

**Bärbel Tiemeyer, Michel Bechtold, Susanne Belting,
Annette Freibauer, Christoph Förster, Elisabeth Schubert,
Ullrich Dettmann, Stefan Frank, Daniel Fuchs, Jörg Gelbrecht,
Beate Jeuther, Andreas Laggner, Eva Rosinski,
Katharina Leiber-Sauheitl, Jens Sachteleben, Dominik Zak
und Matthias Drösler**

Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen Bewertungsinstrumente und Erhebung von Indikatoren



Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen

Bewertungsinstrumente und Erhebung von Indikatoren

**Bärbel Tiemeyer, Michel Bechtold, Susanne Belting,
Annette Freibauer, Christoph Förster, Elisabeth Schubert,
Ullrich Dettmann, Stefan Frank, Daniel Fuchs, Jörg Gelbrecht,
Beate Jeuther, Andreas Laggner, Eva Rosinski,
Katharina Leiber-Sauheitl, Jens Sachteleben, Dominik Zak,
Matthias Drösler**

Titelbild: Ökosystemleistungen von Mooren (E. Schubert, PAN GmbH, B. Tiemeyer).

Autorinnen und Autoren

Bärbel Tiemeyer¹, Michel Bechtold¹, Susanne Belting^{1,2}, Annette Freibauer^{1,3}, Christoph Förster⁴, Elisabeth Schubert⁵, Ullrich Dettmann¹, Stefan Frank^{1,6}, Daniel Fuchs⁵, Jörg Gelbrecht⁷, Beate Jeuther⁵, Andreas Laggner¹, Eva Rosinski⁸, Katharina Leiber-Sauheitl¹, Jens Sachteleben⁵, Dominik Zak^{7,9}, Matthias Drösler⁴

Adressen der Autorinnen und Autoren:

- ¹ Thünen Institut für Agrarklimaschutz, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, baerbel.tiemeyer@thuenen.de
- ² Belting Umweltplanung, Schwatte Damm 50, 49448 Quernheim, belting.umweltplanung@t-online.de
- ³ Landesamt für Landwirtschaft, Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz, Lange Point 12, 85354 Freising, Annette.Freibauer@lfl.bayern.de
- ⁴ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT), Institut für Ökologie und Landschaft, Professur für Vegetationsökologie, Am Hofgarten 4, 85354 Freising, matthias.droesler@hswt.de
- ⁵ PAN Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, Rosenkavalierplatz 8, 81925 München, daniel.fuchs@pan-gmbh.com
- ⁶ Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Stilleweg 2, Hannover, stefan.frank@lbeg.niedersachsen.de
- ⁷ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Chemische Analytik und Biogeochemie, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, gelbr@igb-berlin.de
- ⁸ Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster (eva.rosinski@uni-muenster.de)
- ⁹ Department of Bioscience, Aarhus University, Vejlsovej 25, 8600 Silkeborg, Dänemark, doz@bios.au.dk

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Karin Ullrich Fachgebiet II 2.1 „Biotopschutz und Biotopmanagement, Nationales Naturerbe“

Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de). BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.moorschutz-deutschland.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
 Konstantinstr. 110
 53179 Bonn
 URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-199-3

DOI 10.19217/skr462

Bonn - Bad Godesberg 2017

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	21
Summary	27
1 Einleitung	32
1.1 Motivation.....	32
1.2 Das Projekt „Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ: 3511820500).....	32
1.3 Definition von Moorschutz	33
1.4 Ziele der Instrumente	33
1.5 Anwendungsbereiche und Nutzergruppen.....	33
1.6 Die Erwartungen der Nutzer an die Instrumente.....	34
1.7 Drei Anwendungsebenen, drei Genauigkeitsstufen	35
2 Teil I: Bewertung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen	39
2.1 Biodiversität – Vegetation.....	39
2.1.1 Bewertungsverfahren – Definitionen und „Moorpunkte“.....	39
2.1.2 Methodik Bewertungsschema Niedersachsen.....	41
2.1.3 Methodik Bewertungsschema Bayern	42
2.1.4 Übertragbarkeit auf andere Bundesländer.....	45
2.2 Biodiversität – Fauna.....	45
2.2.1 Einleitung	45
2.2.2 Bewertungsverfahren	46
2.2.3 Datengrundlagen für die Bewertung	48
2.3 Nährstoffretention und -freisetzung	49
2.3.1 Einleitung	49
2.3.2 Ziele und Anwendung der Matrix.....	50
2.3.3 Modellierung der Nährstoffausträge	51
2.4 Aufnahme und Emission von Treibhausgasen.....	59
2.4.1 Einleitung	59
2.4.2 Ziel und Anwendung der Emissionstabellen.....	60
2.4.3 Ziel und Anwendung der Matrix für die Gebietsrelevanz.....	66
2.4.4 Ableitung der Ampelklassen in der Klimamatrix.....	67
2.4.5 Beispielergebnisse für ein fiktives Moorgebiet	68

2.5	Ökosystemleistungen Wasserhaushalt.....	72
2.5.1	Hochwasserschutz	72
2.5.2	Kühlende Wirkung auf das Regionalklima	72
2.5.3	Grundwasserneubildung	73
3	Teil II: Bewertung der Rahmenbedingungen.....	74
3.1	Indikatoren für regionale und lokale Rahmenbedingungen	74
3.1.1	Einleitung	74
3.1.2	Fragen und Vorgehen bei der Erhebung der Indikatoren für Rahmenbedingungen.....	75
3.1.3	Indikatorenset 1: Hintergrundinformation zur regionalen Moorkulisse.....	76
3.1.4	Übersicht über die Indikatorensets 2 und 3 zu Rahmenbedingungen	79
3.1.5	Indikatorenset 2: Regionale Rahmenbedingungen in den Moorflächen	80
3.1.6	Indikatorenset 3: Lokale Rahmenbedingungen in Projektgebieten	89
3.2	Checkliste für Moorprojekte	93
4	Teil III: Erhebung der Indikatoren.....	98
4.1	Auswahl der Indikatoren	98
4.2	Topographie	101
4.2.1	Einleitung	101
4.2.2	Terrestrische Vermessung	101
4.2.3	Laserscan	102
4.2.4	Setzen von Festpunkten.....	104
4.3	Zustand des Torfkörpers - Bodeneigenschaften	104
4.3.1	Einleitung und Definitionen.....	104
4.3.2	Bodenkundliche Aufnahme	107
4.3.3	Physikalische Torfeigenschaften	111
4.3.4	Chemische Torfeigenschaften.....	126
4.4	Monitoring und Indikatorfunktion der Vegetation.....	133
4.4.1	Monitoring – Vegetation	134
4.4.2	Grundwasserstand: Indikatorfunktion der Vegetation	150
4.5	Hydrologie	172
4.5.1	Einleitung	172
4.5.2	Grundwasserstände	174
4.5.3	Wasserstände Oberflächengewässer	183

4.5.4	Offene Wasserflächen.....	183
4.5.5	Durchflussmessungen.....	183
4.5.6	Niederschlag	185
4.5.7	Verdunstung.....	186
4.5.8	Monitoring einer Referenzfläche.....	189
4.5.9	Schlussfolgerungen: Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise	189
4.6	Wasserqualität	193
4.6.1	Einleitung	193
4.6.2	Datenquellen.....	195
4.6.3	Messung von Stoffkonzentrationen: Feld- und Laboranalytik.....	197
4.6.4	Probenahme in Oberflächengewässern, Grundwasser und Bodenwasser	202
4.6.5	Stoffbilanzen	211
4.6.6	Empfehlungen zur zeitlichen und räumlichen Auflösung der Probenahme	214
4.6.7	Schlussfolgerungen: Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise	220
4.7	Treibhausgase	221
4.7.1	Übersicht.....	221
4.7.2	Definitionen und Gleichungen	222
4.7.3	Genauigkeit der THG-Emissionsberechnung: Balance zwischen Punkt- und Flächendaten.....	226
4.7.4	Überblick über Mess-, Berechnungs- und Schätzverfahren für THG-Emissionen	227
4.7.5	Direkte Messung der THG-Emissionen	229
4.7.6	Messung mit der Sackungsmethode als Proxy für CO ₂ -Emissionen.....	237
4.7.7	Vergleich der Messmethoden zur Bestimmung der THG-Emissionen aus Mooren	244
4.7.8	Emissionsfaktoren nach Landnutzungsklassen	245
4.7.9	Vegetationsbasierte Treibhausgas-Emissionsklassen.....	250
4.7.10	Modellierung der Treibhausgasemissionen	252
4.7.11	Weitere teilweise nicht erfasste Treibhausgasquellen	254
4.8	Landnutzung und Management.....	255
4.8.1	Einleitung	255
4.8.2	Landnutzungskategorien	257
4.8.3	Managementdaten nach Landnutzungskategorien	259
5	Teil IV: Erholung.....	265

5.1	Einleitung	265
5.2	Ziele und Methoden der Studie	266
5.3	Darstellung und Analyse der Interviewergebnisse	270
5.3.1	Organisationsstrukturen und Verantwortlichkeiten.....	270
5.3.2	Verhaltensregeln für das Betreten der Moorgebiete	271
5.3.3	Ziele der Bildungs- und Erholungsangebote.....	272
5.3.4	Zielgruppen der Bildungs- und Erholungsangebote.....	272
5.4	Attraktivität der Moorgebiete.....	274
5.4.1	Besucherlenkung	275
5.4.2	Schutzziele.....	278
5.4.3	Synergien mit den Schutzzielen	278
5.4.4	Konflikte mit den Schutzzielen.....	278
5.4.5	Abschließende Bewertung	279
5.5	Synthese und Ableitung von Empfehlungen	279
5.5.1	Akzeptanz von Moorgebieten.....	279
5.5.2	Umfang und Inhalte der Bildungs- und Erholungsangebote.....	280
5.5.3	Besucherlenkung	282
5.6	Checkliste Tourismus	282
	Dank	289
	Literaturverzeichnis	290
	Anhang I: Bewertung der Biotoptypen Niedersachsen	308
	Anhang II: Bewertungstabelle Vegetation Bayern	315

Abbildungsverzeichnis

Abb 1:	Instrumentenkasten des Projekts „Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ: 3511 82 0500) (ÖL: Ökosystemleistungen).....	36
Abb. 2:	Niedermoor - Beispiele zur Bewertung der Biotoptypen in zwei Teilgebieten (TG) im Ochsenmoor in Niedersachsen.....	40
Abb. 3:	Hochmoor - Beispiele zur Bewertung der Biotoptypen in zwei Teilgebieten (TG) im Neustädter Moor in Niedersachsen	41
Abb. 4:	Nährstoffmatrix – Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“).....	53
Abb. 5:	Nährstoffmatrix – Genauigkeitsstufe G2 (semi-quantitative Einschätzung).....	56
Abb. 6:	KLIMA Emissionstabellen (KLIMA 1, KLIMA 2, KLIMA 3).....	62
Abb. 7:	KLIMA Evaluierungsmatrix für die Relevanz eines Gebietes für den Klimaschutz	64
Abb. 8:	Flächenanteile eines fiktiven Mooregebietes im Status quo und in Maßnahmenzenarien nach Treibhausgasemissionsklassen	71
Abb. 9:	Treibhausgasemissionen und Emissionsintensität eines fiktiven Mooregebietes im Status quo und in Maßnahmenzenarien	71
Abb. 10:	Regionale Moorkulisse im Landkreis Diepholz	78
Abb. 11:	Bewertungsampel für die Rahmenbedingungen: Die Bedeutung der Ampelfarben und spezielle Restriktionen hinsichtlich der Umsetzbarkeit von Moorschutz.....	80
Abb. 12:	Geodaten für den Landkreis Diepholz aus bundesweit verfügbaren Datenquellen: A) Landnutzung, B) Böden nach ROßKOPF et al. (2015), C) Schutzgebiete, D) Wasserstände nach BECHTOLD et al. (2014); Erklärung der Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis	87
Abb. 13:	Anwendungsbeispiel für bundesweit verfügbare Indikatoren für regionale Rahmenbedingungen für den Landkreis Diepholz	88
Abb. 14:	Höhenmodelle aus Laserscan-Befliegungen: Schematische Darstellung der Datenerhebung	102
Abb. 15:	Aktuelle Übersicht über die Erfassungsstufen des aktuellen DGM10; Quelle: BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE, Hannover (Stand: Oktober 2014)	103
Abb. 16:	Definition der „organic soils“ nach IPCC (2006) sowie von Moor- und Anmoorhorizonten nach KA5; den Achsen wurde ein Umrechnungsfaktor von 2,0 zwischen Bodenkohlenstoff (C_{org}) und organischer Bodensubstanz (OBS) zu Grunde gelegt; die unterschiedlichen Mindestmächtigkeiten der organischen Horizonte sind in der Abbildung nicht enthalten.....	105
Abb. 17:	Zusammenhang zwischen Trockenrohdichte und C_{org} (a) bzw. Zersetzungsgrad nach VON POST (b) Aa: Anmoorige Substrate mit weniger als 30 % organischer Bodensubstanz (Daten: BEYER et al. (2015), BEYER & HÖPER (2014), FRANK et al.	

