit: Es ist nachzuweisen, dass die generierten finanziellen Mittel aus dem Verkauf von CO₂-Zertifikaten maßgeblich verantwortlich für die Umsetzung des Projektes selbst sind. Im Rahmen des Kyoto-Protokolls wurde ein Vorgehen für den Nachweis der Zusätzlichkeit entwickelt, welches in das VCS-Vorgehen übernommen wurde. Dieser Nachweis besteht aus einer Investitionsanalyse und/oder einer Barriere-Analyse sowie einer Analyse der vorherrschenden Praxis (Common Practice). Projekte, die den Zusätzlichkeitstest nicht bestehen, werden nicht als Klimaschutzprojekt zugelassen.

Die Gewährleistung des Zusätzlichkeitskriteriums soll Aktivitäten honorieren, die primär zur Bekämpfung des Klimawandels begonnen wurden und diese von solchen unterscheiden, die ohnehin durchgeführt worden wären und bei denen primär andere Interessen im Vordergrund stehen. So soll sichergestellt werden, dass nur solche Zertifikate anerkannt werden, die ohne zusätzliche Investitionen aus dem Handel von Emissionsschutzzertifikaten nicht durchgeführt würden.

3. Verlagerung (Leakage)

Verlagerungseffekte können auftreten, wenn durch die Projektaktivitäten Landnutzungen auf anderen Flächen außerhalb des Projektgebietes verlagert werden, die dort zum Anstieg von THG-Emissionen führen (z. B. Einstellung Ackernutzung führt an anderer Stelle zu Grünlandumbruch). Im Zusammenhang mit Mooren und Wiedervernässungen ist zu prüfen und darzustellen, dass die Veränderungen von Wasserständen im Projektgebiet nicht zu kontraproduktiv wirkenden Wasserstandsänderungen außerhalb des Projektgebietes führen.

Im Gegensatz dazu sind positive Verlagerungseffekte zwar erwünscht, eine Anrechnung positiver Effekte an anderer Stelle ist jedoch nicht erlaubt.

4. Projektemissionen

Projektaktivitäten können auch zu THG-Emissionen führen, die durch Verbrennung von fossilen Brennstoffen entstehen, wie z. B. Maschineneinsatz oder Transport und andere Aktivitäten. Sollten diese Quellen einen signifikanten Anteil an den gesamten THG-Emissionsreduktionen ausmachen, müssen auch diese vom Projekt spezifischen Gesamt-THG-Nutzen abgezogen werden.

5. Quantifizierung von THG-Reduktionen, Speicherung und Monitoring

Die Quantifizierung der Netto-Treibhausgasemissionsreduktionen folgt nachstehende Arithmetik (vgl. Abbildung 3):

³ Der Mindestprojektzeitraum im Rahmen des VCS beträgt 20 Jahre, der maximale Projektzeitraum 100 Jahre.

Abbildung 3: Quantifizierung von Netto-THG-Reduktionen

Quelle: eigene Abbildung im Anhalt an Verified Carbon Standard, 2011

Laut VCS AFOLU-Standard (2011) können die Berechnungen der THGs durch hydrologisches Modellieren oder das Modellieren von Proxies, die über direkte Messungen determiniert wurden, stattfinden. Dieser Prozess kann durch dokumentierte Beziehungen zwischen CO₂-Emissionen und anderen Variablen wie Vegetationstypen, Wasserstandsänderungen, Bodensenkungen oder Fernerkundungstechnologien durchgeführt werden, die eine verlässliche Beurteilung und Monitoring der Bodenfeuchtigkeit ermöglichen. Bei Wiedervernässungen, die zu höheren Methanausstößen führen können, müssen innerhalb der Methoden auch Prozesse definiert sein, die die CH₄-Emissionen abschätzen und quantifizieren.

Beim Monitoring müssen die vorausmodellierten THG-Emissionsreduktionen (ex-ante) in Abständen von mindestens 5 Jahren durch feldbasierte Methoden überwacht und von unabhängigen Dritten verifiziert werden.

An dieser Stelle kann festgehalten werden, dass im Rahmen des VCS-Standards für deutsche Mooregebiete keine direkt anwendbaren Methoden vorliegen, die die Quantifizierung positiver Klimaschutzeffekte bei der Renaturierung von Mooren für den freiwilligen Kompensationsmarkt erlaubt.

Bestehende und anerkannte wissenschaftliche Standards sind zum aktuellen Zeitpunkt die Methode der Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GEST), entwickelt von der Universität Greifswald (Couwenberg et al., 2008), und die Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien 2006 - 2010“ (Drösler et al., 2011), welche im Weiteren genauer erläutert werden.

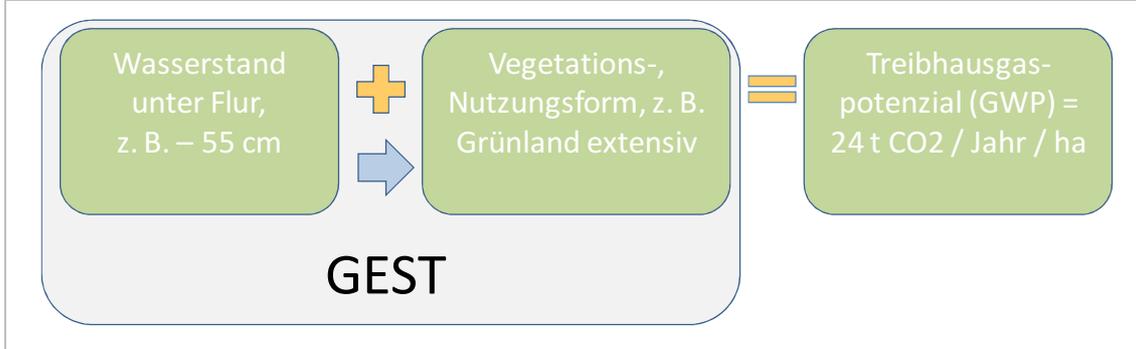
2.3 Wissenschaftlich anerkannte Methoden in Deutschland

2.3.1 Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GEST)

Die Universität Greifswald hat 2008 im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern ein praktikables Instrument zur Quantifizierung von Emissionsflüssen klimarelevanter Gase für Niedermoorstandorte in Mitteleuropa (temperiertes Klima) entwickelt. Die Methode ist dadurch gekennzeichnet, dass über sogenannte Proxies (Annäherungsindikatoren) Trends und Regelmäßigkeiten zwischen THG-Emissionen und Standortparametern wie Vegetation und Wasserstände aufgezeigt werden und somit die THG-Flüsse quantifiziert werden können. Dabei werden Standorte mit ähnlichen Emissions-Verhalten Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen (GESTs) zugeordnet, die über einfach zu bestimmende Indikatoren im Feld bestimmt werden können (Couwenberg et al., 2008) (vgl. Abbildung 4). Gegenwärtig wird das Modell für ein großes Mooregebiet in Weißrussland verifiziert, kalibriert und aktualisiert (Tanneberger et al., 2009). Es ist davon auszugehen, dass die Korrelationen, die in Nordost-Deutschland gefunden wurden, genauso für Untersu-

chungsgebiete anwendbar sind, die ähnliche klimatische und biogeographische Bedingungen aufweisen (Couwenberg et al, 2008).

Abbildung 4: GEST-Prinzip



Quelle: eigene Abbildung im Anhalt an MLUV (Hrsgb.), 2009

Mit den Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen lassen sich die Treibhausgaseinsparungen bei Durchführung spezieller Maßnahmen für Standortbedingungen, die mit jenen in Nordost-Deutschland vergleichbar sind, gut quantifizieren. Umgesetzt wird die Methodik in Mecklenburg-Vorpommern im Rahmen von „Moorfutures“ (vgl. <http://www.moorfutures.de>).

Die Bedeutung von Annäherungsindikatoren (Proxies)

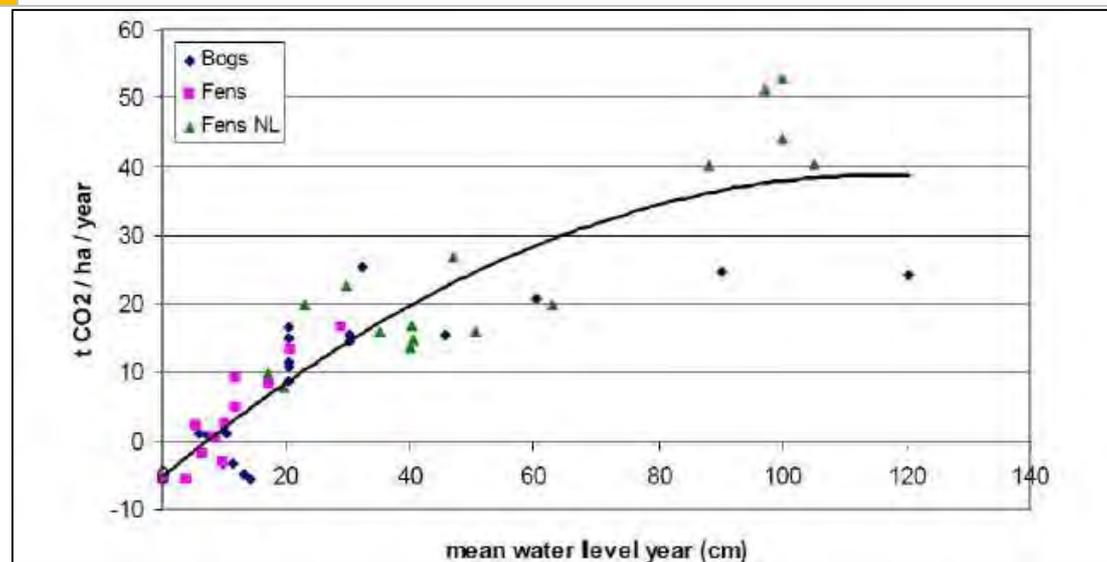
Laut Joosten et al. (2009) können direkte Messungen⁴ von Treibhausgasflüssen in Mooren (vgl. Abbildung 5) bis zu 10.000 €/ha kosten. Entsprechend ist es aus finanziellen Gründen kaum möglich, Treibhausgasänderungen für größere Moorflächen durch direkte Messungen zu quantifizieren. Deshalb wurden „Proxies“ entwickelt, um indirekt THG-Flüsse vorauszusagen. Ein Proxy ist eine definierbare Variable, die verwendet werden kann, um eine unbekannte Variable zu bestimmen, die eine bestimmte Fragestellung beantwortet. Je enger dabei die Korrelation zwischen Proxy und THG-Flüssen, desto verlässlicher sind die möglichen Aussagen (Joosten et al., 2009).

⁴ Dabei wird der Netto-Ökosystem-Austausch (engl. NEE) gemessen, der eine einfache, in das System und aus dem System heraus gehende CO₂-Bilanz darstellt. Zur Messung der NEE werden entweder mikro-meteorologische Verfahren (Eddy-Kovarianz) oder transparente Hauben (transparent chambers) eingesetzt. Weil die Photosynthese vom Licht abhängt, unterscheidet sich der Tages-NEE vom Nacht-NEE. Für die Berechnung von jährlichen Flüssen sind Tages-(Licht) und Nacht-(Dunkel)-NEE-Messungen notwendig. Anstatt nachts zu messen werden dunkle oder abgedunkelte Kammern verwendet. Die gemessenen Licht- und Dunkel-Flüsse werden in ein Modell eingespeist und extrapoliert, um zu jährlichen Flüssen zu kommen (Couwenberg et al., 2008).

Abbildung 5: Messanlage zur direkten Messung von THG Flüssen

Quelle: (Joosten, 2009) http://unfccc2.meta-fusion.com/kongresse/090601_SB30_Bonn/down/090604_wetlands_joosten.pdf

Laut Joosten & Couwenberg (2009), Joosten (2009) und IPCC (2006) ist der durchschnittliche Wasserstand in einem Mooregebiet der beste Indikator (erklärende Variable), um die jährlichen THG-Flüsse indirekt zu bestimmen. Dies gilt insbesondere für CO₂-Emissionen, die gut mit dem mittleren Wasserstand korrelieren (vgl. Abbildung 6).

Abbildung 6: Durchschnittswasserstand unter Flur und jährliche CO₂-Emissionen in West-Europa

Quelle: Joosten & Couwenberg 2009 nach Verhagen et al., 2009

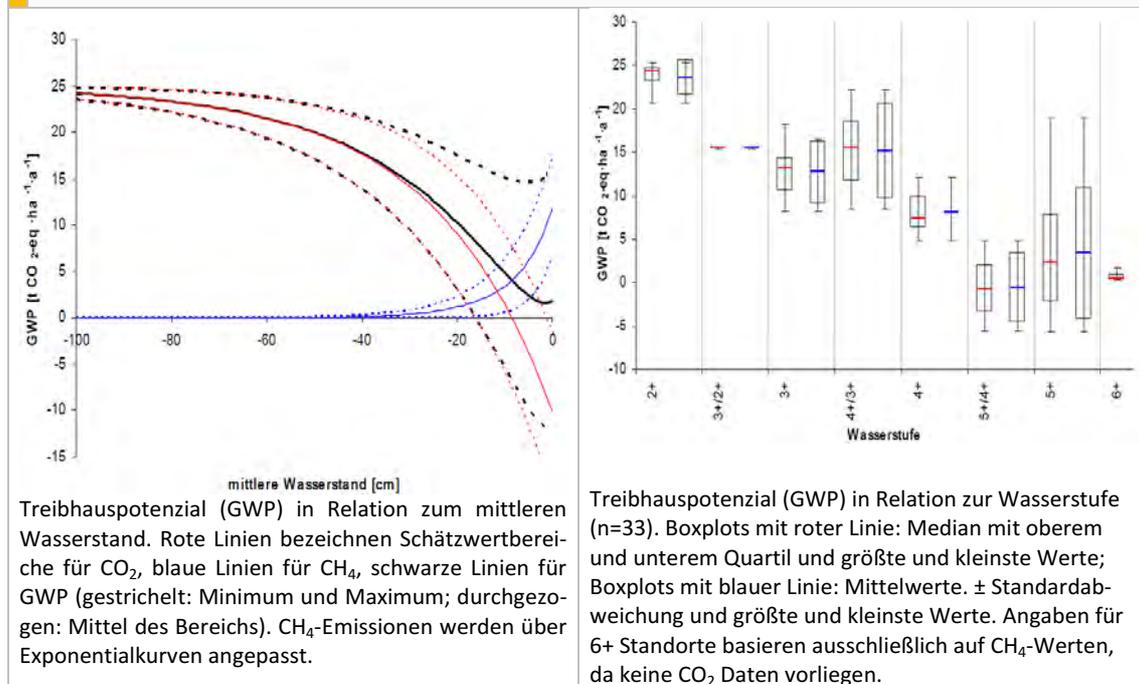
Die Abbildung zeigt die Zusammenhänge zwischen mittlerem Jahreswasserstand (ganz links = oberflächennah, rechts = 120 cm unter Bodenoberfläche) unter Flur und den Emissionen in Tonnen CO₂ pro Hektar und Jahr: Je weiter der mittlere Wasserstand sinkt, desto größer sind die CO₂-Emissionen.

Die Zusammenhänge zwischen mittlerem Wasserstand und CO₂-Emissionen gelten auch für die anderen GWP-Gase und die GWP (Treibhausgaspotenziale) gesamt:

Treibhausgaspotenziale (GWP) in Mooren und Emissionsfaktoren

Die Auswertungen zur Entwicklung der GEST-Methodik beruhen auf 130 externen Messungen, die aus der Literatur entnommen wurden (Niederlande, Deutschland, Süd-Schweden, Nord-Frankreich).

Abbildung 7: GWP in Relation zum durchschnittlichen Wasserstand



Quelle: Couwenberg et al, 2008

Folgende Hauptergebnisse können aus den Grafiken abgelesen werden:

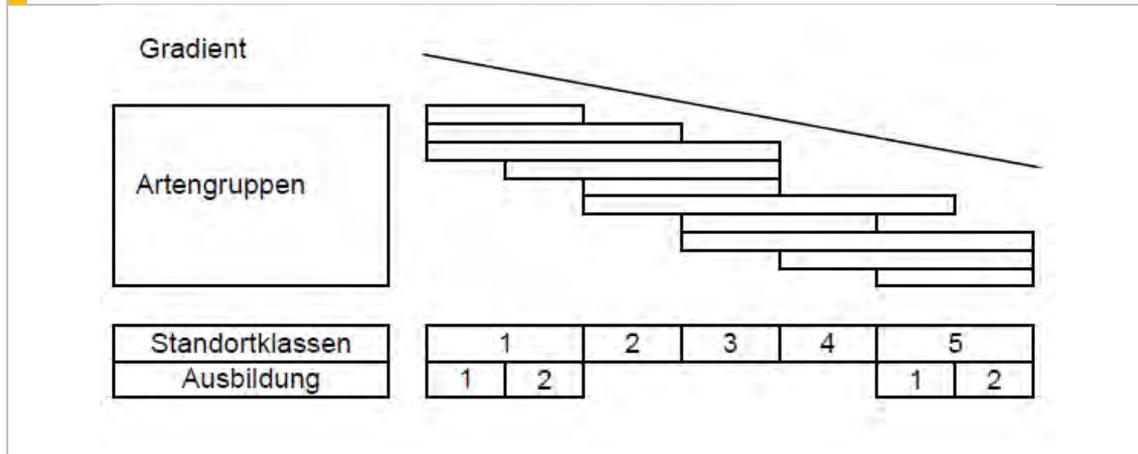
- Bei mittleren Wasserständen unterhalb -20 cm wird das GWP ausschließlich durch die CO_2 -Emissionen bestimmt.
- Bei mittleren Wasserständen oberhalb -20 cm und Überstau treten zusätzlich CH_4 -Emissionen auf.
- In tief entwässerten Mooren (2+ Standorte) liegen Emissionen deutlich oberhalb von $20 \text{ tCO}_2/\text{ha}/\text{Jahr}$.
- Bei höheren Wasserständen (3+/2+, 3+, 4+/3+) beträgt das GWP durchschnittlich etwa $15 \text{ tCO}_2/\text{ha}/\text{Jahr}$, auf 4+ Standorten etwa $8 \text{ tCO}_2/\text{ha}/\text{Jahr}$.
- Die niedrigsten Emissionen findet man auf 5+/4+ Standorten: -5 bis $+5 \text{ tCO}_2/\text{ha}/\text{Jahr}$. Auf 5+ Standorten machen sich die höheren Methan-Emissionen bemerkbar und das GWP tendiert zu höheren Werten als auf 5+/4+ Standorten. Der höchste festgestellte GWP Wert an einem 5+ Standort beträgt $18 \text{ tCO}_2/\text{ha}/\text{Jahr}$. Dieser Wert beruht auf hohen CH_4 -Emissionen⁵, die zwar selten aber offensichtlich möglich sind (Couwenberg et al., 2008).

Da mittlere Wasserstände als Standortsfaktor auf die Vegetation wirken, kann aus der engen Korrelation zwischen THG-Emissionen und Wasserstand eine weitere Korrelation zwischen

⁵ Zur Berechnung des GWP von CH_4 in CO_2 -Äquivalente ($\text{CO}_2\text{-eq}$; Zeithorizont von 100 Jahren) wird mit einem Faktor von 21 gerechnet (Quelle: http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php).

Vegetation und Wasserstand abgeleitet werden. Dadurch kann ein sogenanntes „Vegetationsformenkonzept“ (Couwenberg et al., 2008) über einen Vegetationsgradienten abgeleitet werden, der den Wasserstand des Bodens ableitet und somit die THG-Änderungen bestimmt (Schema vgl. Abbildung 8).

Abbildung 8: Komponenten des Vegetationsformenkonzepts (Schema)



Quelle: Couwenberg et al, 2008 nach Koska et al. 2001

Die Klassifizierung und Bezeichnung der Wasserstufen innerhalb des GEST-Konzeptes erfolgt im Anhalt an Petersen (vgl. Abbildung 9) und führt zu folgenden aktuellen Ergebnissen (vgl. Abbildung 10).

Abbildung 9: Wasserstufenunterteilung

Die Wasserstufen nach Petersen (1952) lassen sich wie folgt untergliedern:

Wasserstufe	langzeitiger Median des Wasserstandes
6+ unteres Eulitoral	Ww: +150 bis +10 cm; Ws: +140 bis +0 cm
5+ nass (oberes Eulitoral)	Ww: +10 bis -5 cm; Ws: +0 bis -10 cm
4+ halbnass (sehr feucht)	Ww: -5 bis -15 cm; Ws: -10 bis -20 cm
3+ Feucht	Ww: -15 bis -35 cm; Ws: -20 bis -45 cm
2+ mäßig feucht	Ww: -35 bis -70 cm; Ws: -45 bis -85 cm
2- mäßig trocken	WD: < 60 l/m ²
3- trocken	WD: 60 – 100 l/m ²
4- sehr trocken	WD: 100 – 140 l/m ²
5- dürr	WD: > 140 l/m ²

Ww: langzeitiger Median des Wasserstandes in der nassen Saison (Winter)

Ws: - langzeitiger Median des Wasserstandes in der trockenen Saison (Sommer)

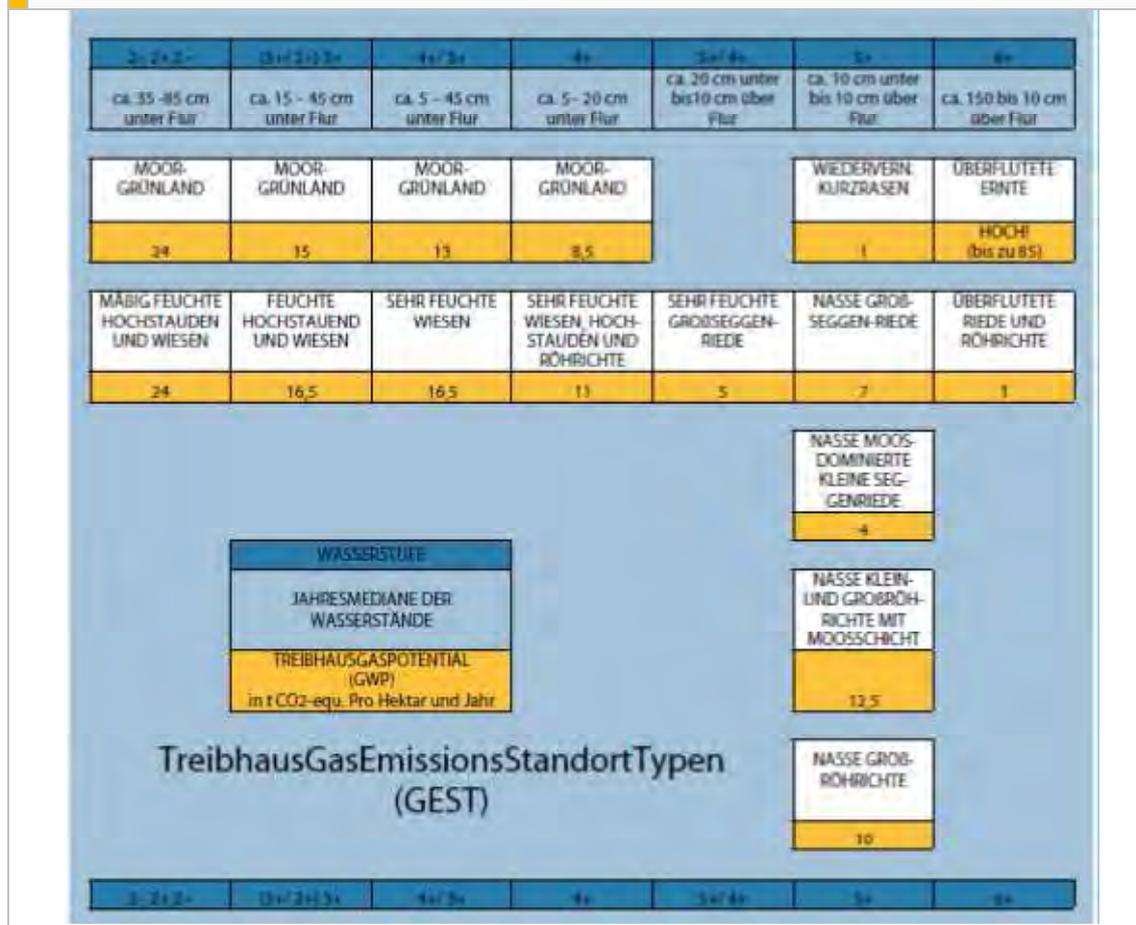
WD: Wasserdefizit

+ : feuchtegeprägte - : trockenheitsgeprägte Standorte

Saisonal wechselnde Feuchte wird angegeben mit einer Kombination verschiedener Wasserstufen (ein 5+/4+ Standort weist einen Ww von 5+ und einen Ws von 4+ auf). Starke Wechselnässe wird mit „~“ angegeben (ein 3~ Standort weist einen Ww von 4+ und einen Ws von 2+ auf)

Quelle: 2008, Uni-Greifswald

Abbildung 10: GEST-Emissionsfaktoren (tCO₂/ha/Jahr)



Quelle: MLUV, 2009

Die Übersicht verdeutlicht die Klassifizierung des GWP durch Wasserstufen plus Vegetationsform: In der Abbildung nehmen grundsätzlich von links nach rechts die Wasserstände zu (Abstand zur Geländeoberfläche geringer) und das GWP nimmt ab. Innerhalb der gleichen Wasserstandstufe können verschiedene GWP anhand der Vegetation ausdifferenziert werden.

Allerdings muss die Übersicht als vorläufig angesehen werden, weil bislang längere Monitoring-Zeitreihen fehlen und noch verifiziert werden müssen. Darüber hinaus bedarf es einer weiteren Definition und Verfeinerung von Standorttypen (Couwenberg et al., 2008), um die Unsicherheit bei den bisherigen Emissionsfaktoren zu reduzieren und genauer zu klassifizieren. Die meisten der aufgeführten GESTs als vorläufig zu betrachten, weitere wissenschaftliche Untersuchungen sind notwendig. Vegetationsformen ohne direkt dazugehörige THG-Untersuchungen wurden basierend auf Expertenwissen klassifiziert und unterliegen ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet.

Zusammenfassend kann im Anhalt an Couwenberg et al., 2008 festgehalten werden, dass das Vegetationsformenkonzept gut geeignet ist für die Indikation des Emissionsverhaltens, da

- die wichtigsten Standortbedingungen, die den Charakter der Vegetation bestimmen (Feuchtigkeit, Nährstoffverfügbarkeit, Säurestufe, Landnutzung) gleichzeitig die grundlegenden Faktoren sind, die die Emissionen klimarelevanter Gase von Mooren steuern.
- die Korrelation zwischen der Vegetationszusammensetzung und Standortparameter-Klassen eine Rekonstruktion der Standortbedingungen aus Literaturdaten ermöglicht, wo

diese Daten nicht explizit erwähnt werden. Dadurch wird der verfügbare Datensatz substanzial verbessert.

- das Konzept speziell für die Kartierung von Umweltbedingungen im Maßstab von 1:2.500 – 1:10.000 entwickelt wurde.
- das Konzept ausgereift und für Moore in Nordost-Deutschland kalibriert ist (Succow & Joosten 2001). Es ist davon auszugehen, dass die dort gefundenen Korrelationen genauso für ähnliche Untersuchungsgebiete anwendbar sind, die mehr oder weniger ähnliche klimatische und biogeographische Bedingungen aufweisen.

Für die Fragestellungen des Projektes kann an dieser Stelle festgehalten werden:

- Wenn im Projektgebiet Vegetationsformen vorhanden sind, die mit den GESTs übereinstimmen, können die im Rahmen der GEST-Entwicklung determinierten Emissionsfaktoren für die Berechnung des Baseline- und Projektszenarios benutzt werden.
- Es fehlen noch GESTs für gebüsch- oder baumdominierte Moore, was für die Projektgebiete entscheidend ist, sodass die GEST-Methode nur begrenzt Anwendung finden kann⁶.

2.3.2 BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ 2006 - 2010 (Drösler et al., 2011) wurden Kenngrößen, Leitplanken und Hinweise für Planung, Entwicklung und Monitoring von Moorschutzprojekten in Deutschland entwickelt, um Synergien für Wasser-, Natur- und Klimaschutz zu nutzen. Dabei wurden sieben Nutzungskategorien untersucht: Acker, Grünland mittlerer bis hoher Intensität, trockenes Extensivgrünland, nasses Extensivgrünland, trockene Hochmoorheide, naturnahe und renaturierte Moore, Überstausituationen⁷.

Mit den in Abbildung 5 zu erkennenden Messhauben wurden Spurengase sowie erklärende Parameter gemessen. Die Ergebnisse dieser Messungen wurden mit den nutzungsabhängigen Daten des Kohlenstoff-Exportes durch Erntemaßnahmen und des Kohlenstoff-Importes durch Düngung ergänzt und zu einer Gesamtbilanz verrechnet.

Innerhalb der Nutzungskategorien wurden weite Spannen der Treibhausgasflüsse und Wasserstände gemessen, die im Wesentlichen auf Standorteigenschaften, Schwankungen zwischen trockenen und nassen Jahren, Nutzungsintensität und die Beiträge von CH₄ und N₂O zur Treibhausgasbilanz zurückzuführen sind. Weitere standortspezifische Faktoren wie die Vegetationszusammensetzung, Biomasse, möglicherweise auch Torfeigenschaften oder Torfmächtigkeit bei flachgründigen Mooren und zeitlich dynamische Faktoren wie Sommer- und Winterwasserstände tragen zu einer unerklärten Varianz bei. Diese Zusammenhänge sind Gegenstand der aktuellen Forschung. Der Mittelwert kann aber als robustes Ergebnis betrachtet werden. Die Unsicherheit der Emissionsfaktoren bei den Nutzungskategorien „Acker“, „Grünland intensiv /

⁶ Ergänzend angemerkt sei, dass auch von wissenschaftlicher Seite auf Bundesebene betont wird, dass die GEST-Methodik der Dynamik in Moorflächen nicht umfassend gerecht werde und ergänzende Untersuchungen erforderlich seien (A. Freibauer, LfU-Tagung 2011, mdl.).