	(2014), HÖLL et al. (2009), KECHAVARZI et al. (2010), LEIBER-SAUHEITL et al. (2014), LEIFELD et al. (2011), OLESCZUK et al. (2010), REDDING & DEVITO (2006), SCHINDLER & MÜLLER (2010), SCHWÄRZEL et al. (2002), TIEMEYER et al. (2007))	112
Abb. 18:	Abhängigkeit der gesättigten Leitfähigkeit (K_s) vom Zersetzungsgrad (VON POST H1-3, VON POST H4-6 und VON POST H7-H10) und Moortyp (Daten: BAIRD (1997), BARTELS & KUNTZE (1973), BOELTER (1965), DETTMANN et al. (2014), GAFNI (1986), HEMOND & CHEN (1990), IVANOV (1981), INGRAM et al. (1975), IRWIN (1968), LETTS et al. (2000), MAGNUSSEN (1994), RADFORTH (1977), ROMANOV (1968), RONKANEN & KLØVE (2005) und SCHWÄRZEL et al. (2006a))	115
Abb. 19:	Übersicht über Methoden zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit	116
Abb. 20:	Prinzip der Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_s -Wert) mittels Haubenpermeameter (nicht maßstabsgetreu)	117
Abb. 21:	Aufbau eines Infiltrationsversuches mit Doppelringinfiltrometer	118
Abb. 22:	Retentionsfunktion von zwei organischen Böden (H2 und H10 nach DETTMANN et al. 2014) und zwei Beispielen für mineralische Böden (Sand und Ton nach HYDRUS-1D Soil Catalog, ŠIMŮNEK et al., 2013)	120
Abb. 23:	Volumetrischer Wassergehalt bei verschiedenen pF -Werten ($pF = \log_{10}(\text{Saugspannung})$) von unterschiedlich stark zersetzten Torfen nach BARTELS & KUNTZE (1968), BURGHARDT & KUNTZE (1984), DETTMANN et al. (2014) und SCHWÄRZEL et al. (2006b)	121
Abb. 24:	Gelöster reaktiver Phosphor (SRP) im aeroben Porenwasser nach Eisenausfällung in Abhängigkeit vom Fe:P-Verhältnis (links) und Zusammenhang zwischen Fe:P-Verhältnis im Torf und im Porenwasser (rechts) (Zak et al., 2010, verändert)	127
Abb. 25:	Sequentielles chemisches Extraktionsverfahren zur Bestimmung von unterschiedlich mobilisierbaren P-Fractionen nach ZAK et al. (2008); die analysierten gelösten Stoffe in den Extrakten sind in Klammern aufgeführt (TDP: gesamter gelöster Phosphor, DOC: gelöster organischer Kohlenstoff); gelöster reaktiver Phosphor kann häufig aufgrund der starken Eigenfärbung der Extrakte nicht bestimmt werden	131
Abb. 26:	Anlage von Dauerbeobachtungsflächen (links), Markierungsmagnete (rechts)	137
Abb. 27:	Fotodokumentation einer Beweidungsausschlussfläche	141
Abb. 28:	Vernässungsflächen nach durchgeführten Maßnahmen	141
Abb. 29:	Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrol. Sommerhalbjahres, Mai bis Oktober) mit BfN-Biototypen (um trockenes extensives Grünland "GEM" ergänzt); Boxplot der Sommermittel (für die jeweilige Datenbelegung siehe Tabelle 24)	158

Abb. 30:	Bioindikation von Wasserständen (3-6 jähriges Mittel) mit BfN-Biototypen (um trockenes extensives Grünland "GEM" ergänzt); Boxplot der Jahresmittel der Grundwasserstände (Datenbelegung siehe Tabelle 24).....	159
Abb. 31:	Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrol. Sommerhalbjahres, Mai bis Oktober) mit Biototypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels; Boxplot der Sommermittel (für die jeweilige Datenbelegung siehe Tabelle 27).....	163
Abb. 32:	Bioindikation von Wasserständen (3-6 jähriges Mittel) mit Biototypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels; Boxplot der Jahresmittel der Grundwasserstände (Datenbelegung siehe Tabelle 27).....	164
Abb. 33:	Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrol. Sommerhalbjahres, Mai bis Oktober) mit Biototypen des Bayerischen Kartierschlüssels; Boxplot der Sommermittel (für die jeweilige Datenbelegung siehe Tabelle 30).....	168
Abb. 34:	Bioindikation von Wasserständen (3-6 jähriges Mittel) mit Biototypen des Bayerischen Kartierschlüssels; Boxplot der Jahresmittel der Grundwasserstände (Datenbelegung siehe Tabelle 30)	169
Abb. 35:	Schematische Darstellung des Effekts unterschiedlicher Verfilterungen (gestrichelte Linie) des Pegelrohrs auf Messungen des Wasserstands (Situation Infiltration, Druckhöhe unterhalb Stauhorizont niedriger als Moorwasserstand)	174
Abb. 36:	Reduzierung des Fehlers des Jahresmittels des Grundwasserstands bei zunehmender Messfrequenz manueller Messungen; Fehler hier dargestellt als Abweichung (Mittlere Abweichung und 95 % Quantil) vom wahren Jahresmittel; Datenbasis: Kontinuierliche Wasserstandsdaten aus dem Verbundprojekt organische Böden für extensives und intensives Grünland und naturnahe Standorte	178
Abb. 37:	Reduzierung des Fehlers des langjährigen mittleren Wasserstands bei zunehmender Anzahl von Messjahren auf Basis kontinuierlicher Messungen; Fehler ist hier dargestellt als Abweichung (Mittlere Abweichung und 95 % Quantil) vom wahren Jahresmittel; Datenbasis: Kontinuierliche Wasserstandsdaten aus dem Verbundprojekt organische Böden für extensives und intensives Grünland und naturnahe Standorte; Zeitreihen wurden mit Menyanthes-Modellierung auf 30-jährige (trendfreie) Zeitreihen extrapoliert	179
Abb. 38:	Semivariogramm der räumlichen Variabilität der Grundwasseroberfläche nach einer Trendbereinigung, d.h. die Grundwasseroberfläche wurde um eine einfache Hangneigung und Krümmung korrigiert, um die Variabilität abseits des großräumigen Trends zu analysieren; Punkte und Linien in rot zeigen das Gesamtvariogramm aller Hochmoore (links) und Niedermoore (rechts); die schwarzen Kreise sind die Werte unterschiedlicher Abstandsklassen aus den Einzelmooren	182
Abb. 39:	Beispiel für ein Messwehr (BAFU, 2009).....	184
Abb. 40:	Induktives Durchflussmessgerät im Einsatz, Foto: B. Tiemeyer	185

Abb. 41:	ährliche Verdunstungssummen verschiedener Vegetationstypen (Deutschland, Niederlande, Großbritannien, Irland, Polen) in Abhängigkeit vom Wasserstand (Daten aus: BERNATOWICZ et al., 1976; BADEN & EGGELSMANN, 1968; DANNOWSKI & BALLA, 2004; FERMOR et al., 2001; HENDRIKS et al., 2007; HERBST & KAPPEN, 1999; HERBST et al., 1999; KOERSELMAN & BELTMAN, 1988; MÜLLER et al., 2005; NIEVEEN & JACOBS, 2002; ROBINSON et al., 1991, SOTTOCORNOLA & KIELY, 2010)); bei mehrjährigen Datenreihen werden Mittelwerte gezeigt	188
Abb. 42:	Schematische Darstellung der Fehler bei der Erstellung einer flächigen Karte des langjährigen Grundwasserflurabstands; schematische Fehlerbereiche basieren auf den durchgeführten Analysen sowie auf Experteneinschätzungen, GOK: Geländeoberkante.....	190
Abb. 43:	Fraktionen des Kohlenstoffs im Boden-, Grund- und Oberflächenwasser von Mooren.....	200
Abb. 44:	Geöffneter Autosampler (Teledyne Isco, Inc., Lincoln, USA) mit 24 Probenflaschen (links) und geschlossener Autosampler in Messhütte (im Hintergrund Datenlogger (UGT, Müncheberg, D) und Boxen mit Autobatterien zur Stromversorgung, rechts).....	203
Abb. 45:	Links: Im Torf verfiltertes Grundwasserrohr; rechts: Prinzip der Probenahme mittels „Bailer“ mit Rückschlagventil (Kugel) (nach BUWAL, 2003)	204
Abb. 46:	Schematischer Aufbau eines Dialysesammlers (nach GELBRECHT et al., 2008, links) und Dialysesammler mit 12 Kammern nach 4 wöchiger Installationszeit in einem naturnahen Hochmoor (rechts).....	206
Abb. 47:	Installation einer Glassaugplatte (Durchmesser: 8 cm) für die Messungen von gelöstem organischem Kohlenstoff an einem naturnahen Hochmoorstandort (links) und schematischer Aufbau (rechts).....	207
Abb. 48:	Vergleich der Konzentrationen von a) gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC), b) gelöstem organischen Stickstoff (DON), c) Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N), d) Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N) und Sulfat (SO ₄) im Bodenwasser in Abhängigkeit von Landnutzung und Probenahmemethode (Standort: Ahlen-Falkenberger Moor, IG = Intensivgrünland, EG = Extensivgrünland, NN = naturnah, WV = wiedervernässt, Zeitraum: Februar 2012 bis Februar 2013); die Balken zeigen Jahresmittel, die Fehlerbalken Standardabweichungen aller Einzelmessungen aller Tiefen (n = 1777)	210
Abb. 49:	Schematische Darstellung der wassergebundenen Import- und Exportgrößen und Einflussfaktoren auf intern ablaufende Prozesse an einem degradierten und landwirtschaftlich genutzten Moorstandort.....	212
Abb. 50:	Abhängigkeit der Fehler von jährlichen NO ₃ -N-Frachten vom Probenahmeintervall und vom Vorhandensein kontinuierlicher Durchflussdaten (nach TIEMEYER et al., 2010, vereinfacht); Berechnung der Frachten mit Gleichung 5 bzw. 6 und 7	216
Abb. 51:	Auswirkungen des Probenahmeintervalls auf die berechneten Jahresmittelwerte von a) gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC), b) gelöstem organischen	

	Stickstoff (DON), c) Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) und d) Sulfat (SO ₄ ²⁻); die linke Spalte zeigt den Mittelwert für vier Messstandorte aus 14tägiger Probenahme (Grundwasserrohre) als Balken und die sich aus 3-monatlicher Beprobung ergebenden maximalen und minimalen Mittelwerte; mittlere und rechte Spalte: relative und absolute Abweichung vom Mittelwert aus 14-tägiger Probenahme in Abhängigkeit vom Probenahmeintervall	217
Abb. 52:	Mittelwerte, Standardabweichungen und Anzahl der Messtermine (n) über 1,5 (DOC) bzw. drei Jahre (alle anderen Stoffe) von a) gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC), b) Gesamt-Phosphor (P _t), c) Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N) und d) Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) in sechs Grundwasserrohren an einem als Grünland genutzten Niedermoorstandort sowie e) Grundwasserflurabstände (Boxplots) und Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff (C _{org}) (schwarze Rauten)	219
Abb. 53:	Typischer Tagesgang von NEE, GPP und R _{ECO} ; am Beispieltag ist der Standort eine Nettoquelle von CO ₂ von 3,2 g C m ⁻² d ⁻¹ ; statt in [g m ⁻² a ⁻¹] werden jährliche C- und THG-Bilanzen meist in [t ha ⁻¹ a ⁻¹] angegeben; dabei gilt: 100 g m ⁻² a ⁻¹ = 1 t ha ⁻¹ a ⁻¹	223
Abb. 54:	Typische Jahrgänge der täglichen Flüsse der Ökosystematmung (R _{ECO} , oben), Bruttoprimärproduktion (GPP, Mitte) und dem Nettoökoystemaustausch (NEE, unten) von zwei Hochmoorstandorten (gräserdominiertes, trockenes Grünland und Nassgrünland mit Sphagnen) in Norddeutschland (LEIBER-SAUHEITL et al., 2014 und LEIBER-SAUHEITL, unveröffentlicht); R _{ECO} reagiert v.a. auf Temperatur (oben, °C), GPP auf photosynthetisch aktive Strahlung (PAR, μmol m ⁻² s ⁻¹) in typischen Jahrgängen; NEE wechselt zwischen CO ₂ -Quelle und -senke je nachdem, ob R _{ECO} oder GPP überwiegen; die Jahresbilanz ergibt sich als Summe der dargestellten Tagesflüsse und variiert mit Standort und Messjahr.	224
Abb. 55:	Klimaschutzwirkung von Projekten → Herausforderung auf zwei Ebenen; Übersicht der Problemstellung der Erfassung der Treibhausgasemissionen für ein Projektgebiet, Fotos: B. Tiemeyer, M. Bechtold	226
Abb. 56:	Nicht-transparente Hauben zur Messung von Methan und Lachgas.....	230
Abb. 57:	Messtelleneinrichtung mit transparenter Haube und mobiler CO ₂ -Messtechnik	231
Abb. 58:	Schematische Darstellung der mit dem mittleren Luftstrom transportierten rotierenden Wirbel (Eddies) am Eddy-Kovarianz-Messstandort Schechenfilz (Hochmoor-Wald), Foto: M. Drösler.....	234
Abb. 59:	Links: 30m hoher, besteigbarer Eddy-Kovarianz Messturm am drainierten Fichtenstandort Mooseurach; rechts: Typische Messausrüstung für CO ₂ , H ₂ O und CH ₄ Messungen am naturnahen Hochmoorwaldstandort Schechenfilz, Foto: M. Drösler	235
Abb. 60:	PEP-Modell (peatland emissions predictor) DRÖSLER et al. (2013).....	253
Abb. 61:	Bohlenwege müssen regelmäßig überprüft und ausgebessert werden (Foto: E. Schubert)	270

Abb. 62:	Hinweis auf die Verhaltensregeln direkt am Eingang zum Naturschutzgebiet „Wurzacher Ried“ (Foto: E. Schubert)	271
Abb. 63:	Moore faszinieren durch die Besonderheit und die Vielfalt ihres Landschaftsbildes; zu sehen sind Beispiele für eine renaturierte Hochmoorlandschaft mit Abbausee im Wurzacher Ried (Fotos: E. Schubert) ..	275
Abb. 64:	Bohlenwege sind wirksame Instrumente zur Besucherlenkung (Foto: E. Schubert)	276
Abb. 65:	Naturschutzgebiet Wurzacher Ried. Der Hochmoorkörper (in Rot dargestellt) wird nur an einer Stelle von einer Straße durchschnitten. Die Angebote für BesucherInnen beschränken sich auf den Rand des Schutzgebietes, in direkter Nähe zur Stadt sowie zum Riedsee (gelb eingekreist) (Foto: E. Schubert).....	277
Abb. 66:	Beispiel Niedermoorgebiet Königsauer Moos; auf dem linken Bild ist eine Wiese mit angelegtem Tümpel zu sehen; das rechte Bild zeigt eine Grabenaufweitung (Fotos: R. Hettrich).....	277

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Wertstufen von Biotoptypen nach VON DRACHENFELS (2012)	42
Tab. 2:	Wertstufen der Gefährdung bzw. der Seltenheit; Ableitung aus RIECKEN et al. (2006) für die Regionen NO-Mittelgebirge, SW-Mittelgebirge, Alpenvorland, Alpen und Einschätzungen des BayLfU; die Zuordnung der Biotoptypen zu den Wertstufen 0 bis 2 erfolgt über die Seltenheit	43
Tab. 3:	Wertstufen der Wiederherstellbarkeit bzw. der Ersetzbarkeit; Ableitung aus RIECKEN et al. (2006), BayLfU (2006), ARGE Eingriff-Ausgleich NRW (1994), Einschätzungen des BayLfU	43
Tab. 4:	Wertstufen der Natürlichkeit; Ableitung aus SUKOPP (1972), KLOTZ & KÜHN (1992), ARGE Eingriff- Ausgleich NRW (1994), RIECKEN et al. (2006), Einschätzungen des BayLfU	44
Tab. 5:	Bewertung der moortypischen Biodiversität („Moorpunkte“) am Beispiel ausgewählter Tagfalterarten.....	48
Tab. 6:	Ausgefüllte KLIMA 3 Emissionstabelle "Moorgebiet" für die Klimawirkung nach Status quo eines fiktiven Moorgebietes	69
Tab. 7:	Ausgefüllte Bewertungsmatrix 1a für die Bewertung der Quelle von Treibhausgasen (THG) im Status quo eines fiktiven Moorgebietes	70
Tab. 8:	Indikatoren zur regionalen Moorkulisse. ATKIS-Basis-DLM: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem-Basis-Digitales Landschaftsmodell (siehe Kapitel 3.1.7).....	77
Tab. 9:	Anzahl der Indikatoren nach Themenbereichen auf Region- bzw. Gebiet-Ebene	79
Tab. 10:	Indikatorenset 2: Regionale Rahmenbedingungen in den Moorflächen (Erklärung der Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis)	82
Tab. 11:	Indikatorenset 3: Zusätzliche Indikatoren für lokale Rahmenbedingungen in Projektgebieten (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis)	90
Tab. 12:	Für die Evaluierung der Rahmenbedingungen, für die Vernässungsplanung und das Bewertung der verschiedenen Ökosystemleistungen notwendige Parameter. G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), X: zutreffend bzw. notwendig, (X): zum Teil bzw. je nach Kenntnisstand des Bearbeiters zutreffend (siehe auch Fußnoten). Aufgenommene Parameter können je nach Projektzielstellung selbstverständlich variieren! (Download: http://www.moorschutz-deutschland.de/index.php?id=330).....	99
Tab. 13:	Zuordnung zwischen den im Teilkapitel „Boden“ erläuterten Messgrößen und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL). G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), ✓: zutreffend, (✓): zum Teil bzw. je nach Kenntnisstand des Bearbeiters zutreffend	107

Tab. 14:	Bestimmung des Zersetzungsgrades (AD-HOC AG BODEN, 2005, VON POST, 1924).....	110
Tab. 15:	Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise für verschiedene Methoden der Bestimmung der gesättigten (K_s) und ungesättigten (K_u) hydraulischen Leitfähigkeit von Torfen.....	124
Tab. 16:	Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise für verschiedene Methoden zur Bestimmung der Wasserretentionseigenschaften von Torfen.....	125
Tab. 17:	Analytische Methoden ausgewählter chemischer Bodenparameter.....	126
Tab. 18:	Beispiele für Eisen- und Phosphorgehalte in Torfen (Angaben in mg/g Trockenmasse) mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad (H) nach VON POST (1924) ausgewählter entwässerter, wiedervernässter und naturnaher Niedermoore. (Daten: GELBRECHT et al., 2008, SCHEFFER & BLANKENBURG, 1983).....	129
Tab. 19:	Modifizierte Schätzskala nach LONDO	136
Tab. 20:	Schätzskala nach BRAUN-BLANQUET (1964).....	138
Tab. 21:	Schätzskala nach BRAUN-BLANQUET (1964), erweitert von REICHELT & WILMANN (1973)	138
Tab. 22:	Übersicht für Kartierungen inkl. Fotodokumentation und Luftbildauswertung....	142
Tab. 23:	Klassifikation optischer FE-Sensoren nach geometrischer Auflösung und Anwendungsmaßstab (aus MÖLLER 2011 in STROBL et al. 2011 - modifiziert und ergänzt nach NEER 1999).....	149
Tab. 24:	Aggregierte BfN-Biotoptypen; es wurde aggregiert, bis Vegetationsaufnahmen mit Wasserständen aus mindestens 3 verschiedenen Gebieten vorgelegen haben (Ausnahmen: Borstgrasrasen, Torfabbaubereich und Moorregenerationsfläche)	155
Tab. 25:	Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrologischen Sommerhalbjahres) mit BfN-Biotoptypen; gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen	160
Tab. 26:	Bioindikation von Wasserständen (Jahresmittel, 3 bis 6 jähriges Mittel) mit BfN-Biotoptypen; gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen.....	161
Tab. 27:	Aggregierte Biotoptypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels; es wurde aggregiert, bis Vegetationsaufnahmen mit Wasserständen aus mindestens 3 verschiedenen Gebieten vorgelegen haben (Ausnahmen: GNW und MWD)....	162
Tab. 28:	Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrologischen Sommerhalbjahres) mit Biotoptypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels; gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen	165
Tab. 29:	Bioindikation von Wasserständen (Jahresmittel, 3 bis 6 jähriges Mittel) mit Biotoptypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels; gewichtete Statistik der	

	Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen	166
Tab. 30:	Aggregierte Biotoptypen des Bayerischen Kartierschlüssels (wenn nicht vorhanden Biotoptypen aus Biotopwertliste); es wurde aggregiert, bis Vegetationsaufnahmen mit Wasserständen aus mindestens 3 verschiedenen Gebieten vorgelegen haben (Ausnahme: GH00BK)	167
Tab. 31:	Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrologischen Sommerhalbjahres) mit Biotoptypen des Bayerischen Kartierschlüssels; gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen	170
Tab. 32:	Bioindikation von Wasserständen (Jahresmittel, 3 bis 6 jähriges Mittel) mit Biotoptypen des Bayerischen Kartierschlüssels; gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen	171
Tab. 33:	Übersicht über Aufwand, Kosten und Expertise bei der Erfassung des langjährigen Grundwasserflurabstands für ein Projektgebiet	191
Tab. 34:	Übersicht über Aufwand, Kosten und Expertise weiterer hydrologischer Methoden; Messung der Wasserstände der Oberflächengewässer entspricht der Spalte der Grundwasserpegel, siehe Tabelle 33, mit Ausnahme der Anschaffungskosten für manuelle Messungen, die beim Oberflächenwasser noch günstiger sind	192
Tab. 35:	Zuordnung zwischen den in diesem Teilkapitel erläuterten Messgrößen im Bereich Wasser und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL); G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), (G1): u.U. notwendig, ✓: zutreffend	193
Tab. 36:	Zuordnung zwischen den in diesem Teilkapitel „Wasserqualität“ erläuterten Parametern und Beprobungsmethoden und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL); G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), ✓: zutreffend ...	195
Tab. 37:	Analytische Methoden ausgewählter Wasserinhaltsstoffe (abgeändert nach GELBRECHT et al., 2008, S. 45)	198
Tab. 38:	Treibhausgase, Treibhausgaspotenzial und wichtige Prozesse	222
Tab. 39:	Methoden zur Berechnung von THG-Emissionen, berücksichtigte THG-Emissionen außer Torfentnahme und die bei guter Datenlage erreichbare Genauigkeitsstufe	228
Tab. 40:	Vergleich der Messverfahren für Treibhausgase mit Torfsackung, Messhauben und Eddy-Kovarianz	244

Tab. 41:	Landnutzungskategorien und Standard-Emissionsfaktoren nach IPCC (2014); die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit.....	246
Tab. 42:	Emissionsfaktoren für die Landnutzungskategorien der nationalen Treibhausgasberichterstattung (UBA, 2015) für CO ₂ -Emissionen aus drainierten organischen Böden alleine und kombiniert mit den Austrägen von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC); die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit; NIR - National Inventory Report.....	248
Tab. 43:	Emissionsfaktoren für die Landnutzungskategorien der nationalen Treibhausgasberichterstattung (nach UBA, 2015; GWP aktualisiert), für CH ₄ -Emissionen aus drainierten organischen Böden alleine und kombiniert mit den CH ₄ -Emissionen aus Gräben; die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit; NIR - National Inventory Report.....	249
Tab. 44:	Emissionsfaktoren für die Landnutzungskategorien der nationalen Treibhausgasberichterstattung (nach UBA, 2015, GWP aktualisiert) für N ₂ O-Emissionen aus drainierten organischen Böden; die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit; NIR - National Inventory Report.....	250
Tab. 45:	Zuordnung zwischen den in diesem Teilkapitel „Landnutzung und Management“ erläuterten Indikatoren für Landnutzung und Management und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL); G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), ✓: zutreffend.....	256
Tab. 46:	Vorstellung der Best-Practice-Beispiele von Mooregebieten in Bezug auf die Moortypen, die Größe, den Schutzstatus und die aktuelle Landnutzung	268
Tab. 47:	Vorstellung der Best-Practice-Beispiele von Mooregebieten in Bezug auf die Nutzung für Bildung und Erholung.....	269
Tab. 48:	Hinweise zur Interpretation der Checkliste Tourismus.....	283
Tab. 49:	Attraktivität des Mooregebietes für BesucherInnen	283
Tab. 50:	Störungsempfindlichkeit des Mooregebietes	284
Tab. 51:	Bedarf an zusätzlichen besucherlenkenden Maßnahmen	285
Tab. 52:	Grundsätzliche Ziele bzw. Bedarfsanalyse von Bildungs- und Erholungsangeboten	286
Tab. 53:	Auswahl der Zielgruppen.....	287
Tab. 54:	Akteure und Ressourcen.....	288

Abkürzungsverzeichnis

ALKIS	Amtliches Liegenschaftskataster-Informationssystem der Vermessungsverwaltungen in Deutschland (http://www.lv-bw.de/alkis.info/)
ATKIS	Amtliches Topografisch-Kartografisches Informationssystem der Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland, enthält aktuelle Daten zur Landnutzung in einem bundesweit einheitlichen Objektartenkatalog (Details unter http://www.adv-online.de/Startseite/)
BayKompV	bayerische Kompensationsverordnung
BayNatSchG	bayerisches Naturschutzgesetz
BD-P	Reduktiv-löslicher Phosphor
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BY	Bayern
CIR-DOP	digitale Farbinfrarot-Orthophotos (colour infrared - digital orthophotos)
CNES	Centre national d'études spatiales (Weltraumbehörde Frankreichs)
C _{org}	Organischer Kohlenstoffgehalt
DGM	digitales Geländemodell
DGM10	Digitales Geländemodell Gitterweite 10 m
DIC	gelöster anorganischer Kohlenstoff (dissolved inorganic carbon)
DLM	Digitales Landschaftsmodell, siehe ATKIS
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)
DOM	gelöste organische Substanz (dissolved organic matter)
DON	gelöster organischer Stickstoff (dissolved organic nitrogen)
DTM	Digital Terrain Model
DWD	Deutscher Wetterdienst (http://www.dwd.de/)
FFH	Fauna-Flora-Habitat (bezieht sich auf die EU-Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen)
FFH-LRT	Fauna-Flora-Habitat-Lebensraumtypen
FKZ	Förderkennzeichen
FLUXNET	„Fluxnet“ – ein globales Netzwerk von Ökosystem-Messungen von CO ₂ , Wasserdampf und Energie mit Eddy-Kovarianz (http://fluxnet.ornl.gov/)
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik der europäischen Union

GEST	„Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen“ - ein Klassifikationsmodell (COWENBERG et al. 2011)
GOK	Geländeoberkante
GPP	Bruttoprimärproduktion oder Photosynthese (gross primary production)
GPS	Globales Positionsbestimmungssystem (global positioning system“)
GWP	Treibhauspotenzial (global warming potential)
HCI-P	Säure-löslicher Phosphor
HIT	Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere, enthält Tier- und Bestandesdaten zu landwirtschaftlichen Nutztieren in Deutschland (Details unter http://www.hi-tier.de/)
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem. Zuständigkeit: Landwirtschaftsbehörden der Bundesländer: enthält Daten zur Kontrolle der Agrarausgaben der europäischen Förderung, u.a. zu landwirtschaftlichen Nutzung und Bewirtschaftung
IPCC	Weltklimarat (Intergovernmental Panel on Climate Change (http://www.ipcc.ch))
KA5	bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage (Ad-hoc-AG Boden, 2005)
K _s	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
K _u	ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit
LF	elektrische Leitfähigkeit
LGLN	Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen
LIDAR	laserbasierte Abstandsmessung (light detection and ranging)
LK	Landkreis
LRT	Lebensraumtypen
LSG	Landschaftsschutzgebiet
MIR	mittleres Infrarot
MSO	Multi-Step-Outflow (Experiment zur Bestimmung von hydraulischen Bodeneigenschaften)
NASA	National Aeronautics and Space Administration (Weltraumbehörde der USA)
NatSchG	Naturschutzgesetz
NEE	Nettoökosystemaustausch oder die Netto-CO ₂ -Bilanz eines Ökosystems (net ecosystem exchange)
NEON	National Ecological Observatory Network – ein kontinentales Observationsnetz in den Vereinigten Staaten zur Beobachtung von ökologischen Änderungen (http://www.neoninc.org/)

NEP	Nettoökosystemproduktion (net ecosystem production) – äquivalent zu NEE, aber mit umgekehrtem Vorzeichen: $NEP = - NEE$
NI	Niedersachsen
NIR	Nationaler Inventarbericht unter der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll, jährlich herausgegeben vom Umweltbundesamt
NSG	Naturschutzgebiet
OBS	organische Bodensubstanz
ÖL	Ökosystemleistung
P	Phosphor
PAR	Photosynthetisch aktive Strahlung
p_d	Trockenrohdichte
PEP	peatland emissions predictor – ein nichtlineares Regressionsmodell für die Berechnung von Treibhausgasemissionen aus Mooren (DRÖSLER et al. 2013)
pF-Wert	dekadischer Logarithmus der Saugspannung in cm Wassersäule bzw. hPa
pH-Wert	Maß für den sauren oder basischen Charakter einer wässrigen Lösung und definiert als negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionen-Aktivität
POC	partikulärer organischer Kohlenstoff (particulate organic carbon)
R_{ECO}	Ökosystematmung (ecosystem respiration) – Atmung aller lebenden Organismen eines Ökosystems, z.B. Pflanzen und Bodenmikroorganismen
RL	Rote Liste gefährdeter Arten
SPA	Besonderes Schutzgebiet (Special Protection Area) unter der EU-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG)
SRP	gelöster reaktiver Phosphor (soluble reactive phosphorus)
TC	Gesamtkohlenstoff (total carbon)
TDN	gelöster Gesamtstickstoff (total dissolved nitrogen)
TDP	gesamtelöster Phosphor (total dissolved phosphorus)
TERENO	TERrestrial ENvironmental Observatoria - eine Initiative der Helmholtz-Gemeinschaft, zielt auf die Schaffung einer Beobachtungsplattform die verschiedenste terrestrische Observatorien in unterschiedlichen Regionen Deutschlands verbindet (http://www.ufz.de/index.php?de=16350)
THG	Treibhausgas(e)
TIR	thermales Infrarot
TK	topographische Karten
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)

UAV	unbemanntes Flugobjekt (unmanned aerial vehicle)
USGS	United States Geological Survey
WE	Wertstufe
WTD	Jahresmittel des Grundwasserflurabstands (water table depth)
ZG	Zersetzungsgrad des Torfes (üblicherweise nach VON POST, 1924)

Zusammenfassung

Der Bund unternimmt erhebliche Anstrengungen zum Schutz des Klimas und für die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Mooren kommt dabei eine wichtige Rolle zu. Dementsprechend enthält die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt eine eigene Vision zum Schutz der Moore. Naturnahe Moore stellen nicht nur Lebensraum für hochspezialisierte Arten dar, sondern erbringen auch zahlreiche Ökosystemleistungen wie die Speicherung von Kohlenstoff, den Rückhalt von Nährstoffen und die Bereitstellung von Gebieten zur Erholung.