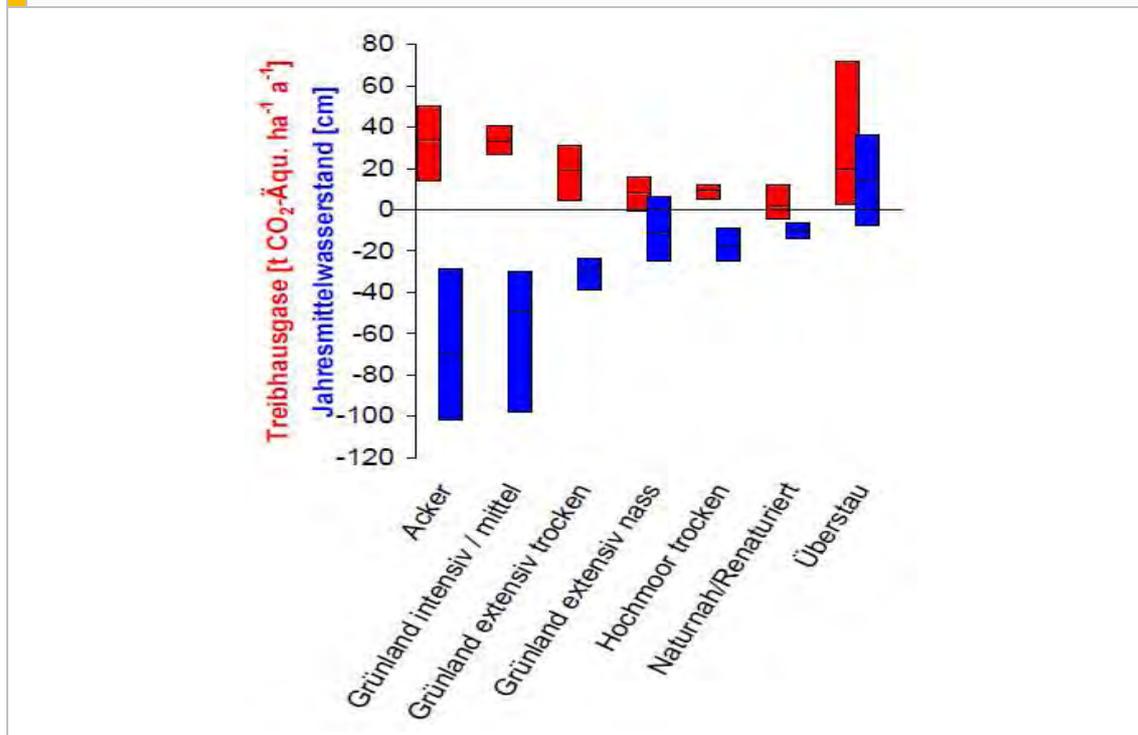
⁷ Flächen mit aktivem Torfabbau, Waldmoore und mit Sand kultivierte Flächen wie Sanddeck- und Sandmischkulturen sowie Anmoore werden nicht berücksichtigt.

mittel“ und „Grünland extensiv“ beträgt ca. 20 % für mittlere, typische Zustände, unabhängig vom Moortyp.

Ergebnisse der Messungen und Berechnungen sind:

- Der Jahresmittelwasserstand ist eine wesentliche Steuergröße für die Treibhausgasbilanz von Moorstandorten. Bei gleichem Jahresmittelwasserstand ergibt sich aber eine weite Streuung, die von Einflussgrößen wie Nutzungstyp, Nutzungsintensität und möglichen weiteren Faktoren erklärt wird.
- Die Nutzungsintensität lässt sich beschreiben durch die Menge an Kohlenstoff, die mit dem Erntegut exportiert wird. Bei den jährlichen THG-Bilanzen kann die Nutzungsintensität knapp drei Viertel der Varianz zwischen den Standorten erklären und ist damit robust, um Empfehlungen für Klimaschutz durch Moorschutz zu geben (Drösler et al., 2011).
- Die Nutzung von Moor als Acker und Intensivgrünland belastet das Klima am meisten. Eine Extensivierung kann Emissionen einsparen. Aber erst, wenn die Wasserstände angehoben werden, kann ein deutlicher Klimaschutzeffekt erzielt werden. Einsparungseffekte durch alternative Nutzungen mit nachwachsenden Rohstoffen und hohen Grundwasserständen sind noch nicht umfassend untersucht. Je tiefer die Drainage, desto höher sind die CO₂-Emissionen. Allerdings erhöhen sich die CO₂-Emissionen bei Drainagetiefen unter 60-80 cm nicht mehr wesentlich (Drösler et al., 2011).
- Extensivgrünland mit einem Jahresmittelwasserstand über -20 cm hat in allen Testgebieten um 50 % bis 75 % geringere Treibhausgasemissionen als Intensivgrünland.
- Naturnahe Flächen und solche mit einem Jahresmittelwasserstand um 10 cm unter Flur sind klimaneutral oder mindestens um weitere 15 bis 25 % emissionsärmer als nasses Extensivgrünland. Dies ist aus Klimasicht der Optimalzustand (Drösler et al., 2011).
- Intensivgrünland ist (fast) so klimabelastend wie Ackernutzung. Grünlandnutzung zur Produktion von hochwertigem Grünfutter führt zu unerwartet hohen Treibhausgasemissionen von über 30 tCO₂ pro Hektar und Jahr, die weit über den derzeit in der nationalen Klimaberichterstattung verwendeten Emissionsfaktoren von 22 tCO₂ pro Hektar und Jahr liegen.
- Extensivgrünland mit einem Jahresmittelwasserstand über -20 cm hat in allen Testgebieten um 50 bis 75 % geringere Treibhausgasemissionen als Intensivgrünland. Allerdings hat Extensivgrünland mit einem Jahresmittelwasserstand unter -20 cm nur in 50 % der Testgebiete geringere Treibhausgasemissionen als Intensivgrünland. Offensichtlich gibt es zwar eine gewisse Verschiebung im Artenspektrum im Sinne des Naturschutzes, aber keinen sicheren Schutz des Torfkörpers. Stimulierend wirkt sich vor allem die sommerliche Wasserabsenkung, z. B. auch zur Durchführung von Pflegeschnitten, auf die Torfmineralisation aus.

Abbildung 11: Jahresmittelwasserstände (blau) und jährliche Treibhausgasbilanzen (rot) nach Nutzungskategorien



Quelle: Drösler et al., 2011; jeweils angegeben: Mittelwert, Minimum und Maximum

Für die Fragestellungen des Projektes sind folgende Ergebnisse besonders relevant:

- Flächen, die einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, haben das größte Emissionsminderungspotenzial und sind somit am attraktivsten für eine Zertifizierung nach dem VCS.
- Grundsätzlich erscheinen die im Rahmen des BMBF-Projektes generierten Emissionsfaktoren als geeignet, um im Rahmen des LIFE⁺-Vorhabens die „Baseline“ und das Projektszenario vorauszusagen.
- Wie bei der GEST-Methode fehlen noch Emissionsfaktoren für gebüsch- und baumgeprägte Mooregebiete⁸, sodass die Quantifizierung von Mooren mit Bäumen/Gebüsch gegenwärtig nicht verlässlich möglich ist.

2.4 Kritische Betrachtung der Methoden

Die vorgestellten Methoden und die durchgeführten wissenschaftlichen Untersuchungen zur Berechnung von THG-Flüssen in Mooren bieten insgesamt verlässliche Vorgehensweisen und Emissionsfaktoren für die Berechnung von THG-Flüssen in deutschen Nieder- und Hochmooren, die dem Tier 2 Ansatz von IPCC (siehe Kap. 2.2) entsprechen. Somit wären diese Emissionsfaktoren im Rahmen einer VCS-Zertifizierung für die Entwicklung einer VCS-Methode anwendbar.

Für Zwischen- und Übergangsmoore gibt es Einstufungen ausschließlich im GEST-Konzept. Bislang sind keine Untersuchungen von Hang- und Zwischenmooren in Mittelgebirgslagen be-

⁸ Diese Fragestellung wird aktuell vom vTI bearbeitet.

kannt, die vergleichbar abgesicherte Ergebnisse liefern, sodass es nur bedingt möglich ist, die bereits getätigten Untersuchungen auf das Projektgebiet anzuwenden. Dies ist insbesondere auf die folgenden Unterschiede zurückzuführen.

- Niedermoor- und Hochmoorgebiete - wie die untersuchten - haben ein sehr geringes Neigungsgefälle, große homogene Flächenausdehnungen und geringe kleinflächige Wasserstandsunterschiede. Im Gegensatz dazu sind die im Projektgebiet liegenden Quell-, Hang- und Zwischenmoore vergleichsweise kleinflächig und heterogen strukturiert und weisen signifikante Wasserstandsunterschiede auf.
- Die im Hunsrück dominierenden Hangmoore im Mittelgebirge weisen oft eine deutlich geringere organische Auflage auf, normalerweise zwischen 30 - 60 cm (vgl. Kap. 3.2). Die Emissionsfaktoren in der GEST-Methodik und BMBF-Projekt beruhen auf organischen Auflagen, die über 1,50 m liegen, sodass die Verwendung dieser Emissionsfaktoren zu Überschätzungen führen würde.
- Für baumdominierte Moore (Hunsrück) gibt es im Rahmen der GEST und der BMBF-Methoden keine verlässlichen Emissionsfaktoren. Daraus resultiert, dass Vegetation kurzfristig (5 Jahre) nicht als Proxy für den Wasserstand des Bodens genutzt werden kann.

Die folgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Stärken und Schwächen der analysierten Methoden, welche als Grundlage für die weitere Projektbearbeitung dienen können.

Tabelle 1: Stärken-Schwächen-Vergleich GEST-Konzept und BMBF-Methodik			
Stärken		Schwächen	
GEST	BMBF	GEST	BMBF
Hohe Genauigkeit bei Einsatz in vergleichbaren Naturräumen und Moortypen.	Einfacher anzuwenden.	Beschränkte Einsatzmöglichkeiten.	Hohe Varianz der Emissionsfaktoren und damit höhere Unsicherheiten.
Vegetationsaufnahmen reflektieren Langzeitwasserstände.	THG-Fluss-Quantifizierung über die gegenwärtige Landnutzung möglich.	Langsame Reaktion auf Landnutzungsveränderungen (3 - 5 Jahre): Natürliche Vegetation stellt sich erst mit zeitlicher Verzögerung ein.	Landnutzung als Wasserstandsindikator nicht ausreichend, somit Notwendigkeit von Wasserstandmessungen.
Ggf. liefern Vegetationsaufnahmen Zusatznutzen für naturschutzfachliches Management.		Nicht für alle Moorvegetationskomplexe anwendbar. Datengrundlage ist noch im Aufbau. Insbesondere für baum- und gebüschorientierte Moore fehlen die Datengrundlagen.	
Zügiges und genaues Kartieren ohne technische Messeinrichtungen möglich.		Lücken bei Emissionsfaktoren in überstauten Bereichen, entwässerten Regenmooren, sehr trockenen Mooren, bewaldeten Standorten und Quell-, Hangmooren.	Nur für Niedermoire und Hochmoore auf großflächigen, eher homogenen Standorten möglich.

		Datengrundlage ist nicht über Langzeitversuche verifiziert (aufgrund der Neuheit von Moor-THG-Bilanzierung).
--	--	--

2.5 Kostenschätzung für die Entwicklung eines zertifizierten regionalen Moorschutzzertifikates

Überschlägig können Kosten und Zeitaufwände für die Entwicklung zertifizierter regionaler Moorschutzzertifikate nach VCS-Standard von rd. 300.000 € veranschlagt werden (die genannten Kosten- und Zeitschätzungen beruhen auf umfangreichen internationalen Erfahrungen bei der Entwicklung von Methoden und Kompensationsprojekten) und setzen sich wie folgt zusammen:

- Entwicklung einer Methode und doppelte externe Zertifizierung bzw. Validierung (z. B. TÜV Süd),
- Dokumentation des Projektdesign (PDD) inklusive Baseline-Inventur und Entwicklung eines Monitoring-Plans,
- Vorbereitung der Verifizierung bzw. Aufbereitung der Monitoringergebnisse,
- Erste Verifizierung bzw. Zertifizierung von Emissionsreduktionszertifikaten.

Bei der Berechnung einer Mindestgröße des Projektgebietes und einer Mindestanzahl an Moorschutzzertifikaten müssen Kosten zur Generierung von Moorschutzzertifikaten den potenziellen Einkünften aus dem Verkauf der Moorschutzzertifikate gegenüber gestellt werden. Basierend auf den oben genannten Annahmen würden Gesamtkosten über eine Laufzeit von 20 Jahren in Höhe von rd. 330.000 € entstehen. Um diese Kosten zu decken, müsste das Projekt in diesem Zeitraum bei einem Preis von 7 €/tCO₂ rd. 50.000 tCO₂ einsparen. Ein Teil der Zertifikate (10 – 20 %) würde zur Absicherung des Nicht-Permanenz-Risikos in einem „Puffer-Konto“ hinterlegt. Diese Zertifikate dürften sukzessive veräußert werden, wenn das Risiko der Nicht-Permanenz im Projektverlauf geringer sein sollte als erwartet. Sollten diese 20 % der Moorschutzzertifikate dennoch nicht verkauft werden können, wären insgesamt etwa 60.000 tCO₂ (3.000 tCO₂/Jahr) notwendig, um alle Kosten zu decken.

Unter der Annahme, dass durchschnittliche Emissionsminderungen von 10 tCO₂/ha/Jahr durch positive Maßnahmen erreicht werden, beträgt die erforderliche Projektgebietsgröße mindestens 300 ha.

2.6 Schlussfolgerungen

THG-Monitoring

Die kritische Betrachtung der gegenwärtig existierenden Methoden führt zu dem Ergebnis, dass zwar ein wichtiger Beitrag der bereits getätigten wissenschaftlichen Studien zur THG-Quantifizierung geleistet worden ist, diese jedoch nicht für alle Moortypen und Zustände anwendbar sind. Um die vorgestellten Methoden im Rahmen des Projektgebietes anwenden zu können, müssten folgende Voraussetzungen gegeben sein:

- Zustand und Eigenschaften der Moore im Projektgebiet sollten möglichst mit denjenigen im Rahmen des GEST- und BMBF-Projektes übereinstimmen.

- Der Wasserstand der Flächen sollte möglichst großflächig und ähnlich sein, um eine kostengünstige Stratifizierung und ein verlässliches THG-Monitoring durchführen zu können. Bei kleinflächig stark schwankenden Wasserständen der Moore können keine verlässlichen Daten über die THG-Flüsse ermittelt werden. Darüber hinaus würde das kleinflächige Monitoring, verglichen mit den potenziellen CO₂-Zertifikaten, ökonomisch nicht sinnvoll sein.
- Nach der Wiedervernässung braucht die Vegetation etwa 3 - 5 Jahre, um sich an die veränderte Umgebung anzupassen. Somit ist die GEST-Methode nur begrenzt anwendbar und Wasserstandsmessungen⁹ müssten in den ersten Jahren zusätzlich durchgeführt werden.
- Für Moore, die von Wald bedeckt sind, gibt es momentan keine Emissionsfaktoren, so dass für Moore unter Wald keine verlässlichen THG-Flüsse berechnet werden können. Bei der Entfernung mooruntypischer Baumarten und Pflanzung von naturnahen Baumarten würden sich in den ersten ca. 15 - 20 Jahren negative THG-Bilanzen aufgrund der großen Menge an Kohlenstoff ergeben, die durch die Entfernung der vorratsreichen Wälder entstehen würde. In einem Zeitraum von 50 Jahren könnten THG-Emissionsreduktionen von mehreren Hundert tCO₂/ha entstehen (Fichte auf tiefentwässerten Moor-Standorten durch Erle auf weniger entwässerten ersetzt).

Generierung von Moorschutzzertifikaten

Für die Ausgabe von Mooraktien ist der Verified Carbon Standard (VCS) der gegenwärtig einzige international anerkannte Standard, um CO₂-Zertifikate für den freiwilligen Kompensationsmarkt zu generieren, die von unabhängigen Dritten verifiziert sind.

Dazu müsste zunächst eine VCS-Methode entwickelt und von VCS akzeptiert werden, die auf Grundlage der GEST und BMBF Methode basieren würde. Anschließend muss eine Projektbeschreibung (PDD) erstellt werden, wobei die Methode auf Projektebene angewandt und genau beschrieben wird, wie das Projekt THG-Emissionsreduktionen erreicht und wie das Monitoring stattfinden würde (vgl. Kapitel 2.2 VCS). Als Grundlage für eine VCS-Zertifizierung muss das Projekt schließlich von zwei unabhängigen Validierern überprüft werden, die bestätigen, dass das Projekt mit allen Kriterien des VCS übereinstimmt.

Aufgrund einer Mindestlaufzeit für VCS-Landnutzungsprojekte von 20 Jahren, wäre unter Voraussetzung eines 20-jährigen Monitorings eine periodische Verifizierung von einem akkreditierten Validierer mindestens alle 5 Jahre notwendig. Wie in Kapitel 2.5 erklärt, muss für die Durchführung und einer Zertifizierung eines Projektes mit Gesamtkosten von etwa 330.000 € gerechnet werden, um alle relevanten Kosten, die mit der CO₂-Zertifizierung zusammenhängen, zu decken.

Die Generierung einer Mooraktie ohne eine externe Zertifizierung kann nicht empfohlen werden (vgl. Held et al. 2010), insbesondere wenn regionale Unternehmen oder institutionelle Einrichtungen die Aktien zur Kompensation nutzen wollen. Laut der guten fachlichen Praxis

⁹ Zur Abschätzung der Wasserstände in den ersten drei bis fünf Jahren, empfiehlt sich die Methodik von Bragg et al. (1994) in Couwenberg et al. (2008) die Nutzung von günstigen Minimum-Maximum-Wasserstandsaufzeichnungsgeräten. Das Auslesen könnte dann zweimal im Jahr durchgeführt werden: Im April, um die Winter-/Frühjahrswasserspiegel (nasses Halbjahr) und Schwankungen abzulesen und im September, um die Sommer-/Herbstwasserstände (trockenes Halbjahr) abzulesen.

(best practice) im gegenwärtigen freiwilligen Kompensationsmarkt müssen CO₂-Zertifikate nach einem anerkannten Standard von unabhängigen Dritten zertifiziert werden, um im Handel mit Kompensationszertifikaten als ein legitimer und anerkannter Marktteilnehmer zu partizipieren. Im Jahr 2011 waren über 95 % aller gehandelten Zertifikate im freiwilligen Markt nach einem Standard zertifiziert, die von unabhängigen Dritten zertifiziert worden sind (Ecosystem Marketplace, 2011). Laut dem Leitfaden zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasen (UBA, 2008) sollten Kompensationen nur durch Zertifikate aus Klimaschutzprojekten durchgeführt werden, wenn folgende Kriterien erfüllt sind:

- Die Zusätzlichkeit ist sichergestellt und wird von unabhängigen Dritten überprüft.
- Für die Berechnung der Emissionsreduktionen wird ein realistisches Referenzszenario gewählt. Sie werden regelmäßig durch einen unabhängigen Dritten überprüft und verifiziert.
- Das Projekt leistet einen Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung.
- Die Löschung der Zertifikate erfolgt sofort und wird nachgewiesen.

Diese Voraussetzungen werden im Falle einer VCS-Zertifizierung sämtlich erfüllt.

Anstelle der Verwendung als Kompensationszertifikat könnten die klimaschutzrelevanten Maßnahmen im Rahmen der gesellschaftlichen Unternehmensverantwortung (Corporate Social Responsibility) vermarktet werden. Dabei könnten Unternehmen die Klimaschutzmaßnahmen zwar nicht zur Kompensation eigener THG-Emissionen nutzen, aber als einen positiven regionalen Beitrag des Unternehmens zum weltweiten Klimaschutz. In diesem Rahmen könnten Klimaschutzeffekte zusammen mit zusätzlichen positiven ökologischen Effekten vermarktet werden, die die Steigerung von Biodiversität im Projektgebiet zur Folge hätten.

3 Die Moore des LIFE⁺ Natur-Gebietes in Hunsrück und Eifel

Aus den vorhergehenden Kapiteln wurde deutlich, dass die aktuell verfügbaren anerkannten Methoden zur Bewertung möglicher Klimaschutzbeiträge durch Moore **nur für bestimmte Moortypen** geeignet sind. Deshalb ist es für die Fragestellung des Gutachtens wesentlich, welche Moortypen mit welchen Flächenausprägungen im EU LIFE⁺ Natur-Projekt „Wiederherstellung und Erhalt von Hang-, Hoch- und Zwischenmooren sowie angrenzenden Lebensräumen im Hunsrück und der Eifel“ vorkommen.

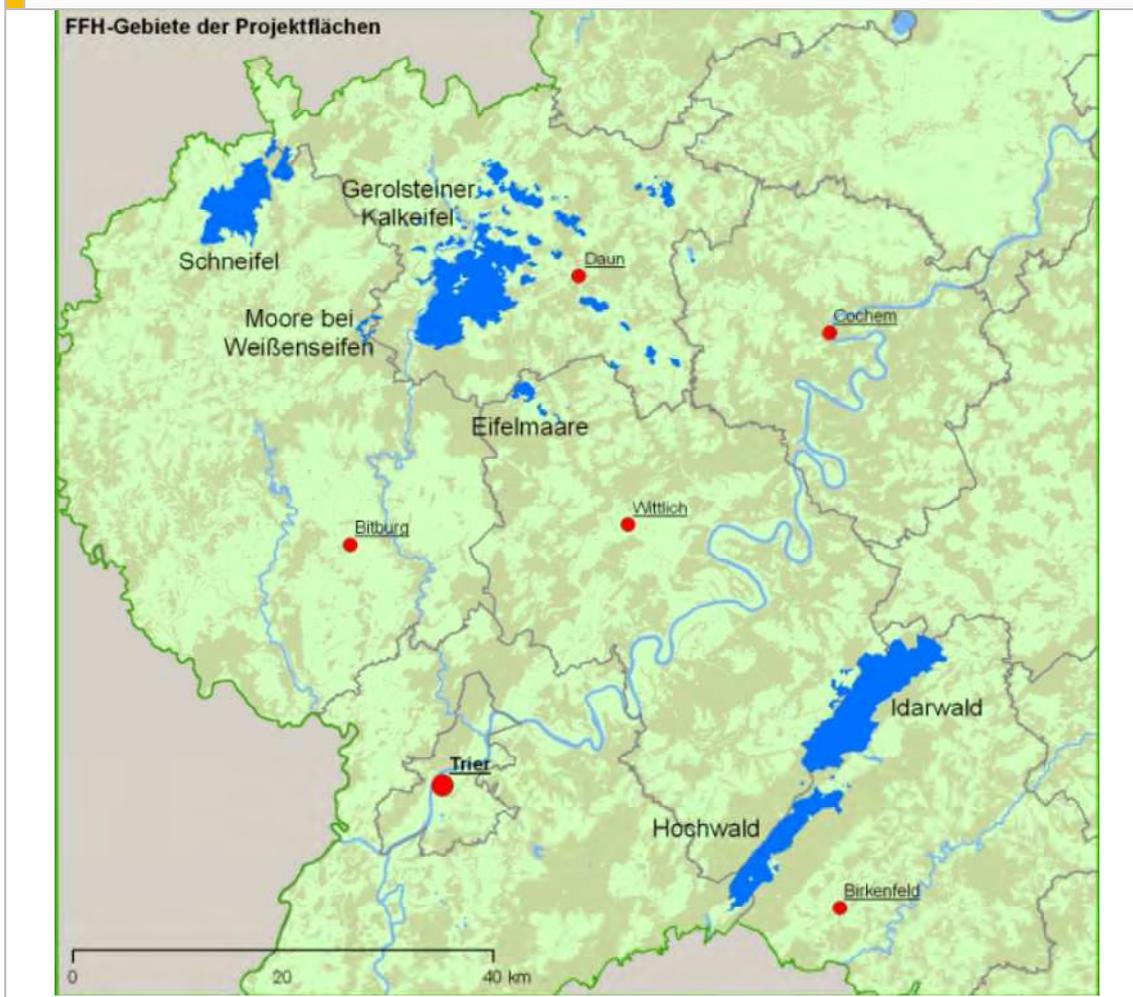
Auf den folgenden Seiten werden deshalb

- ein Überblick über das Projektgebiet gegeben (Kap. 3.1),
- ausgewählte Moore näher charakterisiert (Kap. 3.2) und schließlich ein
- Fazit zu den für eine CO₂-Inventur und -Monitoring in Frage kommenden Moorflächen gezogen (Kap. 3.3).

3.1 Das LIFE⁺ - Projektgebiet im Überblick

Die zum EU LIFE⁺ Natur-Projekt „Wiederherstellung und Erhalt von Hang-, Hoch- und Zwischenmooren sowie angrenzenden Lebensräumen im Hunsrück und der Eifel“ gehörenden Moore liegen in FFH-Gebieten im nordwestlichen Teil von Rheinland-Pfalz, in den Naturräumen Hunsrück und Eifel (Abbildung 12).

Abbildung 12: Übersicht zu den Projektgebieten



Quelle: EU LIFE⁺ Projektantrag „Wiederherstellung und Erhalt von Hang-, Hoch- und Quellmooren sowie angrenzenden Lebensräumen in Hunsrück und Eifel“

Die nachfolgende Tabelle 2 zeigt auf, in welchen Naturräumen und FFH-Gebieten die Moorgebiete des Projektes liegen. Die Flächen des LIFE⁺-Projekt es sind deutlich kleiner als die hier genannten Projektteilgebiete, in denen diese zu finden sind:

Tabelle 2: Lage und Größe der Projektteilgebiete

Naturraum	FFH-Gebiet	Projektteilgebiet	Größe (ha)
Hunsrück	Idarwald	NSG Hangbrücher bei Morbach	740
		Ortels- und Auerhahnbruch	60
		Hangbrücher bei Hochscheid	100
		NSG Engelswasgeswiese	46
	Hochwald	NSG Ochsenbruch	48

Eifel	Eifelmaare	NSG Dürres Maar	8,7
		NSG Mürmes	45
		NSG Mosbrucher Weiher	90
		NSG Strohner Määrchen	6,3
	Gerolsteiner Kalkeifel	Gerolsteiner Moß	32
	Moore bei Weißenseifen	NSG Truffvenn	11
		Dreiherrige Stein	15
		Heidemoor bei Weißenseifen	15
	Schneifel	Bragphenn bei Ormont	35,5
	Summe (ha):		

Da sämtliche Moore in FFH-Gebieten liegen, sind die Moorflächen selbst - wie auch die angrenzenden Nichtmoorflächen - nach Lebensraumtypen im Sinne der FFH-Richtlinie erfasst. Im Projektgebiet kommen folgende Lebensraumtypen vor (vgl. Tabelle 3):

Tabelle 3: FFH-Lebensraumtypen im LIFE⁺-Projekt

Moorlebensraumtypen	7110 Lebende Hochmoore
	7120 Noch renaturierungsfähige lebende Hochmoore
	7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore
	91D0 Moorwälder
Angrenzende Lebensraumtypen	91E0 Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i>
	4010 Feuchte Heiden
	4030 Trockene Heiden
	6230 Borstgrasrasen
	6410 Pfeifengraswiesen
	6430 Feuchte Hochstaudenfluren

Für die vorliegende Fragestellung sind jene Moorlebensraumtypen relevant, für die ein positiver Klimaschutzbeitrag erwartet werden kann und die mit den beschriebenen methodischen Verfahren (vgl. Kap. 2) inventarisiert werden können:

- Der Lebensraumtyp (LRT) 7110 „Lebende Hochmoore“ bezeichnet Grundwasser unabhängige, natürliche Hochmoore, die keinen Kontakt zum Mineralboden besitzen. Torfkörper von über 1 m Mächtigkeit sind typisch.
- Der LRT 7120 „Noch renaturierungsfähige lebende Hochmoore“ umfasst Hochmoore, die im Wasserhaushalt beeinträchtigt oder teilabgetorft, jedoch noch regenerierbar sind.

Ausgeschlossen sind Hochmoore, die flächig abgetorft wurden sowie Entwicklungsstadien, die eine stickstoffliebende Vegetation aufweisen.

- Der LRT 7140 „Übergangs- und Schwingrasenmoore“ beschreibt Lebensraumtypen auf teilweise grundwasserbeeinflussten, nährstoffarmen Standorten. Diese entstehen aus einer torfbildenden Vegetation mit einem hohen Vorkommen an Torfmoosen. Eingeschlossen sind insbesondere die Verlandungsgürtel. Kleinflächige Bestände kommen auch in Hochmoorkomplexen und Flachmooren vor.
- Der Lebensraumtyp 91D0 ist charakterisiert durch oligotrophe (Laub-/Nadelwälder auf nassen und nährstoffarmen Torfkörpern. Der auf dem Torfmooskörper befindliche Wald kann wie das Moor selbst Treibhausgasquelle oder –senke sein und wird mit einer eigenen Methodik erfasst. Deshalb werden Moorflächen, die zu diesem Lebensraumtyp gehören, nicht weiter beschrieben.