Das vom Bundesamt für Naturschutz geförderte Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ 3511 820500) hatte zum Ziel, praxisnahe Instrumente und Indikatoren für eine Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen zu entwickeln. Dabei sollen die Instrumente sowohl für die Planung zukünftiger Moorschutzprojekte als auch für die Evaluierung und Optimierung bereits durchgeführter Projekte themenspezifisch oder auch themenübergreifend eingesetzt werden können. Der Begriff „Moorschutz“ wird in diesem Projekt als „Bewahrung oder Wiederherstellung der moortypischen Biodiversität und Ökosystemleistungen durch reduzierten Verlust oder Erhalt des Torfkörpers oder Wiederanregung des Torfwachstums und Etablierung eines standorttypischen Wasser- und Nährstoffhaushalts“ definiert. In Diskussionen mit potenziellen Nutzerinnen und Nutzern der zu entwickelnden Instrumente zeigte sich, dass Biodiversität und Klimaschutz gefolgt von Nährstoffretention im Zentrum des Interesses stehen. Produktionsoptionen auf Moorstandorten sollten sich dagegen aus dem regionalen Diskurs entwickeln und können nicht von allgemeingültigen Bewertungsinstrumenten vorgegeben werden. Daher wurden Produktionsoptionen in diesem Vorhaben nicht weiter bearbeitet.

Die Entwicklung der Instrumente war ein vieldimensionaler iterativer Prozess, da im Projekt Workshops veranstaltet und viele bilaterale Gespräche mit Stakeholdern geführt wurden. Anhand der oft sehr guten spezifischen Hinweise konnten die Instrumente und Indikatoren entsprechend weiter entwickelt werden. Somit bauen die daraus hervorgehenden Lösungen auf häufig in der Praxis genutzten Daten und Informationen wie z.B. Biotoptypenkartierungen und planungsrelevanten Ebenen auf. Einfache, kurze und übersichtliche Darstellungen in „Ampelfarben“ sollen den interdisziplinären Abwägungsprozess fördern und sich auch für den Dialog mit verschiedenen Akteursgruppen vor Ort eignen.

Funktion der entwickelten Bewertungsinstrumente: Entsprechend des Spektrums der potenziellen Nutzerinnen und Nutzer sowie des Ablaufs von Planungs- und Umsetzungsprozessen werden die Instrumente für drei Anwendungsebenen (Region – Übersicht, Gebiet – Übersicht, Gebiet – Konkret) in zwei räumlichen Maßstäben (Region und Einzelprojekt/Gebiet) und drei Genauigkeitsstufen angeboten. Auf der Ebene „Region – Übersicht“ ist die Charakterisierung der Region und ihrer Moorkulisse sowie die Identifikation von möglichen Projektgebieten Hauptziel. Daher liegt der Fokus auf den Rahmenbedingungen, während eine Bewertung von Ökosystemleistungen auf dieser Ebene nur überblicksmäßig möglich ist. Die Ebene „Gebiet – Übersicht“ bezieht sich auf ein oder wenige potenzielle Projekt- bzw. Mooregebiete und hat die konkrete Ermittlung der standörtlichen, rechtlichen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen für eine Projektdurchführung zum Ziel. Eine erste Bewertung der Ökosystemleistungen ist ebenfalls möglich. Auf der Ebene „Gebiet – Konkret“ findet je nach Projektziel und Datenverfügbarkeit eine Evaluierung von Projektteilgebieten mittels Am-

pel-Matrices oder genaueren semi-quantitativen oder quantitativen Ansätzen statt. Die Bewertungsinstrumente für Biodiversität (Vegetation und Fauna), Nährstoffretention und -freisetzung und Klimaschutz wurden in bis zu drei Genauigkeitsstufen (G1, G2, G3) entwickelt. Je nach Datenverfügbarkeit sind sie auf regionaler Ebene ebenso wie für spezifische Gebiete sowohl für die Bewertung des Status quo als auch für die Bewertung von Szenarien einsetzbar und beruhen auf Ampel-Matrices, Wertetabellen und, wo sinnvoll und möglich, auf quantitativen Berechnungsansätzen.

Bewertung der Biodiversität – Vegetation: Die Biotoptypenkartierung hat sich bundeslandspezifisch etabliert und wird zur Bestandserfassung von gesetzlich geschützten Flächen und im Zusammenhang mit der Landschaftsplanung eingesetzt. Sie bildet in vielen Bundesländern die Grundlage für die Zuordnung von Flächen zu FFH-Lebensraumtypen und wird in Monitoring-Programmen angewendet. Das hier entwickelte Bewertungsverfahren für die Vegetation nutzt daher die in der Praxis bewährte Biotoptypenkartierung und lehnt sich an das Ampelschema zur Einteilung der FFH-Lebensraumtypen in Erhaltungszustände an. Die Einordnung der Biotoptypen in das Ampelsystem erfordert eine Differenzierung nach ihrer Wertigkeit. Zu diesem Zweck wurde für zwei Beispiel-Bundesländer ein Punkteverfahren entwickelt, das im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung verwendete Wertstufen (Bsp. Niedersachsen) bzw. Wertvorgaben in einer Biotopwertliste (Bsp. Bayern) nutzt. Die Wertstufen wurden in eine 5-stufige Skala überführt und die moortypische Biodiversität mit maximal zwei Zusatzpunkten aufgewertet. Diese zusätzlichen Moorpunkte werden nach folgenden Kriterien vergeben: zwei Moorpunkte für torfbildende, torferhaltende oder naturnahe und an Moore gebundene Biotoptypen mit naturnahem Wasserstand, ein Moorpunkt für Degenerationsstadien naturnaher Moorbioptypen oder nasse nicht nur an Moore gebundene Biotoptypen mit Torfbildnern sowie „+/-“ für Fälle, bei denen die Vergabe von Moorpunkten aufgrund der sehr unterschiedlich ausgeprägten Nutzung und Wasserstände nicht ohne weiteres aus dem Biotoptyp ableitbar ist. Bei letzteren ist bei naturnahem Wasserstand jedoch eine Aufwertung um einen Moorpunkt möglich. Es wird vorgeschlagen, bei Anwendung des Ampelschemas 1-3 Punkte als „rot“, 4-6 Punkte als „gelb“ und 7 Punkte als „grün“ einzustufen. Moore sind vielerorts zu einem Sekundärlebensraum für hochgradig gefährdete und teilweise auch mooruntypische Pflanzenarten geworden (z.B. Nasswiesen, deren Vielfalt nur durch Pflegemaßnahmen wie Mahd nach kurzzeitiger Absenkung des Wasserstandes erhalten werden kann). Ihr Vorkommen wird bei der Bewertung und der Kartendarstellung mit einem „!“ gekennzeichnet, damit auf diese bei der Planung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen Rücksicht genommen werden kann.

Bewertung der Biodiversität – Fauna: Das für die Fauna entwickelte Bewertungsverfahren lehnt sich methodisch eng an das entsprechende Verfahren zur Vegetation an. Die faunistische Biodiversität wird über ein Punkteschema bewertet, das letztlich in einer Darstellung mit drei Ampelfarben mündet und daneben das Vorkommen nicht moortypischer, aber stark gefährdeter Arten berücksichtigt. Die Tierarten müssen regional spezifisch zu Moorpunkten zugeordnet werden. Dieser Prozess wird beispielhaft erläutert.

Bewertung der Ökosystemleistung Nährstoffretention: Naturnahe Moore werden als „Nieren der Landschaft“ bezeichnet, da sie durchströmendem Grund-, Niederschlags- und Oberflächenwasser Nähr- und Schadstoffe entziehen können, die u.a. langfristig im Torf oder auch in Mudden festgelegt werden. Bei der Bewertung dieser Ökosystemleistung wird zwischen der Quellwirkung, d.h. der Nährstofffreisetzung, und der Retentionswirkung unter-

schieden, da jedes Gebiet eine Quelle von Nährstoffen oder gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sein kann, sich aber nicht jedes Gebiet (z.B. keine Hochmoore) zur Retention von aus dem Einzugsgebiet über Grund- und Oberflächenwasser eingetragenen Nährstoffen eignet. Auch wenn das Potenzial zur Nährstoffretention zwischen den Moortypen stark schwankt, kann die Verringerung einer Quellwirkung bei allen Moortypen ein lohnendes Projektziel sein. Da die Datenlage zu Nährstoffausträgen im Vergleich zu z.B. Treibhausgas(THG)-Emissionen sehr lückenhaft ist, beschränkt sich der Ansatz auf Nitrat, gelösten Phosphor und DOC. Mit Hilfe der Genauigkeitsstufe G1 kann beurteilt werden, ob derzeit wahrscheinlich hohe Nährstoff- oder DOC-Austräge aus einem Moorgebiet stattfinden oder ob dieses (potenziell) zur Nährstoffretention im Einzugsgebiet beiträgt. Somit stellt diese Genauigkeitsstufe eine Relevanzprüfung dar, ob genauere Untersuchungen angebracht sind oder sich ein Projekt mit dem Schwerpunkt Nährstoffretention lohnt. Unter „Relevanz“ wird in diesem Zusammenhang verstanden, dass entweder derzeit hohe Stoffausträge stattfinden, die durch Wiedervernässung (oder andere Maßnahmen) reduzierbar sind, oder dass das Gebiet aktuell oder nach Maßnahmen eine hohe Retentionswirkung für Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet besitzt. Die Bewertung für die Genauigkeitsstufen G1 und G2 erfolgt anhand von Indikatoren und Ampelfarben, während für eine Quantifizierung (Genauigkeitsstufe G3) eine Messung der Stoffausträge notwendig ist. Die für G1 benötigten Indikatoren sind allgemein verfügbare oder relativ einfach zu beschaffende Parameter wie z.B. Landnutzung und im Gebiet vorhandene Rohrdränung und eutrophe Flachseen oder nährstoffarme Gewässer im Abstrom. Die Parameteransprüche für Genauigkeitsstufe G2 sind höher und erfordern i.d.R. erste Messungen der Stoffkonzentrationen oder der Bodeneigenschaften. Aufgrund der starken Abhängigkeit der Stoffkonzentrationen von beispielsweise bodenchemischen Parametern sind Messungen notwendig, um grobe Fehleinschätzungen zu verhindern.

Bewertung der Ökosystemleistung Klimaschutz: Bei der Torfbildung wird Kohlendioxid (CO₂) langfristig der Atmosphäre entzogen, während in nassen Mooren Methan (CH₄) freigesetzt wird. Im Hinblick auf die Treibhausgaswirkung gleichen sich die CO₂-Senke und CH₄-Quelle in naturnahen Mooren weitgehend aus bzw. wirken langfristig in der Bilanz als Senke und damit kühlend auf das globale Klima. Werden Moore für land- oder forstwirtschaftliche Nutzung entwässert, gelangt Sauerstoff in den zuvor wassergesättigten Torf, was zu einer mikrobiellen Freisetzung von CO₂ führt. Dieser Prozess wird auch als Torfzehrung oder Torfchwund bezeichnet. Entwässerte Moorböden sind Hotspots für THG-Emissionen, insbesondere für CO₂ und das sehr starke Treibhausgas Lachgas (N₂O). Eine Anhebung des Grundwasserstands senkt die THG-Emissionen üblicherweise deutlich. Wiedervernässungsprojekte bestehen in der Regel aus einem Mosaik verschiedener Teilbereiche, so dass es wichtig ist, nicht nur einzelne besonders wertvolle oder kritische Teilbereiche wie Hotspots von CH₄-Emissionen zu betrachten, sondern die Maßnahmenwirkung auch in der Summe des gesamten Projektgebietes zu bewerten. Die Methode zur Bewertung der Klimawirkung von Moorböden beruht auf Emissionsschätzungen und Ampel-Matrices. Die Genauigkeitsstufe der Bewertung hängt von der zur Emissionsschätzung gewählten Methode (z.B. IPCC-Emissionsfaktoren, GEST-Ansatz, funktionale Zusammenhänge) ab. Mit Hilfe von Emissionstabellen wird im ersten Schritt die Freisetzung von Treibhausgasen aus „homogenen“ Moorteilbereichen geschätzt und klassifiziert. Die Grenzwerte für die Zuordnung zu Ampelfarben orientieren sich an deutschen und internationalen Übersichten zu landnutzungsabhängigen Emissionsfaktoren. Sie sind gebietsübergreifend anwendbar, können aber beim Vorliegen zusätzlicher Daten verschoben werden. Auf die Bewertung der Moorteilbereiche

aufbauend wird die Relevanz des Moorgebietes als Treibhausgasquelle und im Hinblick auf gefährdete Torfvorräte bewertet. Dazu werden die THG-Emissionen der Teilbereiche gemittelt (flächengewichtete Gebietsmittel) bzw. summiert (Gesamtemissionen). Nicht immer liegen für das gesamte Moorgebiet ausreichend Daten für eine Bewertung vor. Daher wird zwischen der gesamten und der bewertbaren Moorfläche unterschieden. Wie im Falle der Nährstoffretention liefert die Relevanzbewertung die Grundlage für Handlungsempfehlungen für das weitere Vorgehen bei der Planung und Prioritätensetzung für Klimaschutzmaßnahmen. Bei besonders „klimarelevanten“ Gebieten oder Maßnahmen lohnt sich eine differenziertere Untersuchung und Darstellung als die der aggregierten Ampel-Matrix.