Für sämtliche Moorlebensraumtypen sind laut EU LIFE⁺ Projektantrag folgende Maßnahmen zur naturschutzfachlichen Aufwertung geplant:

- Wiedervernässung,
- Entnahme standortfremder Bestockungen,
- Mulchen, Abplaggen und Aushagerung,
- Initialpflanzungen und Heuansaat,
- Wiederansiedlung des Hochmoor-Perlmutterfalters (*Boloria aquolinaris*) und
- Öffentlichkeitswirksame Maßnahmen (Infopfade, Homepage, etc.).

Auch die Erstellung von Managementplänen, die die einzelnen Maßnahmen in den verschiedenen Gebieten präzisieren oder notwendige Flächenankäufe vorsehen (z. B. für Schilfkläranlage im Gebiet Mürmes) zählt zu den Maßnahmen. Die konkrete Ausgestaltung der genannten Maßnahmen entscheidet darüber, ob und in welchem Umfang neben der vorrangigen naturschutzfachlichen Zielerreichung auch positive Klimaeffekte erreicht werden können (vgl. Kap. 4).

3.2 Auswahl potenziell geeigneter Projektteilgebiete

Die Mooregebiete, in denen Maßnahmen im Rahmen des LIFE⁺-Vorhabens stattfinden sollen, sind zwischen 0,5 ha und 13 ha groß. Da innerhalb dieser Mooregebiete verschiedene Ist-Zustände, Maßnahmenplanungen und Ziel-Zustände unterschieden werden müssen, resultieren daraus deutlich kleinere Flächengrößen mit ähnlichem Ist- und Ziel-Zustand und identischer Maßnahmendurchführung. Das ist deshalb von besonderer Relevanz, weil die Flächen mit ähnlichem Ist- und Zielzustand sowie gleicher Maßnahmendurchführung Ausgangsflächen für THG-relevante Inventarisierungen und Monitorings sind.

Aus diesen Anforderungen resultieren in einem ersten Selektionsschritt Mindestflächengrößen für Mooregebiete, für die Klimaschutzeffekte nachgewiesen werden sollen von größer rd. 10 ha, weil die aus den genannten Gründen erforderliche Unterteilung kleinerer Flächen nicht mehr zu Flächengrößen führen können, die inventarisiert, mit einer Maßnahme versehen und einem Monitoring überwacht werden können. Solche Flächengrößen liegen lediglich in den Mooregebieten der FFH-Gebiete Idarwald im Hunsrück und Eifelmaare in der Eifel vor. Diese Mooregebiete werden nachfolgend näher charakterisiert.

Idarwald

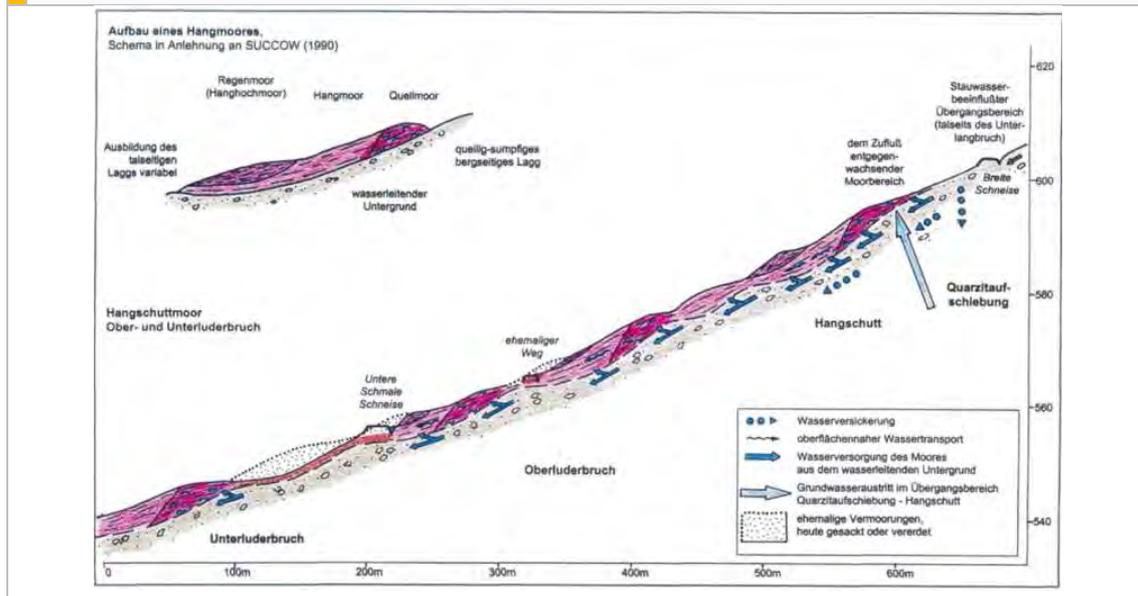
Aus den vier Mooregebieten im Idarwald (siehe Tabelle 2) werden zur folgenden ausführlicheren Darstellung jene zwei ausgewählt, für die die besten Informationen vorliegen: Die Hangbrücher bei Morbach und der Ortelsbruch.

Die Hangbrücher bei Morbach und der Ortelsbruch werden morphologisch überwiegend als Mittelgebirgs-Hangmoore (evtl. mit Hochmoorresten) klassifiziert, ökologisch sind es oligotrophe bis mesotroph-saure (hochmoorähnliche) Übergangsmoore. Charakteristisch ist die mosaikartige Anordnung verschiedener Moortypen, die sich je nach Hangneigung und Wasserversorgung in ihrer Flächenausdehnung erheblich unterscheiden. Typische Standortabfolgen mit kontinuierlicher Zunahme der Bodenfeuchte im Einzugsgebiet der Moore, die zur Ausbildung eines quellig-sumpfigen Oberkantenlaggs führt, sind selten. Aufgrund von Hangneigung und/oder anthropogenen Eingriffen, wie Grabensysteme und früherer Torfabbau, bestehen schroffe Grenzen zwischen terrestrischen Böden und Mooren (Scholtes, 2002).

Die Moorkommen werden von verschiedenen Autoren, neben anderen moorbegünstigenden Standortbedingungen, mit dem deutlich ausgeprägten atlantisch Mittelgebirgsklima mit regenreichen Sommern erklärt, wobei vor allem die kühlen Temperaturen und hohe Niederschläge (>900 mm/Jahr) von großer Bedeutung sind. Witterungsextreme beeinflussen besonders die Pflanzenausstattung im Bereich von Grenzstandorten. Winterniederschläge (60 %) dienen hauptsächlich der Grundwasserneubildung, Sommerniederschläge (40 %) der direkten Moorerhaltung (Scholtes, 1997). Die Vernässung der Moore schwankt daher stark innerhalb eines Jahres und ist von sehr hohen Wasserständen im Winter und Austrocknung im Sommer geprägt. Es besteht - bis auf wenige Ausnahmen - ein ganzjähriger Wasserabfluss durch einen permanenten Grundwasseranschnitt. Torfschichten können in Hangmooren zwischen 30 und 60 cm mächtig sein. Vereinzelt kommen sogenannte Torfhügel (Quellmoore) vor, deren Torfmächtigkeit bis zu 2 m betragen. Torfkundliche Untersuchungen der Hunsrückmoore im Allgemeinen und wissenschaftlich gesicherte Beschreibungen ihres Aufbaus fehlen bisher (vgl. Scholtes, 1997).

Abbildung 13 veranschaulicht die Zusammenhänge zum Aufbau eines Hangschuttmoores am Beispiel des Oberluderbruches im NSG „Hangbrücher bei Morbach“.

Abbildung 13: Aufbau eines Hang(-schutt-)moores



Quelle: Scholtes, M. et al. (1997): *Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet „Hangbrücher bei Morbach“*, S.14

Anhand dieser Abbildung wird besonders deutlich, dass ein Wechsel der Ausgangslage für Boden- und Moorbildung kleinflächig, d. h. unter einem Hektar, stattfindet und die mosaikartigen Strukturen zusätzlich durch anthropogene Maßnahmen (z. B. Wege, Entwässerungsgräben) unterteilt werden. Aus der angegebenen Wegstrecke und Höhendifferenz in Abbildung 13 ergibt sich ein Gefälle von 10 %. Die Möglichkeiten für die Umsetzung eines Wassermanagements, das auf mittlere Wasserstände von 20 bis 10 cm unter Flur abzielt, sind auf Basis dieser Voraussetzungen als sehr gering einzuschätzen.

Als naturschutzfachlich übergeordnete Ziele werden die Erhaltung, Wiederherstellung und Vernetzung der Feuchtgebietskomplexe im Hunsrück genannt, weil angenommen wird, dass ohne Maßnahmen der gestörte Wasserhaushalt das Wachstum der Moose unterbindet und dadurch die Degeneration der Moorreste und typischen Flora (z. B. Überalterung der Moorbirken) und Fauna voranschreitet. Besonders gefährdet sind in den Hangbrüchern bei Morbach beispielsweise die Standorte der Zwischenmoorvegetation, die zunehmend von Adlerfarn und Pfeifengras verdrängt werden (vgl. Scholtes, 1997).

Die Hangbrücher bei Morbach wurden in der Dauerbeobachtung „Hangbrücher des Hoch- und Idarwaldes“ auf Grund des Vorkommens bestimmter Indikatorarten und deren Ausprägung einem Vegetationstyp zugeordnet. Diese Vegetationstypen können einem Biotoptyp nach Landesliste Rheinland-Pfalz zugeordnet werden (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Vegetationstypen der Hangbrücher bei Morbach

Vegetationstyp	Indikatoren	Biotoptyp
Bestände mit Hochmoorzeigern über 5% Deckung und Sphagnum-Deckung über 50 %	Charakterarten der Oxycocco - Sphagnetea ≥ 5 % Deckung (Hochmoorbultengesellschaft)	Zwischenmoor (Offenland der Moore) bzw. Moorwälder
Bestände mit Mineralbodenwasserzeigern ("Nieder-moorarten")	Charakterarten des Caricion fuscae (Saures Kleinseggenried), der Molinietalia und der Phragmitetea ≥ 50 % Deckung oder Carex rostrata- bzw. Polytrichum commune-Dominanz	Silikat-Kleinseggenrieder, reiche Moorheiden (Oddenland der Moore) bzw. Moorwälder
Quellfluren	Charakterarten der Montio - Cardaminetea bzw. des Glycerio-Sparganion (Bachröhricht-Basalgesellschaft/Schwadengras-Igelkolben-Basalgesellschaft) ≥ 50 % Deckung	Quellen- und Quellwälder
Heidekraut-Bestände	Dominanz von Sphagnum spec. und Calluna vulgaris	reiche Moorheiden mit Heidezeigern
Pfeifengras-Bestände	Molinia caerulea - Dominanz	arme Moorheiden und Moor- oder Bruchwälder
Vegetation halbschattiger Standorte	Dominanz von Pteridium aquilinum, Avenella flexuosa, Vaccinium myrtillus und Luzula sylvatica	Moorheiden und Moor- oder Bruchwälder
Krautschicht der Wälder mittlerer Standorte	Charakterarten des Luzulo - Fagetum dominieren	Wälder mittlerer Standorte oder forstlich geprägte Wälder
Schlagfluren	Charakterarten der Epilobietea angustifoliae ≥ 50 % Deckung oder Juncus effusus - Dominanz	Schläge
Flächen ohne Krautschicht		Wälder mittlerer Standorte oder forstlich geprägte Wälder

In Abbildung 14 sind die Biotoptypen nach ihrem flächenmäßigen Standortpotenzial zusammengefasst und hinsichtlich ihrer Verteilung auf die einzelnen Brücher im NSG „Hangbrücher bei Morbach“ dargestellt. Anhand dieser Darstellung werden zwei wichtige Sachverhalte deutlich. Erstens könnten Zwischenmoore bei Ausnutzung aller dafür geeigneter Standorte mit 31,7 ha einen kleinen Anteil von 4 % der Gesamtfläche (740 ha) einnehmen und zweitens verteilen sich diese knapp 32 ha auf vier getrennt liegende Bruchsysteme, die jeweils aus weiteren Teilbrüchern bestehen und eine zusammenhängende Größe von max. 8 ha nicht überschreiten. Die restlichen ca. 710 ha bestehen aus Wäldern, wobei davon ca. 30 ha Moorheiden und –wälder und knapp 110 ha Bruchwälder sind.

Abbildung 14: Flächenübersicht (ha) des Standortpotenzials im NSG Hangbrücher bei Morbach

Bruchsysteme	Teilbrücher	Zentrale Brücher			Randbereiche der Brücher		Einzugsgebiet
		Zwischenmoore, Kleinsiegentüder (auch Moorheiden, Moorwälder)	Moorheiden, Moorwälder	Bruchwälder, teilw. mit Buchen bzw. Eichen	Birken-Buchenwälder/ Birken-Eichenwälder	Buchennischwälder sehr frischer bis frischer Standorte	
Palmbruch-Schockelbruch System	Palmbruch	1,9	4,1	4,0	33,9	36,4	250,0
	Oberschockelbruch	3,1	2,8	7,9			
	Schockelbruch	3,9	2,3	10,1			
Gebranntes Bruch System	Gebranntes Bruch	5,6	9,6	26,5	71,4	37,0	
	Hohlebaumbuch	1,2	0,5	1,6			
	Schweinsbruch	2,6	0,2	3,4			
Rehbruch System	Rundbruch	0,4	0,7	1,5	50,6	28,3	
	Rehbruch	6,4	4,5	23,6			
	Unterhalb Rehbruch	0,2	0,0	2,0			
Oberluderbruch System (soweit im NSG)	Ober- und Unterlangbruch	1,9	1,7	6,7	28,9	30,0	
	Ober- und Unterluderbruch	5,0	3,3	21,7			
	Schmitsbruch	0,5	2,0	0,0			
Gesamtes NSG		32,7	31,7	109,0	184,8	131,7	250,0

Quelle: Scholtes, M. (2002): Die Brücher – Mittelgebirgsmoore im Hunsrück dargestellt am Beispiel des NSG „Hangbrücher bei Morbach“, S.98

In der Entwicklungskonzeption des Pflege- und Entwicklungsplanes Ortelsbruch wird das Vegetationsvorkommen ohne Flächenbezüge in Biotopmosaiken dargestellt (Abbildung 15). Nur besondere Arten werden zusätzlich erwähnt.

Abbildung 15: Darstellung des Vegetationsvorkommens im Ortelsbruch

Teilbereiche des Bruches	Biotopmosaik	Besondere Arten Zufallsfunde
Ober-Ortelsbruch	Quellbereiche, Pfeifengras-Moorheiden, Schlagflur, Fichtenforst	Carex binervis, Polygala serpyllifolia
mittlerer Quellbereich im Oberhang	Quellbereiche, Pfeifengras-Moorheiden im Norden deutlich mit Heideelementen, Schlagflur, Fichtenforst	Juncus squarrosus, Carex nigra
südwestlicher Quellbereich	Quellbereiche, Niedermoor, Pfeifengras-Moorheiden im Komplex mit Schlagflur sowohl mit Pfeifengrasaspekt als auch mit Heideelementen, Fichtenforst	nicht näher untersucht
Östliches Ortelsbruch	siehe Detailkartierung und Text	
Westliches Ortelsbruch	siehe Detailkartierung und Text	

Quelle: Scholtes, M. et al.(2000): Entwicklungskonzeption Ortelsbruch bei Morbach, S. 11

Weitere wissenschaftliche Untersuchungen wie z. B. zu Moorhydrologie und –morphologie sowie Torfuntersuchungen gibt es bisher nicht bzw. stehen noch aus (Scholtes, 2002).