Bewertung der Rahmenbedingungen und Checkliste für die Projektumsetzung: Im Entwicklungsprozess der Instrumente gab es ein starkes Interesse an Hinweisen, welche regional vorhandenen Daten zur Identifikation von Prioritäten, Moorschutz-Eignungsgebieten und möglichen Restriktionen und in Planungs- und Abstimmungsprozesse genutzt werden können. Dieser Bedarf wurde mit einer Liste der Indikatoren für Rahmenbedingungen und einer fragen-gestützten Projektcheckliste zur Projektumsetzung aufgegriffen. Diese Liste umfasst Indikatoren, die im Vorfeld eines potenziellen Projektes je nach Datenverfügbarkeit ermittelt werden können, um einen umfassenden Überblick über räumliche, standörtliche, rechtliche und sozioökonomische Rahmenbedingungen in möglichen Projektgebieten zu bekommen. Ziel der Indikatorenlisten ist es, planungsrelevante Aussagen durch die Auswertung von Verwaltungs- und Geodaten zu generieren. Die Indikatoren geben aber auch einen räumlichen Überblick, der sich sehr gut zur Visualisierung der Moorschutzplanung in der Diskussion mit allen Akteuren eignet. Sie erlauben ein erstes Screening für Chancen („low hanging fruits“, große Wirkung und Synergien) und mögliche Konflikte (Restriktionen für schnelle Maßnahmenumsetzung). Insgesamt werden drei Indikatorensets angeboten: Hintergrundinformation zur regionalen Moorkulisse, regionale Rahmenbedingungen in den Moorflächen und lokale Rahmenbedingungen in Projektgebieten. Die Checkliste für die Projektumsetzung beruht auf Praxiserfahrungen und Besuchen bei Wiedervernässungsprojekten. Sie gibt konkrete Hinweise auf wichtige Dinge, Bedenkenswertes und Erfolgsfaktoren bei der Kommunikation, Planung, Projektabwicklung und den Erfolgskontrollen.

Indikatoren als Grundlage für die Bewertung: Korrespondierend zu den Bewertungsansätzen für Biodiversität, Ökosystemleistungen und Rahmenbedingungen wird die Messung und Ableitung der dafür benötigten Indikatoren beschrieben. Die Indikatoren sind nach Ökosystemkompartimenten gegliedert, da ein Indikator wie z.B. der Grundwasserflurabstand für verschiedene Ökosystemleistungen relevant sein kann. Somit werden Indikatoren in den Bereichen Topographie, Bodeneigenschaften, Hydrologie, Vegetation, Wasserqualität, Treibhausgase und Landnutzung beschrieben und eingeordnet.

Für jeden Indikator werden neben dem Einsatzbereich und der Genauigkeitsstufe für die entwickelten Bewertungsmethoden die räumliche Skala, erforderliche Expertise und Kosten, Anwendungsbereiche und -grenzen sowie bei Berechnungsmethoden der Datenbedarf dargestellt. Auch werden Hinweise zu Messintervallen und zur Anzahl von Messstellen z.B. für Grundwasserstände gegeben. Wenn für einen Indikator mehrere Messmethoden zur Verfügung stehen, werden Vor- und Nachteile abgewogen (z.B. im Falle der Entnahme von Wasserproben). Dazu wurden zusätzliche Daten gesammelt und analysiert. Auch wurde im Projekt ein umfangreicher Datensatz zu Vegetation und Grundwasserständen erhoben und im Hinblick auf die Indikatorfunktion von Biotoptypen für Grundwasserstände neu ausgewer-

tet. Der Vergleich verschiedener Ansätze zur Schätzung, Berechnung oder Messung der Zielgrößen ist insbesondere im Falle der Treibhausgase entscheidend, da die Ampel-Matrix die Wahl der Methode offen lässt. Treibhausgase werden in Ökosystemen durch vielfältige Prozesse freigesetzt oder aufgenommen. Die meisten Berechnungs- und Messverfahren umfassen nur einen Teil der relevanten THG-Quellen, so dass eine vollständige Bilanzierung meist nur durch die Kombination mehrerer Verfahren möglich ist. Daher werden der methodische Hintergrund, die verschiedenen Quellen von Treibhausgasen sowie die Messung von THG-Emissionen durch Gaswechselhauben, Eddy-Kovarianz und Erfassung der Torfsackung beschrieben. Daneben werden verschiedene Berechnungsansätze für THG-Emissionen erläutert und hinsichtlich des Datenbedarfs, der erreichbaren Genauigkeitsstufe, der Anwendungsgrenzen und der abgedeckten THG-Quellen verglichen. Dies umfasst u.a. die Emissionsfaktoren nach dem IPCC „Wetlands Supplement“ und nach deutscher Emissionsberichterstattung, den GEST-Ansatz („Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen“) und verschiedene empirische funktionale Zusammenhänge.

Kulturelle Ökosystemleistungen: Neben den Regulierungsleistungen wie beispielsweise Kohlenstoffspeicherung erbringen Moore auch kulturelle Leistungen wie Erholung und Gesundheit oder positive ästhetische Wirkungen und Identifikation. Wenn von der Erholungsfunktion von Mooren gesprochen wird, so ist hiermit ein Teil der kulturellen Leistungen gemeint, die Moore für die Gesellschaft erbringen. Menschen nutzen insbesondere naturnahe Moorgebiete für Wanderungen, Spaziergänge und Radtouren oder zur Entspannung und Besinnung. Diese Leistungen werden in vielen Fällen vornehmlich durch die einheimische Bevölkerung wahrgenommen, in anderen Fällen aber auch touristisch vermarktet und tragen somit zur Regionalentwicklung bei. Da Angebote zur Erholungsnutzung häufig einhergehen mit Bildungsangeboten, z.B. in Form von Informationstafeln, Naturerlebnispfaden oder Vogelbeobachtungsstationen, werden Erholung und Bildung hier gemeinsam betrachtet. Im Rahmen des Projekts wurden verschiedene Formen der Bildungs- und Erholungsnutzung von Moorgebieten untersucht und anhand von sieben Best-Practice-Beispielen (sowohl Hochmoore und Niedermoore in verschiedenen Bundesländern) dargestellt. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen lag hierbei auf den Synergien und Konflikten, die sich zwischen einer Nutzung von Moorgebieten für Bildung sowie Erholung und dem Naturschutz ergeben können. Zudem wurden Faktoren erfasst, die zu einer erfolgreichen Einrichtung von Bildungs- und Erholungsangeboten in Mooren beitragen können. Die Ergebnisse der Studie wurden so aufgearbeitet, dass sie sich insbesondere an Praktiker vor Ort richten, die Gebiete managen oder neue Angebote entwickeln wollen. Zudem wurde anhand der Ergebnisse eine Checkliste für Bildungs- und Erholungsangebote in Moorgebieten entwickelt.

Einsatzbereiche der Instrumente: Im Projekt „Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ wurden somit umfassende und flexibel einsetzbare Bewertungsansätze entwickelt und Methoden zur Erfassung von Indikatoren systematisch aufbereitet.

Diese Instrumente eignen sich für verschiedene Entscheidungsebenen, -phasen und -räume und können von vielfältigen Nutzern verwendet werden. Mögliche Einsatzbereiche sind regionale und überregionale Moorschutzstrategien und Konzepte (Überblick über Rahmenbedingungen, prioritäre Schutzgüter und Restriktionen, Zustand der Moorgebiete) oder eine Gebietsauswahl für prioritäre Moorschutzprojekte. Auf Gebietsebene können neben der Bewertung des Ist-Zustands auch Szenarien für Naturschutz- und Wiedervernässungsprojekte,

Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen oder Maßnahmen unter Programmen der Zweiten Säule der Agrarpolitik ex-ante evaluiert werden. Die Instrumente erlauben außerdem je nach Datenlage eine qualitative oder quantitative ex-post Abschätzung von Maßnahmenwirkungen. Daneben können sie helfen, Genauigkeitsanforderungen für eine spätere ex-post Evaluierung mit Datenbedarf, Kosten, Aufwand und erforderlicher Expertise zu identifizieren und Monitoringprogramme zu planen. Um Biodiversität und Ökosystemleistungen von Moorschutzprojekten zu bewerten und Erfolge nachvollziehbar dokumentieren zu können, sollte ein auf die Projektziele abgestimmtes Monitoring schon in der Projektplanung mitgedacht, mit entsprechenden Ressourcen versehen und langfristig gesichert werden.

Summary

Germany makes considerable efforts to protect climate and biodiversity. In this context, peatlands play a crucial role. Thus, the German National Strategy on Biological Diversity encompasses a specific vision for peatland protection. Near-natural peatlands are not only habitats for highly specialized species, but offer a large range of ecosystem services such as carbon sequestration, nutrient retention and the provision of areas for recreation.

The project “Peatland protection in Germany – optimising peatland management for biodiversity and ecosystem services” (FKZ 3511 820500) was funded by the Federal Agency for Nature Conservation. It aimed at developing practical instruments and indicators for the optimisation of peatland management targeting both the protection of biodiversity and ecosystem services. The instruments should be suitable for planning future peatland protection projects and for evaluating and optimising existing projects in a mono-thematic and cross-cutting manner. Here, we defined peatland protection as “the conservation or restoration of peatland-specific biodiversity and ecosystem services by minimizing or halting peat mineralisation or by restarting peat growth by restoring a typical hydro-chemical regime”. Discussions with potential users of the instruments showed that their foci were on biodiversity and climate protection followed by nutrient retention. Options for production (agriculture, paludiculture) should develop from regional stakeholder processes and cannot be derived from generally applicable instruments. Accordingly, options for production were not considered any further in this project.

The development of the instruments and indicators was a multi-dimensional iterative process as our project featured several workshops and many bilateral discussions with stakeholders. Their very helpful ideas and comments were used to refine and sometimes tune our approaches. The resulting solutions thus use well-established and practical data and information (e.g. habitat surveys) and refer to relevant scales for planning processes. Straightforward overview presentations in “traffic light colours” are designed to help interdisciplinary discussion and to foster dialogue with different local stakeholder groups.

Functioning of the developed instruments: According to the range of potential users and to typical planning and implementation processes, the instruments are offered for three application levels (region – overview, project – overview, project – details) at two spatial scales (region and project/peatland) and at three accuracy levels. At the application level “region – overview”, the main goals are the characterisation of the region and its peatlands as well as the identification of potential project areas. Therefore, we focus on general conditions, while the evaluation of ecosystem services will remain rather coarse. The level “project – overview” focuses on one (or a few) potential project or peatland areas. The instruments detail the specific natural, legal and socio-economic conditions which will influence the implementation of projects. A relatively robust evaluation of ecosystem services is also feasible. Depending on the project's aims and the data availability, the level “project – details” encompasses an evaluation of project subareas with the traffic light concept, sometimes including more detailed semi-quantitative and quantitative approaches. We developed evaluation instruments for biodiversity (vegetation and fauna), nutrient retention and climate protection at three accuracy levels (G1, G2, G3). Depending on data availability, they are suitable both for the regional scale and for specific peatlands and can be used to evaluate the status quo and scenarios. The evaluation approaches are based on traffic light matrices, default value tables and, where possible, quantitative calculations.

Evaluation of biodiversity – vegetation: Habitat surveys have been well established as a method. They are used to record legally protected areas and in landscape planning. In many federal states, the assignment of areas to habitat types of the Habitats Directive as well as monitoring programmes are based on habitat surveys. However, classification keys differ between federal states. The evaluation approach for the vegetation thus also uses the well established habitat types and is based on the traffic light concept of the conservation status of habitat types of the Habitats Directive. Classifying habitat types into the traffic light concept requires a differentiation according to their ecological value. We developed a grading system, which uses the methods applied under the impact regulation in nature protection law. For Lower Saxony and Bavaria, the ecological value levels were translated into a five-level scale system. Additionally, up to two “peat points” were granted for habitat types which are typical for peatlands. Peat points were allocated according to the following criteria: two peat points for peat forming, peat conserving habitat types and for near-natural habitat types restricted to peatlands with a near-natural hydrological regime, one peat point for degeneration states of near-natural peatland habitat types and for wet habitat types with peat forming vegetation which are not restricted to peatlands, and “+/-” for situations which cannot be generally evaluated as the habitat type occurs under different hydrological and management regimes. In these cases, an upgrading by one peat point will be possible if the water level is close to natural. When applying the traffic light concept, we suggest classifying 1-3 points as “red”, 4-6 points as “yellow” and 7 points as “green”. However, slightly degraded peatlands have frequently become a secondary habitat for strongly endangered species, which are not typical for near-natural peatlands. For example, the high biodiversity of wet meadows can only be conserved when mowing the site at temporarily lowered water levels. Such cases will be marked with a “!” both during the evaluation and in maps, in order to ensure their consideration when planning management and development measures.

Evaluation of biodiversity – fauna: The evaluation method for the fauna is strongly based on the concept for the vegetation. The faunistic biodiversity will be evaluated by a similar grading scheme which also results in the traffic light concept and makes allowances for the occurrence of highly endangered species, which are not typical for peatlands. The animal species need to be assigned to “peat points” according to regional conditions. This process is described in an exemplary way.

Evaluation of the ecosystem service nutrient retention: Natural peatlands are considered as the “kidneys of the landscape” as they clean groundwater from nutrients and pollutants by transformation or immobilisation as peat or limnic sediments. As every peatland may be a source of nutrients or dissolved organic carbon (DOC), but does not necessarily retain nutrients from inflowing groundwater (e.g. rain-fed bogs), our evaluation approach differentiates between peatlands acting as sources and as sinks. Although the retention potential strongly varies between peatland types, reducing the source strength might be a valid project goal for all peatland types. Data on nutrient budgets is – especially in comparison to greenhouse gas (GHG) emissions – very sparse. Therefore, our approach is restricted to nitrate, dissolved phosphorus and DOC.

Accuracy level G1 aims at evaluating whether there are probably high nutrient or DOC losses from a peatland at present, or whether a peatland (potentially) retains nutrients from its catchment. This accuracy level is used to assess the relevance of nutrient retention or losses and thus whether more detailed investigations are necessary and whether a project with the

focus on nutrient retention is worthwhile. In this context, “relevance” means that either high nutrient losses take place and could be reduced by re-wetting (or other) measures or that the peatland has or will have a high capacity to retain a high nutrient input from its catchment. Both the accuracy levels G1 and G2 use a traffic light-based decision matrix, while a quantification of nutrient losses requires actual measurements. The indicators required for G1 are generally available or easily obtainable parameters such as land use and the existence of subsurface drains and eutrophic shallow lakes in the project area or nutrient-poor water bodies downstream. Parameter requirements for accuracy level G2 are slightly higher and generally require some measurements of solute concentrations or soil properties. Such measurements are necessary due to the strong dependence of nutrient concentrations on soil chemical parameters and to avoid strong misjudgements.