Aus den verschiedenen Informationsgrundlagen nach Scholtes wird deutlich, dass die Beeinträchtigung der Hunsrück-Brücher weiter fortschreitet und dies besonders durch den gestörten Wasserhaushalt zu begründen ist. Im Gebiet der Hangbrücher bei Morbach werden bisher im Rahmen der Biotopbetreuung folgende Maßnahmen dagegen durchgeführt bzw. sollen zukünftig durchgeführt werden (Scholtes, 2002):

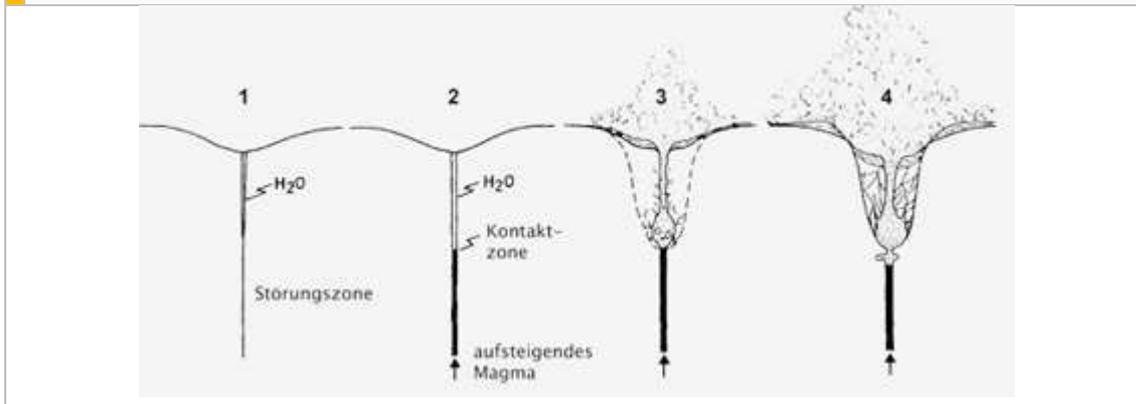
- Rückbau des Bruchgrabensystemes zur Regeneration des Wasserhaushaltes (dabei spielt die Bestockung mit Fichten wegen des vermehrten Windwurftrisikos eine problematische Rolle),
- Maßnahmen zum Rückbau einzelner Wege und deren Entwässerungsgräben,
- Maßnahmen zur Reduzierung der Trinkwasserentnahme,
- Entnahme von Nadelgehölzen (v. a. Jungfichten mit Mulchraupe),
- Zurückdrängen von Störungszeigern wie Pfeifengras und Adlerfarn (versuchsweise durch Abrechen),
- Maßnahmen zum Erhalt des Hochmoor-Perlmutterfalters und
- Effizienzkontrolle durch Beobachtung von Zeigerarten.

Für die Moorflächen im Idarwald kann für Klimaschutzrelevante Fragestellungen festgehalten werden:

- Moortypen sind Mittelgebirgs-Hangmoore (Hangmoore, Quellmoore und vereinzelt Niedermoore).
- Besonderheiten sind die Lage am Hang und eine wechselhafte Mosaikstruktur, die –wie oben beschrieben- vor allem im Gebiet Ortelsbruch ausgeprägt ist. In keinem der beiden Gebiete kommen zusammenhängende Flächen über 8 ha vor.
- Hinsichtlich Torfmächtigkeiten gibt es lediglich Annahmen bezüglich der beiden Gebiete von Mächtigkeiten zwischen 20 und 60 cm, in Bereichen von Torfhügeln von bis zu 2 m, jedoch wurden bisher keine wissenschaftlichen Untersuchungen durchgeführt.
- Maßnahmen, die den Wasserhaushalt stabilisieren und die Vernässung fördern, haben große Bedeutung.

Eifelmaare

Bei den Eifelmaaren handelt es sich um Moore in Maarkesseln, die man als Trockenmaare bezeichnet. Diese Maarkessel sind vulkanische Krater, die durch Dampfexplosion entstanden und mit einem Tuffwall umgeben sind (siehe Abbildung 16). Je kleiner das Wassereinzugsgebiet des Moores ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit der Ausbildung eines ausschließlich von Regenwasser abhängigen Hochmoores. Im Folgenden werden die Projektteilgebiete Mürmes, Strohnher Määrchen, und Dürres Maar näher beschrieben. Das größte Gebiet ist der „Mürmes“, der eine Moorgebietsfläche von 12,9 ha aufweist (Dürres Maar 1,9 ha, Strohnher Määrchen 2,3 ha).

Abbildung 16: Entstehung eines Maares

Quelle: http://www.gestein-des-jahres.de/2011_tuff_04.php#&slider1=1

Alle drei Gebiete sind von einer früheren Torfnutzung beeinflusst. Es wird angenommen (vgl. BfN, 1997), dass die der Torfnutzung nachfolgende Sukzession (vor allem Birken) und die Veränderung des Wasserhaushaltes zu einer Verdrängung der vom Aussterben bedrohten Zwischenmoorarten wie z. B. *Carex limosa* und *Euriphorium gracile* führten. Im Strohnier Mäarchen ist das heutige Vegetationsmuster größtenteils Abbild der ehemaligen Torfnutzung und Streugewinnung.

1. Der Mürmes

Ca. 10.000 v. Chr. entstand im heutigen Gebiet Mürmes ein Maar, in dessen Kessel sich ein kleiner See bildete, der bald wieder verlandete und zu einem Bruchwald wurde. 5.000 v. Chr. veränderte sich der Bruchwald über lange Zeit hin zu einem Flachmoor. Die weitere historische Entwicklung verlief wie folgt:

- Erster nachgewiesener menschlicher Einfluss um 1425 durch den Bau eines Fischweihers im Mürmesmoor.
- Nutzung als Fischweiher durch den Menschen über 400 Jahre.
- Um 1800: Verlandung des „Mürmesweiher“ zur „Mürmeswiese“.
- Erste Torfgrabungen wurden 1865 durchgeführt, die sich bis zum Ende des 19. Jahrhunderts auf die gesamte Moorfläche ausbreiteten.
- Ende des Torfstiches in den 50er Jahren, durch das Abtorfen entstandene Wasserflächen waren mit Schwingrasen bedeckt. Entwässerungsgräben hielten Wasserstand tief, dennoch konnte der Mürmes nur durch Ortskundige überquert werden.
- In den 60er Jahren wurden über Drainagen Wässer aus dem Einzugsgebiet in das Moor geleitet, Nährstoffzeiger wie Rohrkolben breiteten sich aus.
- Starke Verbuschung durch die Trockenheit in den 70er Jahren.
- Ausweisung als Naturschutzgebiet 1975.

Heute besteht im zentralen Gebiet des Mürmes ein Schwingrasenkörper, der vollständig auf Wasser schwimmt. Aus der historischen Entwicklung heraus wird im Gebiet Mürmes deutlich, dass das labile System aus Schwingrasendecke, Wasserkörper, Niederschlag und zusätzlich nährstoffreichen Drainagegewässern sich durch Sukzession (vor allem durch Kiefer und Birke) negativ verändern kann. Gerade deswegen wird zu einer weiteren Senkung der Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen geraten.

Vorgesehene und durchgeführte Maßnahmen sind beispielsweise

- Anlage eines Pufferstreifens im Gebiet Mürmes,
- Entbuschungen und Rodungen von Gehölze,
- Bau eines Zaunes in den Gebieten Strohnner Määrchen und Dürres Maar, um das menschliche Betreten zu mindern und
- die Extensivierung der landwirtschaftlichen Flächen, die an das Moor angrenzen (Gebiet Mürmes).

Die Beeinträchtigung des Gebietes Mürmes zeigt sich auch anhand des Wasserhaushaltes. Es besteht ein Wasserstandsgefälle (zwischen 5 - 25 cm) über die meiste Zeit des Jahres ausgehend von den landwirtschaftlichen Nutzflächen und den Feucht- und Magerwiesen bis hin zum zentral gelegenen Schwingrasen. In niederschlagsfreien Zeiten kommt es zu einer Umkehrung dieser Verhältnisse. Auch der Nährstoffeintrag ist durch eine laterale Stoffverlagerung gekennzeichnet (v. a. über Drainagen aus landwirtschaftlich genutztem Wassereinzugsgebiet). Nur in strömungsarmen Zonen gelingt eine Abkopplung des Schwingrasens von den tiefer liegenden nährstoffreicheren Schichten.

2. Strohnner Määrchen

Der Nährstoffhaushalt verhält sich im Gebiet Strohnner Määrchen umgekehrt wie im Mürmes, nämlich in Form einer vertikalen Stoffverlagerung. Allerdings ist der Mindestflurabstand mit bis zu 60 cm sehr groß, was zu Verheidung und verringertem Torfwachstum führt. Trotz allgemein tiefer Wasserstände besteht eine strukturelle Stabilität des Wasserstandsgefälles vom Zentrum hin zum Randlagg. Deckungsgradschwankungen des Vegetationsgefüges sind abhängig von Niederschlägen und Wasserstand, welcher im Jahresverlauf stark schwankt.

3. Dürres Maar

Der Wasserstand im Gebiet Dürres Maar ist allgemein höher als im Strohnner Määrchen. Es gibt zwei unabhängig voneinander auftretende Wasserspiegel: ein oberflächennaher, durch Regenwasser gespeister Wasserspiegel und ein in 6 m Tiefe liegender Grundwasserspiegel. Hier kann eine für das Moorwachstum günstige Wasserversorgung gewährleistet werden, wenn klimatische Bedingungen gleich bleiben und der Birkenwuchs im Randbereich begrenzt wird. Es herrschen ombrotrophe Nährstoffverhältnisse (mindestens in der oberflächennahen Schicht), nur der Randlagg und Umgebungen der Quellen sind von mineralischen Wässern geprägt.

Das Vegetationsvorkommen wurde in allen drei Gebieten der Lage innerhalb des Moores zugeordnet (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 5: Vegetation ausgewählter Eifelmaare

Gebiet Dürres Maar	
Aufteilung	Pflanzenvorkommen
Randlagg	Carex lasiocarpa, Carex rostrata
Übergangszone	Sphagnum fallax (+ Seggen aus Randlag und Wollgras aus Zentrum)
Zentrale Moorfläche	Dominanz von Sphagnum magellanicum, Sphagnum rubellum, Eriophorum angustifolium und Eriophorum vaginatum
Gebiet Strohner Määrchen	
Aufteilung	Pflanzenvorkommen
Randlagg (Restfläche)	schmal, oligotroph mit Carex lasiocarpa, Potentilla palustris, Eriophorum angustifolium, Carex canescens, Lysimachia vulgaris in wechselnden Anteilen
Zentralteil (85% der Fläche)	Hochmoorkomplex (Dominanz von Sphagnum magellanicum, Sphagnum rubellum und Eriophorum vaginatum)
Gebiet Mürmes	
Aufteilung	Pflanzenvorkommen
Schwingrasenrandbereich	umschlossen von Seggenriedern (Carex nigra- und Carex vesicaria-Gesellschaften)
Schwingrasen allgemein	typische Niedermoorpflanzen wie Eriophorum angustifolium, Carex rostrata, Carex lasiocarpa, Potentilla palustris und verschiedene Torfmoosarten

Für die Moorflächen der Eifelmaare kann für Klimaschutzrelevante Fragestellungen festgehalten werden:

- Die Moorfläche der drei betrachteten Gebiete ist insgesamt ca. 15 ha groß, wobei der größte zusammenhängende Teil im Gebiet Mürmes (rund 12 ha) liegt. Das Teilgebiet Mosbrucher Weiher, das ebenfalls zu den Eifelmaaren gehört, weist eine ähnliche Größe des eingegrenzten Mooregebietes auf. Für eine nähere Beschreibung dieses Gebietes liegen zu wenige Informationen vor.
- Moortypen sind Trockenmaare. Im Gebiet Mürmes handelt es sich um ein Niedermoor mit ausgedehntem Schwingrasen und angrenzenden Sumpf- und Magerwiesen (BfN, 1997). Je nach Größe des Wassereinzugsgebiets können auch nur durch Regenwasser gespeiste Hochmoore (wie z. B. im Gebiet Dürres Maar) vorkommen.
- Die Erreichung eines stabilen Wasserhaushalts bildet die Voraussetzung für ein stabiles Torfwachstum hin zu einer ausreichenden Torfmächtigkeit.
- Um den Einfluss der Landwirtschaft zu mindern, bedarf es ausreichend großer Pufferzonen. Eine weitere Maßnahme ist die Begrenzung aufkommender Sukzession in den Randbereichen, um die im Moor ablaufenden Prozesse stabil zu halten.

-

3.3 Fazit für Klimaschutzrelevante Fragestellungen

Die Beschreibungen der relativ größten Projektteilgebiete des LIFE⁺ - Vorhabens zeigen deutlich, dass es sich überwiegend um komplex verzahnte und eher kleinflächige Moorstandorte handelt. Die daraus resultierende Biodiversität macht die Flächen für naturschutzfachliche Fragestellungen hochgradig wertvoll, was durch die Anzahl der vorliegenden naturschutzfachlichen Untersuchungen belegt wird. Deutlich wird auch, dass einerseits der Zustand der Projektteilgebiete verbesserungswürdig ist und andererseits deutliche Untersuchungslücken zur Hydrologie und Morphologie der Torfkörper selbst bestehen. Das LIFE⁺-Vorhaben wird zu diesen Problemstellungen wertvolle Beiträge leisten.

Für die Untersuchung klimaschutzrelevanter Fragestellungen und die gezielte positive Steuerung von Klimaschutzeffekten durch Maßnahmen des Wassermanagements sind diese kleinflächigen Moorstrukturen wenig geeignet und ökonomisch ungünstig.

Von den beschriebenen Gebieten erscheint nach den vorliegenden Untersuchungen lediglich der Mürmes in der Eifel mit einer Fläche von rd. 12 ha und einer vergleichsweise weniger ausgeprägten Standorts- und Vegetationsvielfalt für klimaschutzrelevante Untersuchungen und Maßnahmendurchführungen geeignet.

4 Management von Moorflächen

Bis vor wenigen Jahren wurden Moore vor allem unter landschaftlichen, naturschutzfachlichen oder sonstigen ökologischen Aspekten als besonders schützenswert und renaturierungswürdig angesehen. Eine neue Dimension und starke „Antriebsfeder“ bekamen Moorschutz und Moorrenaturierung seit Bekanntwerden der großen Bedeutung, die klimaoptimal renaturierte Moore für das Klima haben können (vgl. Drösler et al., 2011; Osterburg, 2010; Freibauer, 2009).