Evaluation of the ecosystem service climate protection: Peat formation binds atmospheric carbon dioxide (CO₂) while wet peatlands emit methane (CH₄). The CO₂ sink and the CH₄ source of natural peatlands result in an approximately climate-neutral balance or have an overall sink function and thus a cooling effect on the climate on the long-term. If peatlands are drained for agricultural or forestry use, oxygen will enter the previously water-saturated peat, enhance microbial activity and lead to high CO₂ emissions. Drained peatlands are thus hotspots of GHG emissions, especially of CO₂ and nitrous oxide (N₂O), which has a very high global warming potential. Increasing the water level can strongly reduce total GHG emissions. Re-wetting projects generally feature a mosaic of different subareas with diverse vegetation types and groundwater levels. Therefore, it is important not to evaluate solely especially valuable or problematic parts of the area (e.g. methane hotspots such as shallow eutrophic lakes), but the effect of measures on the whole project area. The proposed method to evaluate the effect of those measures on the climate combines flexibly chosen methods for estimating GHG emissions with the traffic light concept. The level of accuracy depends on the chosen method (e.g. emission factors according the IPCC Wetlands Supplement, the GEST approach or empirical functions). Using emission tables, GHG emissions from homogenous subareas will be estimated in the first step. These results will be classified. Threshold for the three “traffic light” categories have been derived from German and international reviews on land use depending emission factors. They can be used for all types of peatlands, but may be refined if additional local data are available. Following the evaluation of subareas, the relevance of the peatland (or the project) as a GHG source will be evaluated taking into account the amount of endangered peat. Average and total GHG emissions within one peatland area will be calculated. Frequently, data might not be sufficient to evaluate the total area, and thus we differentiate between total and assessable area. As in the case of nutrient retention, the relevance assessment will be the background for the recommended course of action for planning and prioritising climate protection measures. Particularly “climate relevant” areas or measures deserve more detailed investigations and presentation than the aggregated traffic light concept allows.

Evaluation of frame conditions and checklist for project implementation: During the development of the instruments, potential users requested support in which regionally available data source might be used to identify priorities, potential areas for peatland protection, possible constraints and how this data might be used in planning and stakeholder processes. This demand was picked up by developing a list of indicators for frame conditions and a checklist for project implementation. The list comprises indicators which can be – depending on data availability – determined before starting a project. They allow a comprehensible

overview of natural, legal and socio-economic conditions in potential project areas. The indicator list aims at drawing conclusions relevant for planning by evaluating administrative information and geodata. These indicators are also useful for spatial overviews to visualize peatland protection planning in stakeholder processes. They enable a first screening of opportunities („low hanging fruits“, strong effects and synergies) and potential conflicts (restrictions for a fast implementation of measures). Overall, we offer three sets of indicators: Background information on the regional peatland portfolio, general regional conditions and local conditions in specific project areas. The checklist for project implementation is based on practical experience and visits at peatland rewetting projects. It contains detailed hints and warnings about important issues, aspects worth being considered and success strategies in communication, planning, project implementation and impact controls.

Indicators as basis for the evaluation: Corresponding to the evaluation methods for biodiversity, ecosystem services and frame conditions, the measurement and derivation of indicators is described. The indicators are ordered by ecosystem compartments, as one indicator such as the groundwater level may be relevant for different ecosystem services. Therefore, we describe and discuss indicators in the categories topography, soil properties, hydrology, vegetation, water quality, greenhouse gases and land use.

For each indicator, the utilisation by the evaluation instruments and the desired levels of accuracy as well as the spatial scale, the necessary expertise, the costs, the scopes and limits of applications are listed and discussed. For calculation methods, data requirements are additionally specified. Furthermore, we supply information on desirable measurement intervals and spatial coverage e.g. for groundwater levels. If there are several methods to derive one indicator, advantages and disadvantages will be weighed (e.g. methods to acquire surface and soil water samples). For this purpose, additional data was analysed. Furthermore, a large data set on vegetation and groundwater levels was assembled and analysed to improve the indicator function of habitat types for groundwater levels. The comparison of different approaches to estimate, calculate or measure GHG emissions is especially important as the traffic light concept leaves the choice of method open. GHGs are emitted or taken up by different processes in ecosystems. Most calculation and measurement methods capture only some of the relevant GHG sources. Therefore, the calculation of a complete GHG balance is only possible by combining different methods. Thus we describe the methodological background, the different sources of GHGs and the measurement by closed chambers, eddy-covariance and subsidence. Furthermore, different calculation approaches for GHG emissions are explained and compared regarding their data requirements, their accuracy level, their application limits and the encompassed GHG sources. The approaches include the emission factors according to the IPCC “Wetlands Supplement” and the German emission reporting, the GEST approach (“Greenhouse gas Emission Site Type”) and several empirical response functions.

Cultural ecosystem services: Besides regulating services such as carbon sequestration, peatlands also offer cultural services such as recreation, education, aesthetics and cultural heritage. Thus, the recreational service of peatlands is a part of the cultural services offered to the society. People use especially near-natural peatlands for walking, cycling or reflection. Frequently, these services are mainly utilised by the local population, but in some cases, they are touristically marketed and contribute to regional development. Recreation frequently goes along with education opportunities (information boards, nature experience paths, bird

watching towers) and thus recreation and education will be discussed jointly here. In this project, we evaluated different types of educational and recreational use of peatlands and present seven best-practice-examples (both bogs and fens from different federal states). The focuses of our investigations were synergies and conflicts between nature conservation on the one hand and recreational/educational use on the other hand. Furthermore, we determined factors for successful recreation and education opportunities in peatlands. The results of this study are summarized for practitioners “on the ground”, who manage peatland projects or aim at developing new recreation and education opportunities. Furthermore, we used the results of our survey to develop a checklist for recreation and education opportunities in peatlands.

Applying the instruments in practice: In summary, the project “Peatland protection in Germany – optimising peatland management for biodiversity and ecosystem services” developed comprehensible and flexible evaluation instruments and systematically summarized approaches to measure and derive the necessary indicators.

The instruments are suitable for different levels and stages of decision processes and may be applied by different user groups. Potential areas of application are regional and supra-regional peatland protection strategies and concepts (overview of general conditions, most important subjects of protection, restrictions, and basic assessment of peatland conditions) or a choice of areas for top-priority peatland protection projects. At the scale of single peatlands, besides an evaluation of the present state, scenarios for nature conservation and rewetting projects, agri-environment and climate measures and measures funded by the second pillar of the common agricultural policy may be evaluated ex-ante. Depending on data availability, the instruments may also be used for qualitative or quantitative ex-post evaluation of protection and conservation measures. Furthermore, they could help to identify accuracy requirements for monitoring programmes and future ex-post evaluation including data requirements, costs, efforts and necessary expertise. To evaluate biodiversity and ecosystem services of peatland protection projects and to document success, a monitoring programme tailored to the project's aims should be included early on in the planning process and be given the necessary resources and long-term safeguards for implementation.

1 Einleitung

1.1 Motivation

Der Bund unternimmt erhebliche Anstrengungen zum Schutz des Klimas und für die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Mooren kommt dabei eine wichtige Rolle zu. Dementsprechend enthält die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt im Abschnitt B 1.2.5 eine eigene Vision zum Schutz der Moore (BMUB, 2015).

1.2 Das Projekt „Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ: 3511820500)

Das Projekt „Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ ist ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, das vom Bundesamt für Naturschutz gefördert wurde (FKZ 3511 82 0500). Das Projekt lief vom 01.12.2011 bis zum 31.10.2014.

Das Projekt hatte zum Ziel, praxisnahe Grundlagen für eine Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen Klimaschutz, Nährstoffretention, Erholungs- und Produktionsfunktion zu entwickeln.

Dazu sind robuste praxistaugliche Indikatoren erforderlich. Voraussetzung für robuste Indikatoren ist eine ausreichende empirische Datenbasis, die einerseits statistisch abgesicherte funktionale Zusammenhänge zeigt und andererseits ausreichend zeitliche, räumliche und thematische Repräsentativität für Deutschland hat. Ein wesentlicher Teil der Arbeit im Projekt floss daher in die aufwändige Datensammlung zur Erfassung der Biodiversität und Ökosystemleistungen. Nichtsdestotrotz ist die Diversität der Moore und ihrer Nutzungen in Deutschland nicht vollständig von den vorhandenen Daten abgedeckt. Manche Lücken konnten durch Extrapolation oder Aggregation der Daten zu groben Klassen gefüllt werden, bei anderen muss auf weiteren Forschungsbedarf oder eine entsprechende Datenerhebung bei der Umsetzung von Moorprojekten verwiesen werden, wenn ein hoher Genauigkeitsanspruch, z.B. eine präzise quantitative Beschreibung der Klimaschutz- oder Nährstoffretentionswirkung, erreicht werden soll.

Unser ganz großer Dank gilt allen, die in der Vergangenheit Monitoring in Moorschutzprojekten durchgeführt haben und uns ihre umfangreichen Datensätze zur Verfügung gestellt haben! Die Datensammlung hat aber auch gezeigt, wie wichtig es ist, Standards für die Datenerhebung und -haltung zu setzen und Daten möglichst zentral zu halten, um eine einheitliche Qualität und Vergleichbarkeit zwischen Gebieten zu erreichen.

Das Projekt hat ein abgestimmtes, funktionsübergreifendes, prognosetaugliches Instrumentarium zur Entscheidungsunterstützung im Moorschutz für die Praxis entwickelt. Es wurde in Workshops und bilateralen Gesprächen mit verschiedenen Akteursgruppen für vielfältige Anwender optimiert.

Näheres unter <http://www.moorschutz-deutschland.de> (wird laufend aktualisiert).

1.3 Definition von Moorschutz

Der Begriff „Moorschutz“ wird von den vielfältigen Akteursgruppen sehr unterschiedlich verwendet. Eine weite und funktionale Definition ist erforderlich, um die Multifunktionalität von Moorschutz vollständig zu erfassen. In diesem Projekt ist Moorschutz wie folgt definiert:

Moorschutz ist

„Bewahrung oder Wiederherstellung der moortypischen Biodiversität und Ökosystemleistungen durch

- reduzierten Verlust oder Erhalt des Torfkörpers oder Wiederanregung des Torfwachstums und
- Etablierung eines standorttypischen Wasser- und Nährstoffhaushalts.“

1.4 Ziele der Instrumente

Die entwickelten Instrumente zur Bewertung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen von Mooren können sowohl für die Planung von zukünftigen Moorschutzprojekten als auch für die Evaluierung und Optimierung von bereits durchgeführten Projekten eingesetzt werden. Auswertungen können sowohl themenspezifisch (z.B. wie ist die Klimawirksamkeit eines Gebietes einzuschätzen), als auch themenübergreifend erfolgen. Ziel themenübergreifender Bewertungen ist es, Projektgebiete oder -teilflächen mit Synergien und Konflikten zwischen Biodiversität und den verschiedenen Ökosystemleistungen zu identifizieren und diese Erkenntnisse in das zukünftige Moormanagement und -monitoring zu integrieren.

Des Weiteren wurde eine Vorgehensweise entwickelt, wie günstige oder weniger günstige Voraussetzungen und wichtige Rahmenbedingungen für die Umsetzung von Moorschutzprojekten identifiziert werden können. Dies sind z.B. das Vorhandensein rechtlicher Schutzgüter oder von Infrastruktur oder die Betroffenheit von Anliegern. Eine Checkliste zur Durchführung von Projekten gibt praktische Hinweise, deren Beachtung sich bei der Durchführung von Projekten bewährt hat.

1.5 Anwendungsbereiche und Nutzergruppen

Die Instrumente eignen sich für verschiedene Entscheidungsebenen, -phasen und -räume und können von vielfältigen Nutzern verwendet werden. Wichtige Einsatzbereiche sind:

- **Regionale und überregionale Moorschutzstrategien und Konzepte.** Die Instrumente liefern eine Planungs- und Entscheidungsgrundlage: Überblick über Rahmenbedingungen, prioritäre Schutzgüter und Restriktionen, Zustand der Moorgebiete bezüglich Vegetation, Fauna, Klimarelevanz, Nährstoffretention und -freisetzung und touristischer Bedeutung. (Zielgruppe: Ministerien und Behörden des Bundes, der Bundesländer, Regierungsbezirke und Landkreise, Verbände)
- **Gebietsauswahl für prioritäre Moorschutzprojekte.** Die Instrumente liefern eine Planungs- und Entscheidungsgrundlage: Vergleich verschiedener Moorgebiete im Status quo und deren Entwicklungsoptionen. Eine einfache graphische Darstellung

hilft, Entscheidungen mit Betroffenen abzuwägen und transparent zu machen. (Zielgruppe: Ministerien und Behörden der Bundesländer, Regierungsbezirke, Landkreise und Gemeinden, Verbände, lokale und regionale Akteure.)

- **Szenarien für die Moorentwicklung in Projektgebieten.** Die Instrumente erlauben in bis zu drei Detaillierungsgraden, Szenarien für die Gebietsentwicklung durchzuspielen und im Hinblick auf Vegetation, Fauna, Klimarelevanz, Nährstoffretention und -freisetzung zu bewerten. Die Differenz zwischen Status quo und Szenario ergibt das Verbesserungspotenzial. Damit können zudem frühzeitig im Planungsprozess Synergien und Konflikte zwischen verschiedenen Entwicklungszielen aufgezeigt und berücksichtigt werden. (Zielgruppe: Landkreise und Gemeinden, Verbände, lokale und regionale Akteure, Planungsbüros.)
- **Ex-ante Evaluierung von Moorschutzprojekten.** Die Instrumente erlauben je nach Detaillierungsgrad eine qualitative oder quantitative ex-ante Abschätzung von Maßnahmenwirkungen in Hinblick auf Vegetation, Fauna, Klimarelevanz, Nährstoffretention und -freisetzung. Die Instrumente ersetzen aber nicht die insbesondere für Biodiversität und Nährstoffe erforderliche Gebietskenntnis. Die Instrumente helfen, Genauigkeitsanforderungen für eine spätere ex-post Evaluierung mit Datenbedarf, Kosten und der erforderlichen Expertise zu identifizieren und Monitoringprogramme zu planen. (Zielgruppe: Landkreise und Gemeinden, Verbände, lokale und regionale Akteure, Planungsbüros; ex-ante Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen und Maßnahmen unter Programmen der Zweiten Säule der Agrarpolitik, unter Moor-, Klima-, und Gewässerschutzprogrammen)
- **Monitoringanforderungen.** Die Instrumente verknüpfen bis zu drei verschiedene Detaillierungsgrade für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen mit entsprechenden Anforderungen an die Datenerhebung und das Monitoring. Diese sind nach Datenbedarf, Kosten und der erforderlichen Expertise differenziert, so dass je nach Entwicklungszielen Aufwand und Genauigkeitsanforderungen für eine spätere ex-post Evaluierung abgewogen werden können. (Zielgruppe: Projektträger, Planungsbüros; Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen und Maßnahmen unter Programmen der Zweiten Säule der Agrarpolitik, unter Moor-, Klima-, und Gewässerschutzprogrammen)
- **Erfolgskontrollen und ex-post Evaluierung von Moorschutzprojekten.** Die Instrumente erlauben je nach Datenlage aus dem Monitoring eine qualitative oder quantitative ex-post Abschätzung von Maßnahmenwirkungen im Hinblick auf Vegetation, Fauna, Klimarelevanz, Nährstoffretention und -freisetzung. (Zielgruppe: Landkreise und Gemeinden, Verbände, lokale und regionale Akteure, Planungsbüros; ex-post Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen und Maßnahmen unter Programmen der Zweiten Säule der Agrarpolitik, unter Moor-, Klima-, und Gewässerschutzprogrammen)

1.6 Die Erwartungen der Nutzer an die Instrumente

In Diskussionen mit potenziellen Nutzern zeigte sich, dass Biodiversität und Klimaschutz deutlich im Fokus des Interesses am Moorschutz stehen. Die Klimaschutzwirkung des Moorschutzes sollte möglichst quantitativ und trotzdem einfach und kostengünstig erfassbar sein (unter Berücksichtigung von Unsicherheiten).