Vor dem Hintergrund der geschilderten „traditionellen“ Moorschutzmotive und der erst seit einigen Jahren bestehenden klimarelevanten Motivationen muss die Frage beantwortet werden, mit welchen Maßnahmen welche der genannten Zielsetzungen erreicht werden können und welche Erfahrungen dazu vorliegen.

Dieses Kapitel stellt dar, welche Managementmaßnahmen auf Moorflächen prioritär auf Klimaschutz abzielen. Der Zielsetzung dieses Berichtes folgend, wird der aktuelle – noch bescheidene – Stand des Wissens zur Maßnahmensteuerung im Hinblick auf Klimaschutzoptimierung wiedergegeben. Die umfangreiche Literatur für Maßnahmen zur landschaftlich oder naturschutzfachlich ausgerichteten Moorrenaturierung wird an dieser Stelle nicht dargestellt und diskutiert.

Nachfolgend werden in Kapitel

- 4.1 Maßnahmen genannt, die prioritär auf Klimaschutz-Aspekte hinwirken.
- 4.2 vor dem Hintergrund der vorangehenden Kapitel der aktuelle, noch nicht abschließend konkretisierte Maßnahmenkatalog des EU-LIFE⁺-Projektes erläutert und ein Fazit gezogen.

4.1 Maßnahmen für Klimaschutz optimierte Renaturierung von Mooren

Die aktuell umfassendsten Maßnahmen-Empfehlungen für ein klimaschutzoptimiertes Management von Mooren werden im „Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore“ (MLUV, 2009) und im BMBF-Forschungsprojekt (Drösler et al., 2011) genannt¹⁰. Die dort genannten, aus Forschungsarbeiten resultierenden Maßnahmenkataloge werden aktuell sukzessive in der Praxis umgesetzt und technisch wie ökonomisch optimiert (vgl. Loboda, 2010).

Nachfolgend werden auf die Regulierung des Wasserstandes („Hydrologische Maßnahmen“) oder die auf Vegetation abzielenden Maßnahmen („Vegetationslenkende Maßnahmen“) erläutert.

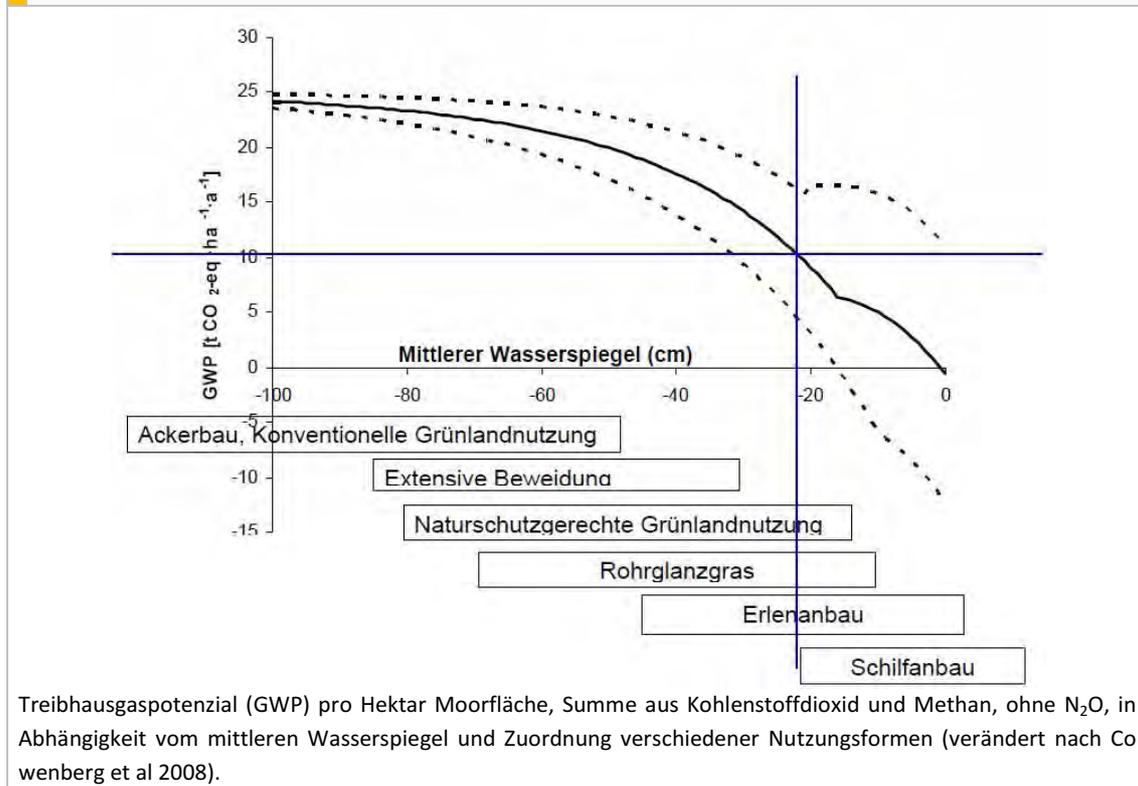
4.1.1 Hydrologische Maßnahmen

In den vorhergehenden Kapiteln wurde mehrfach der grundsätzliche und im Hinblick auf das klimaschutzoptimierte Management von Moorflächen wesentliche Zusammenhang von Wasserständen, Nutzungsarten und THG-Bilanzen deutlich. Beispielhaft zeigt Abbildung 17, dass Erlenanbau auf Moorflächen in Abhängigkeit vom mittleren Wasserstand verschiedene Emissi-

¹⁰ Eine praxisbezogene und beachtenswerte Diplomarbeit wurde 2010 von Kartin Ehrhartsmann an der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen vorgelegt: „Renaturierungskonzept für das Moorgebiet Arrisrieder Moos – Anpassung von Naturschutzkonzeptionen an den Klimawandel“.

onen zur Folge hat: Unter Beibehaltung der Nutzung könnten allein durch Anhebung des mittleren Wasserstandes von 50 auf 10 cm unter Flur die Emissionen von 20 tCO₂/ha/Jahr auf 5 tCO₂/ha/Jahr gesenkt werden.

Abbildung 17: Treibhausgaspotenzial in Relation zu durchschnittlichem Wasserstand und Nutzung



Quelle: Kowatch et al., 2008 (Uni Greifswald)

Eine weitere Optimierung der Moorsituation im Hinblick auf die THG-Bilanz durch z. B. Entfernen der Erlen und Wiederherstellung eines gehölzfreien Moores, das als CO₂-Senke wirkt, kann aktuell nicht empfohlen werden, weil

- aktuell nicht wissenschaftlich untersucht ist, ob bei Vorliegen einer insgesamt naturnahen Situation das Entfernen der Erlen und die Wiederherstellung einer gehölzfreien Moorfläche die Bilanz trotz Entfernung der CO₂-speichernden Erlen positiv ausfällt (vgl. Drösler et al., 2011, S. 6).
- Änderungen des Kyoto-Protokolls angestrebt werden, die dazu führen, dass der aus forstwirtschaftlicher Nutzung resultierende positive Klimaeffekt durch Substitutionsleistung und Vergrößerung des Produktkohlenstoffspeichers Holz dem Sektor Landnutzung angerechnet werden, was aktuell nicht der Fall ist¹¹.

Für weniger naturnahe Ausgangssituationen hingegen – z. B. extensives Grünland – ist belegt, dass Wiedervernässung in Kombination mit der Neubegründung von (Erlen-)Bruchwald Verbesserungen der THG-Bilanz der betroffenen Fläche von bis zu 17 tCO₂/ha/Jahr bewirken kann (MLUV, 2009, S. 72).

¹¹ Wesentlich wird für diese Fragestellung auch sein, ob es veränderte Regularien für die Anerkennung von Holzprodukten aus forstwirtschaftlicher Nutzung geben wird, die aktuell anderen Sektoren zugerechnet werden (vgl. Redmann et al., 2011).

Bei der praktischen Durchführung von Wiedervernässungsmaßnahmen sollte Überstau, vor allem während der Vegetationsperiode, vermieden werden, weil Überstauungen zu deutlichen Methanemissionen führen. Freibauer et al. (2009) leiten eine kritische Schwelle des Wasserstandes von **10 cm unter Flur** ab (vgl. auch Couwenberg et al., 2008). Gelingt es, Maßnahmen so zu gestalten, dass Torfmoose aus wassergesättigten Flächen herauswachsen, so kann das im Boden gebildete Methan vor Erreichen der Oberfläche partiell wieder verbraucht werden (Drösler et al., 2011).

Für die praktische Umsetzung von Maßnahmen können auf dieser Grundlage folgende Empfehlungen abgeleitet werden:

- Eine klimatische Prognose für das Gesamtgebiet sollte belegen, dass für das betrachtete Mooregebiet die Überlebensfähigkeit auch bei Klimaänderungen gegeben ist.
- Grundlage aller hydrologischen Maßnahmen, die auf Klimaschutzoptimierung abzielen, ist eine solide Kenntnis der hydrologischen Verhältnisse des Moores und –insbesondere bei kleineren Mooren- des Wassereinzugsgebietes. Aufgrund der deutlichen saisonalen Schwankungen der Wasserverhältnisse in Mooren sind einmalige Statusaufnahmen der hydrologischen Verhältnisse nicht ausreichend.
- Der Bereitstellung und dem Einsatz von Maschinen, die Boden, bzw. Torfmoos schonend arbeiten können, kommt eine besondere Bedeutung zu, weil hohe oder langfristige Druck- und Zugbelastungen des Torfkörpers zu Verformungen führen. Der Einsatz von „Moorbaggern“ (15 t schwere Kettenbagger), Greifarm-längen von 5 bis 9 Metern und ggf. 3 cm starke Gummimatten als Unterlage haben sich in der Praxis bewährt (vgl. Ehrhartsmann, 2010; Loboda, 2010).

4.1.2 Vegetationslenkende Maßnahmen (Wald)

Grundsätzlich gilt für vegetationslenkende Maßnahmen im Hinblick auf Klimaschutzoptimierung, dass die im vorhergehenden Kapitel beschriebenen hydrologischen Maßnahmen wesentlich bedeutender für die Steuerung der THG-Emission oder –Bindung sind. Lediglich dann, wenn Wald die zu „lenkende Vegetation“ ist, können Maßnahmendurchführungen zu veränderten THG-Werten führen, die eine ähnliche Relevanz wie hydrologische Maßnahmen haben.

Wie dargelegt, liegen für Wald auf verschiedenen Moorstandorten noch keine umfassenden wissenschaftlichen Nachweise über THG-Emissionen oder –Bindungen vor. Dennoch werden für norddeutsche Verhältnisse folgende vereinfachten Aussagen getroffen (vgl. MLUV, 2009, S.19):

- Wald auf tief entwässertem Moor (Grundwasserstand ca. 85 cm unter Flur) emittiert 27 tCO₂/ha/Jahr und
- Erlen(-bruch)wald auf wiedervernässtem Moor (GW-Stand 20 cm unter Flur) bindet rd. 2 tCO₂/ha/Jahr.

Steuernder Faktor für die THG-Bilanz ist auch bei diesem Beispiel der mittlere Grundwasserstand, der Waldbestand und dessen Zusammensetzung mit an Moorstandorten angepassten, naturnahen Baumarten ist die resultierende Größe. Die genannten Werte weisen aber darauf hin, dass auf Standorten ehemaliger natürlicher Bruchwälder, die nach Grundwassersenkungen in forstlich intensiv genutzte Nadelwälder umgewandelt wurden, eine Rückführung in die Bruchwald-Bestockung unter Klimaschutzaspekten zielführend ist.

Für die Praxis der Umsetzung von Maßnahmen können aktuell folgende Empfehlungen gegeben werden:

- Da vegetationslenkende Maßnahmen bei Vorliegen von Wald den flächigen Einsatz von Maschinen erforderlich machen, ist der Maschineneinsatz ein Schlüsselfaktor für die Boden, bzw. Torfmoos schonende Durchführung der Maßnahmen. Weitere, wesentliche Faktoren neben den geeigneten Maschinen sind eine gute Erschließungsplanung und der Einsatz von professionell ausgebildetem Personal mit großer Erfahrung beim Einsatz der vorgesehenen Maschinen.
- Bewährte Komponenten für Durchforstungen oder flächige Entnahmen von Wald sind: motormanuelle Fällung, Bringung des gefällten Baumes mit Seilkran, ggf. Unterstützung mit Rückepferden oder Forwardern. In sensiblen Bereichen sollte bei Maschineneinsatz auf der Moorfläche zusätzlich zur Reisigunterlage eine 3cm starke Gummimatte verwendet werden (Loboda, 2010). Erste Kostenermittlungen führen zu Holzerntekosten von rd. 50 € / Festmeter Holz.
- Vollbaumernte (= Bringung des ganzen Baumes inkl. Zweigen und Ästen bis zur Waldstraße, an der das Holz abgefahren wird) ist zu bevorzugen, um Nährstoffeinträge durch Feinreisig, Äste, Rinde und Nadeln/Laub möglichst gering zu halten.

4.2 Der LIFE⁺-Maßnahmenkatalog unter Klimaschutzaspekten

Die Maßnahmen des LIFE⁺-Projektes verfolgen naturschutzfachliche Zielsetzungen bei gleichzeitiger Wiederherstellung naturnaher Moore als Landschaftsbestandteil. Die Möglichkeit der Berücksichtigung klimaschutzrelevanter Aspekte sollte ebenfalls im Rahmen des Projektes überprüft werden. Diese Anforderung wurde im Hinblick auf die Zertifizierbarkeit positiver Klimaschutzeffekte durch Maßnahmen der Moorrenaturierung mit dem vorliegenden Bericht erfüllt.

Nachfolgend werden die im LIFE⁺-Antrag genannten Maßnahmenvorschläge mit ihren möglichen Auswirkungen auf Klimaschutzaspekte diskutiert und ggf. Modifizierungsvorschläge gemacht, um Klimaschutzaspekte bei der Ausarbeitung der konkreten Maßnahmenpläne berücksichtigen zu können.

Hinweise zur Klimaschutzoptimierung bei der Konkretisierung von Maßnahmenplänen

Wiedervernässung

Der Projektplan für das LIFE⁺-Vorhaben sieht vor, dass auf Grundlage der Aktionen A.1 „Erstellung von Maßnahmenplänen und Erfassung der Ausgangssituation als Grundlage der Erfolgskontrolle“ und A.2 „Hydrologische Untersuchungen“ verschiedene Wiedervernässungsmaßnahmen zur Wiederherstellung naturnäherer und „moortypischer“ Wasserstände durchgeführt werden. Insbesondere sollen Maßnahmen am vorhandenen Grabensystem zu einem verbesserten Wasserhaushalt im Moorkörper führen.