Im Dialog mit verschiedenen Akteursgruppen zeigte sich, dass die Nutzer keine statische Beschreibung von Produktionsoptionen auf Mooren wollen, sondern sich diese aus dem regionalen Diskurs entwickeln müssen. Stattdessen gab es ein starkes Interesse an Hinweisen, welche regional vorhandenen Daten wie genutzt werden können, um Eignungsgebiete für Moorschutz und mögliche Restriktionen zu identifizieren und eine Prioritätensetzung zu unterstützen. Diese Hinweise wurden in den „Rahmenbedingungen“ und der „Projektcheckliste“ berücksichtigt.

Eine zentrale Forderung war, bestehende Datengrundlagen zu identifizieren, zu nutzen und möglichst viele Informationen aus den bestehenden Daten ziehen zu können. Die Indikatoren wurden konform mit dieser Forderung im Projekt entwickelt. Vielfach wurden verstreut vorliegende Daten gebündelt und Indikatoren daraus neu abgeleitet.

Einfache, kurze und übersichtliche Darstellungen sollen den interdisziplinären Abwägungsprozess fördern und sich auch für den Dialog mit verschiedenen Akteursgruppen vor Ort eignen.

Im Projekt wurden viele bilaterale Gespräche mit Stakeholdern (Länderministerien, Behörden, Projektplaner und -umsetzer) geführt, die oft sehr guten spezifischen Hinweise aufgenommen und die Instrumente und Indikatoren entsprechend weiter entwickelt. Daraus ergab sich ein vieldimensionaler iterativer Prozess, bei dem – insbesondere bei der Biodiversität – zahlreiche Bewertungsmodelle entwickelt, verändert und umgestaltet wurden. Letztlich sind bei den Indikatoren und Instrumenten dadurch aber Lösungen entstanden, die robust und praxisnah sind und auf den Informationen und Ebenen aufbauen, die in der Praxis am meisten genutzt werden.

1.7 Drei Anwendungsebenen, drei Genauigkeitsstufen

Entsprechend des Spektrums der potenziellen Nutzer und des Ablaufs von Planungs- und Umsetzungsprozessen werden die Instrumente für drei Anwendungsebenen (siehe Abbildung 1, rote Rahmen) und in zwei räumlichen Maßstäben (Region und Gebiet) angeboten:

Region – Übersicht:

- **Räumliche Ebene:** projektübergreifend, Landkreis, Bundesland
- **Ziel:** Charakterisierung der Region und ihrer Moorkulisse, Identifikation von möglichen Projektgebieten, in denen auf der Basis regionaler Daten ein Moorschutzprojekt einfach umzusetzen oder prioritär sein könnte oder mit besonderen Schwierigkeiten konfrontiert sein könnte.
- **Bewertung:** Hier geht es v.a. um Rahmenbedingungen und eine Vorprüfung von möglichen Eignungsgebieten für Moorschutz, die in den nächsten Ebenen detaillierter geprüft werden könnten. Eine Bewertung von Ökosystemleistungen (ÖL) ist auf dieser Skala nicht eindeutig möglich.
- **Aufwand:** Regional verfügbare Daten und thematische Karten. Nicht alle nötigen Daten sind öffentlich zugänglich (z.B. InVeKoS).

Gebiet – Übersicht:

- **Räumliche Ebene:** Einzelprojekt oder wenige Projekte, Moor- oder Teilgebiet eines Moores
- **Ziel:** konkrete Ermittlung der standörtlichen, rechtlichen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen für eine mögliche Projektdurchführung; Bewertung der Ökosystemleistungen
- **Bewertung:** differenziert nach Projektteilgebieten, Bewertung der Ist-Zustände und der potenziell erreichbaren Zustände der Biodiversität und ÖL von gut bis schlecht („Ampel-Matrix“).
- **Aufwand:** Regional und lokal verfügbare Daten und thematische Karten. Ggf. erste Expertenfragen, aber keine eigene Datenerhebung.

	Ziel	Zeit-ebene	Rahmen-bedingungen	ÖL	Genauigkeitsstufe	Daten
Region – Übersicht	Charakterisierung und prioritäre Projektgebiete identifizieren	Status quo	Moorkulisse und regionale Rahmenbedingungen	Vorprüfung zu Prioritäten & Restriktionen, Ampel-Matrix	1	Regional verfügbare
Gebiet – Übersicht	Relevanz, Bewertung der ÖL-Potenziale	Status quo, Szenarien vor Projektstart	Spezifische Rahmenbedingungen	Bewertung mit Ampel-Matrix	1, 2	Regional und lokal verfügbare
Gebiet – Konkret	Projektumsetzung, Evaluierung	Status quo, Szenarien vor/nach Projektumsetzung	Checkliste Projektumsetzung	Bewertung mit Ampel-Matrix oder (semi)-quantitativen Ansätzen	2, 3	Vor-Ort Begehung und Neuerhebung
Bewertungsinstrumente und Erhebung der Indikatoren						

Abbildung 1: Instrumentenkasten des Projekts „Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moor-managements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ: 3511 82 0500) (ÖL: Ökosystemleistungen)

Gebiet – Konkret:

- Räumliche Ebene: Einzelprojekt
- **Ziel:** konkrete Projektplanung, -durchführung oder ex-post und ex-ante Evaluierung
- **Bewertung:** differenziert nach Projektteilgebieten, anhand von gut, mittel oder schlecht bewerteten Flächenanteilen („Ampel-Matrix“). Je nach Projektziel können semi-quantitative oder quantitative Bewertungen stattfinden, wenn zusätzliche projektspezifische Daten erhoben werden oder vorliegen.
- **Aufwand:** Aktive Arbeit im Projektgebiet und mit Betroffenen des Projektes, projektspezifische Datenerhebung

Die entsprechenden Instrumente werden in diesem Dokument vorgestellt:

Teil I: Bewertungsinstrumente für Biodiversität und Ökosystemleistungen

Diese Instrumente sind sowohl für die Bewertung des Status quo als auch für Szenarien einsetzbar und beruhen auf Wertetabellen, Ampel-Matrices und, wo sinnvoll, auf quantitativen Berechnungsansätzen für:

- Biodiversität: Vegetation und Fauna
- Nährstoffretention und –freisetzung
- Klimarelevanz

Die Bewertungsinstrumente werden in drei Genauigkeitsstufen angeboten, die je nach Datenverfügbarkeit sowohl auf regionaler Ebene als auch für spezifische Gebiete eingesetzt werden können.

Für Ökosystemleistungen im Bereich Wasserhaushalt (z.B. Hochwasserschutz) wird keine Bewertung vorgenommen, da zum einen die Datenlage nicht ausreicht und zum anderen eine Vielzahl standortspezifischer Faktoren eine Generalisierung stark erschwert.

Teil II: Rahmenbedingungen

- Regionale Moorkulisse
- Regionale Rahmenbedingungen
- Lokale Rahmenbedingungen

Diese drei Listen umfassen Indikatoren der Moorkulisse bzw. eines konkreten Projektgebietes, die im Vorfeld eines potenziellen Projektes je nach Datenverfügbarkeit ermittelt werden können, um einen umfassenden Überblick über mögliche Projektgebiete zu bekommen. Diese Erhebung kann je nach Auftraggeber auf Ebene eines Bundeslandes, Landkreises oder auch eines Naturraums erfolgen. Ziele sind a) die Identifizierung von Projektflächen, auf denen eine Umsetzung von Moorschutzmaßnahmen prioritär sein könnte oder mit verhältnismäßig günstigen Ausgangsbedingungen rechnen kann, und b) die Untersuchung spezifischer Rahmenbedingungen für ein konkretes Projektgebiet.

- Fragen-gestützte Checkliste für die Projektumsetzung

Diese Checkliste beruht auf Praxiserfahrungen, Diskussionen im Rahmen der Stakeholderworkshops, Besuchen bei Wiedervernässungsprojekten und gibt Hinweise für die konkrete Projektumsetzung.

Teil III: Erhebung der Indikatoren

Hier werden die für die Anwendung der Bewertungsinstrumente notwendigen Indikatoren beschrieben und hinsichtlich ihrer Kosten, der notwendigen Expertise und der möglichen Unsicherheiten bewertet.

Teil IV: Erholung

In diesem Kapitel werden Best-Practice-Beispiele zum Moor-Tourismus vorgestellt und eine Checkliste zur Evaluierung und Optimierung vorgeschlagen. Ein Schwerpunkt liegt dabei auf der Identifizierung von Synergien und Konflikten zwischen Tourismus und Naturschutz.

Hinweise auf Fördermöglichkeiten

Im Projekt wurden daneben Hinweise zu Fördermöglichkeiten der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) erarbeitet (RÖDER et al., 2014).

2 Teil I: Bewertung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen

2.1 Biodiversität – Vegetation

Die Erfassung von Biotoptypen hat sich in den Bundesländern zur Bestandserfassung von gesetzlich geschützten Flächen und im Zusammenhang mit der Landschaftsplanung etabliert. Biotopkartierungen bilden in vielen Bundesländern die Grundlage für die Zuordnung von Flächen zu FFH-Lebensraumtypen und werden zur Effizienzkontrolle von Entwicklungsmaßnahmen sowie in Monitoring-Programmen genutzt. Das im BfN-Projekt „Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ: 3511 82 0500 im Rahmen des UFOPLAN 2011) entwickelte Bewertungsverfahren orientiert sich an bewährten Methoden, die in der Praxis Anwendung finden, und legt daher den Fokus auf die Biotoptypenerfassung.

Die Bundesländer haben ihre eigenen Biotoptypen-Schlüssel entwickelt, die sich inhaltlich und in ihrer Detailschärfe unterscheiden. Der Großteil der in den Länderschlüsseln definierten Biotoptypen lässt sich auf den BfN-Biotoptypen-Schlüssel (RIECKEN et al. 2006) übertragen.

Im Folgenden wird eine Bewertung der Lebensräume auf Moorstandorten exemplarisch für die Bundesländer Niedersachsen und Bayern dargestellt.

2.1.1 Bewertungsverfahren – Definitionen und „Moorpunkte“

Das Bewertungsverfahren erfolgt in Anlehnung an das Ampelschema zur Einteilung der FFH-Lebensraumtypen in Erhaltungszustände. Die Zuordnung der Biotoptypen in das Ampelsystem erfordert eine Differenzierung nach ihrer Wertigkeit. Zu diesem Zweck wurde ein Punkteverfahren entwickelt, das einzelne Biotoptypen nach ihrer Ausprägung bewertet.

In Niedersachsen und Bayern wurde für die Landschaftsplanung und Eingriffsregelung ein Bewertungsverfahren entwickelt, in dem den einzelnen Biotoptypen Wertstufen zugeordnet werden (siehe 2.1.2 und 2.1.3). Eine 5-stufige Skala ist die Grundlage des vorliegenden Bewertungsverfahrens. Die moortypische Biodiversität wird mit maximal zwei Zusatzpunkten aufgewertet. Diese zusätzlichen Moorpunkte werden nach folgenden Kriterien vergeben:

- **2 Moorpunkte** – torfbildende, torferhaltende oder naturnahe Biotoptypen mit naturnahem Wasserstand, die an Moore gebunden sind.
- **1 Moorpunkt** – Degenerationsstadien naturnaher Moorbiotoptypen oder nasse Biotoptypen mit Torfbildnern, die nicht nur an Moore gebunden sind.
- **+** – die Vergabe von Moorpunkten ist nicht ohne weiteres aus dem Biotoptyp erkennbar, da die Nutzung und der Wasserstand sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können. Die Aufwertung um 1 Moorpunkt ist bei naturnahem Wasserstand möglich.

In dem Bewertungsverfahren werden in der Summe 1 bis 7 Punkte vergeben. Beispielsweise bekommt ein Mooracker lediglich einen Punkt. Moortypische Biotoptypen mit einem naturnahen Wasserstand erreichen in der Regel die höchste Punktzahl. Im BfN-Projekt „Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ: 3511 82 0500 im Rahmen des UFOPLAN 2011) ist es das Ziel, einen besonderen Fokus auf den Schutz der moortypischen Lebens-

räume als Beitrag zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt zu legen. Daher werden nur die moortypischen Biotoptypen mit der höchsten Punktzahl der Kategorie „grün“ zugeordnet:

- Kategorie „rot“ 1 bis 3 Punkte
- Kategorie „gelb“ 4 bis 6 Punkte
- Kategorie „grün“ 7 Punkte

Die Bewertungstabelle und die Einteilung in die jeweiligen Kategorien ist kein starres Schema. In der Praxis ist es durchaus möglich, dass aufgrund der Zielsetzung in einem Projekt auch 6 erreichte Punkte extra bewertet und dargestellt werden können. Die Skala lässt sich somit erweitern.

Moore sind vielerorts zu einem Sekundärlebensraum für hochgradig gefährdete und teilweise auch moortypische Pflanzenarten geworden. Hierzu können auch Nasswiesen mit einem ansonsten moortypischen Arteninventar gehören, deren Vielfalt nur durch Pflegemaßnahmen (Mahd im Sommer mit kurzzeitiger Absenkung des Wasserstandes) erhalten werden kann. Diese Moorflächen erreichen eine besonders hohe Wertigkeit für den Erhalt der Biodiversität. Ihr Flächenanteil wird bei der Bewertung und der Kartendarstellung mit einem „!“ gekennzeichnet. Meist sind es innerhalb eines Moorkörpers nur Teilbereiche, auf die bei der Planung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ohne Probleme Rücksicht genommen werden kann (siehe dazu auch Kapitel 3).

Die Biotoptypen werden für abgegrenzte Flächen erfasst und bewertet (siehe Beispiele für Nieder- und Hochmoor in Abbildung 2 und Abbildung 3). Der prozentuale Anteil der unterschiedlichen Kategorien wird berechnet und als Balkendiagramm dargestellt.