Für die beschriebenen Maßnahmen können folgende Hinweise für die Wahrung oder Verbesserung der Klimaschutzwirksamkeit gegeben werden:

- Für sämtliche Maßnahmen, die der Verbesserung des Wasserhaushalts der verschiedenen Moor(teil)flächen dienen, ist die Ansteuerung und Einhaltung eines mittleren Wasserstandes von 10 bis 20 cm unter Flur maßgeblich. Um diese Zielgrößen durch verschiedene

Maßnahmen erreichen zu können, ist vor dem Hintergrund des beschriebenen Standortmosaiks eine differenzierte Kenntnis der hydrologischen Situation und des Torfkörpers erforderlich.

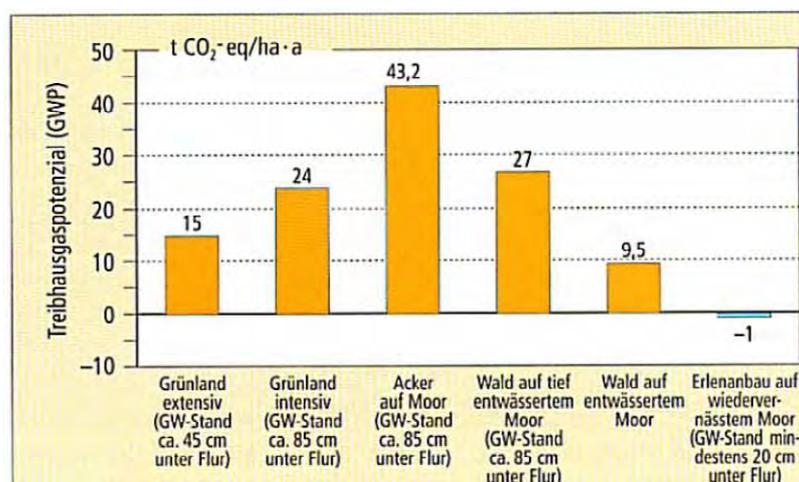
- Maßnahmen, die auf Überstauung abzielen, um Moortümpelflächen (Lebensraumtyp 3160) wiederherzustellen, sollten aus Klimaschutzperspektive so klein wie möglich gehalten werden, um die beschriebenen THG-Emissionen bei Überstauung zu minimieren.
- Die im Antrag beschriebene Materialauswahl (Rundhölzer oder Bohlen aus Holz, Verarbeitung von Sägespänen) ist aus Klimaschutzperspektive positiv zu beurteilen und sollte auch bei Wettbewerbsnachteilen gegenüber anderen Materialien beibehalten werden.
- Die Instandhaltung und teilweise Wiederinstandsetzung sämtlicher Funktionselemente des Wehres am Mürmes sind essenziell für eine klimaschutztechnische Optimierung, weil das Wehr und dessen Regelungselemente den Wasserstand des Schwingrasens regulieren können.

Rodungen standortsuntypischer Nadelbäume und Fräsen der Stubben

Die Entfernung standortsfremder Fichtenbestände auf Moorstandorten dient der Renaturierung und soll zu verschiedenen Moorvegetationstypen und den mit ihnen verbundenen Arten führen. Entstehen sollen auf den fichtenfreien Flächen wiederum Waldvegetationsformen (Moorwälder, Moorbruchwälder), aber auch baum- und gehölzfreie Vegetationstypen (z. B. Feuchte Heiden, Borstgrasrasen) sollen auf den ehemaligen Waldstandorten entstehen.

Unter Klimaschutzaspekten bedeutet die Entfernung älterer Waldbäume zugunsten junger Waldbegründungen oder zugunsten von Offenlandvegetationstypen eine kurzfristige massive Verschlechterung der Kohlenstoffbilanz¹² zugunsten einer Verbesserung durch verringerte Mooremissionen oder sogar THG-Bindungen, die in Zeiträumen von 10 – 30 Jahren die negativen Effekte kompensieren können, wenn unter Klimaschutzaspekten optimale mittlere Flurabstände hergestellt werden (vgl. Abbildung 18).

Abbildung 18: Klimarelevanz von Mooren unter verschiedenen Nutzungsformen



Quelle: Daten aus MLUV, 2009, S. 19; Abb. aus Loboda, 2010; S. 43.

¹² Besitzen 60- bis 70jährige Fichten auf entwässerten Moorstandorten einen Vorrat von rd. 250 Vorratsfestmetern, so entspricht das 300 tCO₂/ha.

Genauere Aussagen zu diesen Zusammenhängen sind nur dann möglich, wenn

- für ein Gebiet eine genaue Bilanz der Vegetationsänderungen vorliegt (Wie viel Wald mit welchen Baumarten und Altern auf welchen Standorten wird gerodet? Was wird Moor(bruch)wald, was Offenlandvegetation? Wie hoch sind die mittleren Flurabstände?) und
- genauere Forschungsergebnisse zu Wald auf Moorstandorten veröffentlicht wurden.

Aktuell kann lediglich ausgesagt werden, dass hohe Waldflächenrodungsanteile zugunsten hoher Offenlandvegetationstypen zu relativ längeren THG-Nettospeicherungszeiträumen führen.

Diese Ausführungen gelten für die Entnahme der oberirdischen Baumbiomasse und somit auch für Stubbenfräsungen, soweit die Baumstubben bis zur Geländeoberfläche abgefräst werden und nicht etwa unterirdische Biomasse zusätzlich entfernt wird (Stockrodungen).

Entbuschung/ Entkusseln

Da auch bei Entbuschungen und Entkusseln oberirdische Biomasse entfernt wird, gelten die Ausführungen zur Klimaschutzwirkung der Maßnahme „Rodungen standortsuntypischer Nadelbäume“ hier analog, allerdings mit wesentlich geringerer Relevanz, da nur geringe Biomassen pro Fläche entfernt werden. Es ist zu erwarten, dass die Kompensation der Entfernung von kohlenstoffbindender Biomasse in wesentlich kürzeren Zeiträumen durch positive Wirkungen der Moorrenaturierung erfolgt.

Wegerückbau/Verschluss von Wegegräben und Ausbau von Alternativwegen

Sowohl der Rückbau bestehender Wege als auch der Verschluss von Wegegräben vermindert die aktuelle Entwässerungsdynamik in den Mooregebieten und führt zu einer Anhebung des Grundwasserspiegels auf der Fläche. Damit sind die bereits unter „Wiedervernässung“ genannten positiven Klimaeffekte zu erwarten, insbesondere dann, wenn die sich einstellenden Grundwasserstände unter Flur sich 10 bis 20 cm „einpendeln“.

Mulchen/Abplaggen/Mahd

Mulchen, Abplaggen und Mahd führen zu einem (geringen) Biomasse-Entzug auf der Fläche, der auf die Kohlenstoffbilanz der Fläche negativ wirkt. Auch der langfristig gewünschte Effekt der Nährstoffaufhagerung mindert das Biomassewachstum auf der Fläche und wirkt in diese Richtung. Hingegen sind die durch diese Maßnahmen bewirkten Effekte, zum Beispiel verbessertes Torfmooswachstum, unter Klimaschutz Gesichtspunkten positiv zu bewerten.

Mit den zur Verfügung stehenden Angaben kann nicht eingeschätzt werden, wie die positiven und negativen Effekte zu bilanzieren sind. Dafür sind exakte Mengenangaben des Biomasseentzugs und der positiven Effekte auf das Torfmooswachstum erforderlich.

Zaunrückbau

Der Rückbau von Zäunen bewirkt eine höhere Wilddichte auf den bisher umzäunten Flächen, wodurch der Wildverbiss erhöht und das Wachstum einiger holzartiger Pflanzen gemindert wird. Nicht verbissene Pflanzen profitieren davon in ihrem Wachstum. Es ist nicht einschätzbar, wie diese Effekte unter Klimaschutzaspekten gegeneinander abgewogen werden können.

Differenzierte Biomasseanalysen und Wildbestandserhebungen wären erforderlich, um tragfähige Aussagen zu den Wirkungen dieser Maßnahme auf die Treibhausgas-Bilanz treffen zu können.

Initialpflanzung sowie Schutz von Moorbirke, Karpatenbirke und Stieleiche

Pflanzungen der genannten Baumarten führen zu Wald und zu einer jahrzehnte- bis ggf. jahrhundertelangen Anreicherung von Kohlenstoff in dem Holzkörper der Bäume mit den bereits genannten positiven Wirkungen auf die Klimaschutzbilanz der Fläche. Allerdings sind die mit der Pflanzung kausal verbundenen Effekte auch zu bilanzieren, also ggf. die Entfernung bestehender standortfremder Nadelwälder oder die Bilanzen zum Torfmooswachstum (vor Maßnahme unter Nadelwald, ohne Nadelwald, bzw. unter erfolgreich begründeten Birken oder Stieleichen-Wäldern).

Grundsätzlich zu erwarten sind kurzfristig negative THG-Bilanzen und mittel- bis langfristig positive Wirkungen (vgl. Kap. 4.1.2), eine genaue Aussage ist möglich, sobald Flächenbilanzen und Forschungsergebnisse des vTI zu Wald auf Moorflächen vorliegen.

Heuansaat

Diese Maßnahme führt ggf. zu veränderten Biomassebilanzen analog den Maßnahmen Mulchen/Abplaggen/Mahd sowie Zaunrückbau. Wie dort angemerkt, sind Aussagen zu den Effekten auf die THG-Bilanz erst mit Vorlage einer Biomassebilanz möglich.

Schilfkläranlage (Mürmes)

Der Bau einer Schilfkläranlage am Mürmes zielt auf die Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung des Wasserzuflusses aus diesen Flächen. Dadurch soll der (weiteren) Degradierung des Torfkörpers entgegen gewirkt werden. Zusätzlich findet in der Schilfkläranlage zusätzliches Biomassewachstum statt, was die positive Bilanz weiter verbessert.

Die Maßnahme ist unter Klimaschutzaspekten durchweg positiv zu beurteilen.

4.3 Fazit

Deutlich wurde in den Kapiteln 4.1 und 4.2, dass zwei Faktoren die „Klimaschutzbilanz“ der verschiedenen Maßnahmen entscheidend steuern, nämlich

- Wasserstand unter Flur nach Durchführung der Maßnahme und
- Biomassebilanzen Wald (vor und nach Durchführung der Maßnahmen).

Andere Aspekte, um die Klimaschutzeffekte der Maßnahmen zu beurteilen (verwendete Materialien, Biomassebilanzen krautiger Pflanzen, etc.) haben deutlich geringere Wirkungen.

Für den noch zu konkretisierenden Maßnahmenplan bedeutet das, dass er auf soliden Ergebnissen der Aktionen A.1 und A.2 aufbauen sollte und dass der „Steuerung“ des mittleren Wasserstandes –und der Maßnahmen, die das bewirken können- eine herausragende Bedeutung zukommt.

Literatur

- Augustin, J. (2011). Einfluss des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse in nordostdeutschen Niedermooren. Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie, Müncheberg.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN), Hrsg. (1997): Hoch- und Zwischenmoore in Trockenmaaren der Vulkaneifel, bearb. v. Forst, Ruthsatz et al. In: Angewandte Landschaftsökologie Heft 14
- Burschel, P., Kürsten, E., Larson B. C. (1993): Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. Forstliche Forschungsberichte München, 159, 147 S.
- Couwenberg, J. et al. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Institut für Botanik und Landschaftsökologie. Ernst Moritz Arndt Universität Greifswald.
- DGMT (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR MOOR- UND TORFKUNDE), Hrsg. (2009): Was haben Moore mit dem Klima zu tun? Hannover, 12 S.
- Drösler, M. et al. (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis - Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006 - 2010. Arbeitsbericht aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung
- Ecosystem Marketplace & Bloomberg New Energy Finance (2011): Back to the Future -
- Eggemann, R. (1987): Ökotechnische Aspekte der Hochmoor-Regeneration. In: TELMA Band 17, S. 59-94.
- Ehrhartsmann, K. (2010): Renaturierungskonzept für das Moorgebiet Arrisrieder Moos – Anpassung von Naturschutzkonzeptionen an den Klimawandel. Diplomarbeit an der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen. 105 S.
- Ellenberg, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer Verlag. Hohenheim. 4. Auflage.
- Freibauer, A. et al. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. In: Natur und Landschaft, S. 20 - 25
- Hooijer, A. et al. (2006): PEAT-CO₂, Assessment of CO₂ emissions from drained peatlands in SE Asia. In: Delft Hydraulics report Q3943
- Held, C., Tennigkeit, T., Techel, G., Seebauer, M. (2010): Analyse und Bewertung von Waldprojekten und entsprechender Standards zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. Deutsche Emissionshandelsstelle Umweltbundesamt. Förderkennzeichen 390 01 019 UBA-FB 001443.
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- Joosten, H. (2009): MRV approaches in the BMU Belarus peatland project. Greifswald University, Germany
- Joosten, H., Couwenberg, J. (2009): Are emission reductions from peatlands MRV-able? Greifswald University and Wetlands International.
- Loboda, Stephan (2010): Tagung zur Waldbewirtschaftung auf Moorstandorten. AFZ Der Wald 03/2010. S. 42-44.
- MLUV (2009): Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes

zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern.

Peters-Stanley, M., et al. (2011): State of the Voluntary Carbon Markets

Redmann, M., Held, C., Merger, E. (2011): Klimaschutzbeiträge: Nur Pflicht oder auch Chance? Holz-Zentralblatt Nr. 36, 868 – 870.

Reidl K. et al. (2006): Renaturierung von Mooren – ein Beispiel für integrative Konzepte im Naturschutz. horizonte 28/2006. S. 24-27.

Scholtes, M. et al. (1997): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet „Hangbrücher bei Morbach“

Scholtes, M. (2002): Die Brücher – Mittelgebirgsmoore im Hunsrück dargestellt am Beispiel des NSG „Hangbrücher bei Morbach“. In: TELMA Band 22, S. 63-106

Succow, M., Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. - E. Schweizerbarthsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Städtler, H. (2009): Die Renaturierung von Waldmooren im Solling. AFZ Der Wald. 17/2009. S. 910-913.

Tanneberger, F. et al. (2009): Climate and biodiversity benefits of peatland restoration in Belarus. Proceedings of the SWS European Chapter Meeting, 20th May - 24th May 2009, Erkner: S. 20-21.

Trepel, M. (2007): Zur Bedeutung von Mooren in der Klimadebatte. In: Jahresbericht des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2007/08.

<http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/jahrbe07/Zur%20Bedeutung%20von%20Mooren.pdf>

Umweltbundesamt (UBA), Hrsg. (2010): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2010. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2008. In: Climate Change 03/2010

UBA (2008): Leitfaden zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) im Umweltbundesamt.

Verified Carbon Standard (2011). Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU) Requirements. VCS Version 3. Verified Carbon Standard.

<http://www.v-c-s.org/sites/v-c-s.org/files/AFOLU%20Requirements,%20v3.0.pdf>

Wagner A., Wagner I. (2005): Leitfaden der Niedermoorrenaturierung in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg.

Wetland International (2010). On AFOLU, 'wetland management' and the road to land-based accounting – Questions and Answers. Wetlands International & University of Greifswald.