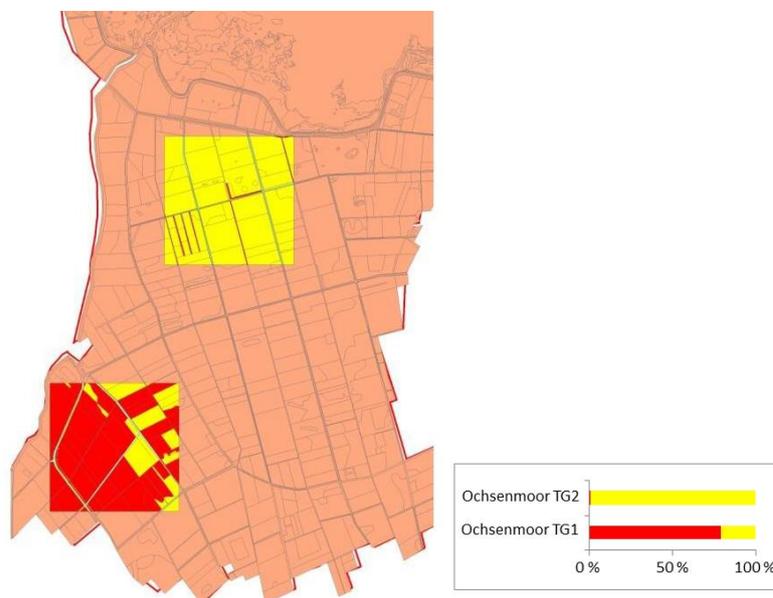


Abbildung 2: Niedermoor - Beispiele zur Bewertung der Biotoptypen in zwei Teilgebieten (TG) im Ochsensmoor in Niedersachsen

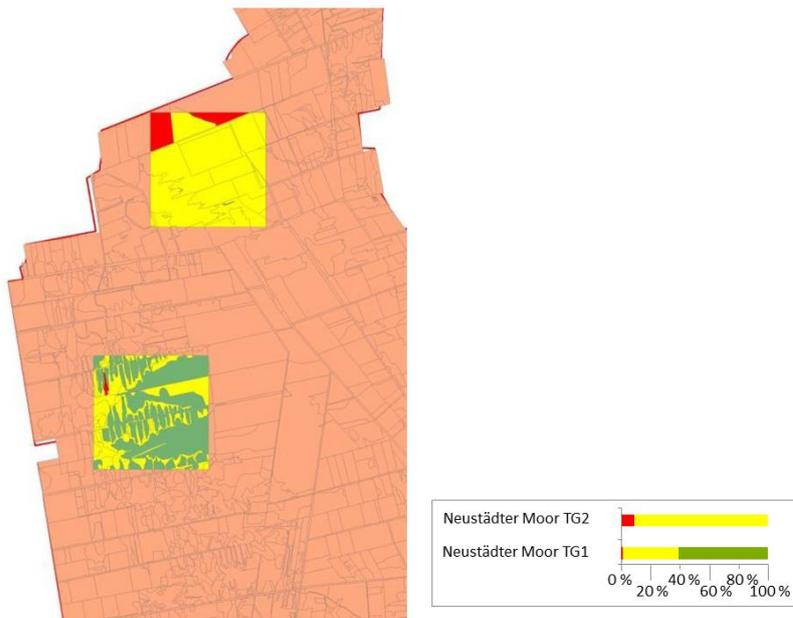


Abbildung 3: Hochmoor - Beispiele zur Bewertung der Biotoptypen in zwei Teilgebieten (TG) im Neustädter Moor in Niedersachsen

2.1.2 Methodik Bewertungsschema Niedersachsen

Im Rahmen von Landschaftsplanung und Eingriffsregelung wurde für Niedersachsen ein Bewertungsverfahren entwickelt, in dem Biotoptypen Wertstufen zugeordnet werden und eine Einstufung in Abhängigkeit ihrer Regenerationsfähigkeit erfolgt (VON DRACHENFELS, 2012).

Kriterien für die Einstufung in diese Wertstufen (Tabelle 1) sind:

- Naturnähe der Vegetation und der Standortbedingungen
- Seltenheit und Gefährdung
- Bedeutung als Lebensraum wild lebender Pflanzen und Tiere (insbesondere von stenöken Arten mit speziellen Habitatansprüchen).

Tabelle 1: Wertstufen von Biotoptypen nach VON DRACHENFELS (2012)

Wertstufe (WE)	Beschreibung
Wertstufe V von besonderer Bedeutung	Dies gilt für gute Ausprägungen der meisten naturnahen und halbnatürlichen Biotoptypen. Diese sind mehrheitlich FFH-Lebensraumtypen und/oder gesetzlich geschützte Biotoptypen und haben vielfach auch eine große Bedeutung als Lebensraum gefährdeter Arten.
Wertstufe IV von besonderer bis allgemeiner Bedeutung	Unter diese Kategorie fallen u.a. struktur- und artenärmere Ausprägungen von Biotoptypen der Wertstufe V, mäßig artenreiches Dauergrünland oder Bedeutung verschiedene standortgemäße Gehölzbiotoptypen des Offenlandes.
Wertstufe III von allgemeiner Bedeutung	Zu dieser Kategorie gehören stärker durch Land- oder Forstwirtschaft geprägte, extensiv genutzte Biotope, anthropogen erheblich veränderte Standorte sowie diverse junge Sukzessionsstadien.
Wertstufe II von allgemeiner bis geringer Bedeutung	Hier werden Biotope eingeordnet, die stark anthropogen geprägt sind, aber vielfach noch eine gewisse Bedeutung als Lebensraum wild lebender Tier- und Pflanzenarten aufweisen (z.B. intensiv genutztes Dauergrünland).
Wertstufe I von geringer Bedeutung	Dies betrifft sehr intensiv genutzte, artenarme Biotope (z.B. mit Herbiziden behandelte Ackerflächen ohne Begleitflora) sowie die meisten Grünanlagen und bebauten Bereiche.

Ein Biotoptyp kann je nach Ausprägung unterschiedlichen Wertstufen zugeordnet werden. Gefährdete Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen erreichen größtenteils eine hohe Wertstufe (vollständige Bewertungstabelle in Anhang I).

2.1.3 Methodik Bewertungsschema Bayern

In Bayern erfolgt die Bewertung der Zielflächen anhand der Wertvorgaben in der Biotopwertliste zur Anwendung der bayerischen Kompensationsverordnung (BayKompV; BayLfU, 2014).

Im Vergleich zur Biotopkartierung Bayern Flachland Städte/Alpen (BayLfU, 2010) ist die Biotopwertliste wesentlich umfangreicher und umfasst auch Lebensräume, die von der bayerischen Biotopkartierung nicht erfasst werden. Im Falle von anthropogen überprägten Moorstandorten ist dies vor allem die intensive Grünlandnutzung, ackerbauliche oder forstwirtschaftliche Nutzung. Anhand der Biotopwertliste Bayern ist es nunmehr möglich, diese Lebensräume anhand dreier naturschutzfachlich anerkannter Kriterien zu vergleichen (vgl. ARGE Eingriff-Ausgleich NRW, 1994):

- Seltenheit / Gefährdung (Tabelle 2)
- Wiederherstellbarkeit / Ersetzbarkeit (Tabelle 3)
- Natürlichkeit (Tabelle 4)

a) Seltenheit / Gefährdung

Die Zusammenfassung der Seltenheit und der Gefährdung eines Lebensraumes erfolgt aufgrund der engen Verknüpfung beider Einzelkriterien, wie sie auch schon in der Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung von Nordrhein-Westfalen Niederschlag gefunden hat (LANUV NRW 2008). Für die Bewertung spielen die Intensität und der Umfang des anth-

ropogen Einflusses und dessen Auswirkung auf die Häufigkeit des Lebensraumtyps eine tragende Rolle. Der Schutz besonders seltener oder gefährdeter Lebensräume vor weiteren Beeinträchtigungen ist somit das Ziel dieser Bewertung. Sowohl die Biotopwertlisten Nordrhein-Westfalens (LANUV NRW 2008) als auch Bayerns (BayLfU 2014) beurteilen andererseits häufige bis sehr häufige Biotoptypen als nicht gefährdet. Eine Zuweisung zu den entsprechenden Wertstufen erfolgt also ausschließlich über das Kriterium ‚Seltenheit‘. Die Zuordnung nach diesem Bewertungskriterium erfolgt gemäß der jeweiligen Ausprägung in Bayern (BayLfU 2014) sowie der regionalen Einstufung der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (RIECKEN et al. 2006) unter Verwendung der Regionen ‚Alpen‘, ‚Alpenvorland‘, ‚südwestliches Mittelgebirge / Stufenland‘ und ‚nordöstliches Mittelgebirge‘.

Tabelle 2: Wertstufen der Gefährdung bzw. der Seltenheit; Ableitung aus RIECKEN et al. (2006) für die Regionen NO-Mittelgebirge, SW-Mittelgebirge, Alpenvorland, Alpen und Einschätzungen des BayLfU; die Zuordnung der Biotoptypen zu den Wertstufen 0 bis 2 erfolgt über die Seltenheit

Wertstufe	Gefährdung	Seltenheit
5	von vollständiger Vernichtung bedroht	äußerst selten bis selten
4	stark gefährdet	selten
3	gefährdet	selten bis häufig
2	nicht gefährdet	häufig
1	nicht gefährdet	häufig bis sehr häufig
0	nicht gefährdet	sehr häufig

b) Wiederherstellbarkeit / Ersetzbarkeit

Die Grundkriterien Wiederherstellbarkeit und Ersetzbarkeit werden in einem Bewertungskriterium zusammengefasst, da bei ihnen in der Regel eine enge Korrelation festzustellen ist. Es handelt sich um ein wichtiges Bewertungskriterium für die Beurteilung von Eingriffen. Die Wiederherstellbarkeit und Ersetzbarkeit lässt sich aus zeitlicher, räumlicher und verbreitungsökologischer Sicht beurteilen, wobei die zeitliche Komponente besonders hervorzuheben ist (BayKompV).

Tabelle 3: Wertstufen der Wiederherstellbarkeit bzw. der Ersetzbarkeit; Ableitung aus RIECKEN et al. (2006), BayLfU (2006), ARGE Eingriff-Ausgleich NRW (1994), Einschätzungen des BayLfU

Wertstufe	Wiederherstellbarkeit/Ersetzbarkeit	Entwicklungsdauer
5	äußerst/sehr gering, nicht/schwer (langfristig)	≥ 80 Jahre
4	gering, schwer (langfristig)	26-79 Jahre
3	gering, bedingt (mittelfristig)	10-25 Jahre
2	mäßig gut (mittelfristig)	5-9 Jahre
1	gut/sehr gut (kurzfristig)	< 5 Jahre
0	ohne naturschutzfachliche Bedeutung (versiegelte Flächen)	

c) Natürlichkeit

Das Bewertungskriterium der Natürlichkeit drückt die Intensität des menschlichen Einflusses bezogen auf die unberührte Natur aus. Naturnahe Biotoptypen sind naturschutzfachlich höher zu bewerten als naturfremde oder künstliche, da sie aufgrund ihrer langen Entwicklungsgeschichte charakteristisch ausgeprägte Pflanzen- und Tiergesellschaften aufweisen.

Tabelle 4: Wertstufen der Natürlichkeit; Ableitung aus SUKOPP (1972), KLOTZ & KÜHN (1992), ARGE Eingriff- Ausgleich NRW (1994), RIECKEN et al. (2006), Einschätzungen des BayLfU

Wertstufe	Natürlichkeitsgrad	Hemerobiestufe	Beispiel für Biotop oder Nutzungstypen	menschlicher Einfluss
5	natürlich, naturnah	a-/oligohemerob	lebende Hochmoore, intakte Übergangs- und Zwischenmoore, Flach- und Quellmoore (kalkarm/kalkreich)	keiner oder sehr gering
4	bedingt naturnah	mesohemerob	geschädigte Hochmoore (regenerierbar), gesch. Übergangs- und Zwischenmoore, mäßig artenreiche Feucht-/ Nasswiesen, artenreiches Extensivgrünland, Pfeifengraswiesen auf Moor (ohne Sphagnen), Landröhrichte	mäßig (ext. Mahd oder Beweidung)
3	bedingt naturfern	β -euhemerob	artenarmes Extensivgrünland, gesch. Hochmoore (nicht regenerierbar), gesch. Flach- und Quellmoore	mittel (leichte Drainage, Düngung)
2	naturfern	α -euhemerob	Äcker mit typischer Segetalvegetation, Extensiväcker, Ackerbrachen, Intensivgrünlandbrache	stark (stetiger Umbruch, Mineral-/Gülldüngung)
1	naturfremd	polyhemerob	Intensivgrünland, Intensiväcker ohne/mit stark verarmter Segetalvegetation	sehr stark (Tiefenumbruch, Intensivdüngung)
0	künstlich	metahemerob	Abtorfungsflächen, versiegelte oder befestigte Frei- oder Verkehrsflächen, Gebäude	überaus stark (versiegelt, vergiftet)

d) Synthese der Einzelkriterien zu einem Gesamtwert

Die vorangegangene beschriebene Bewertung der Einzelkriterien wird zu einem Grundwert des jeweiligen Biotop- und Nutzungstyps addiert. Folglich beläuft sich der Grundwert eines Biotop- und Nutzungstyps auf einen Wert von 0 bis 15. Dem jeweiligen Grundwert kann nach der BayKompV ein zusätzlicher Wertpunkt hinzugefügt werden, wenn der entsprechende Lebensraumtyp ein gesetzlich geschützter Biotoptyp (nach §30 BNatSchG o. Art. 23 Bay-NatSchG), ein Lebensraum nach der Biotopkartierung Bayern und/oder ein FFH-Lebensraumtyp (nach Anhang I FFH-Richtlinie) ist, wobei der Erhaltungszustand nicht in die Bewertung mit einfließt.

Für das von uns vorgeschlagene Bewertungsmodell ist die Nutzung von Zusatzpunkten für einen etwaigen gesetzlichen Schutz (BNatSchG, NatSchG der Länder, FFH-LRT-Einordnung) nicht vorgesehen. Der Schutzstatus findet sich vielmehr in den Rahmenbedingungen, die das Projektgebiet beschreiben.

Die 15 Stufen der bayerischen Liste wurden auf 5 Stufen übersetzt, um die Biotopwertliste Bayerns an die Wertstufenliste Niedersachsens anzugleichen:

- 5 = 15 bis 13
- 4 = 12 bis 10
- 3 = 9 bis 7
- 2 = 6 bis 4
- 1 = 3 bis 0

Die Bewertungstabelle für Bayern befindet sich im Anhang II.

2.1.4 Übertragbarkeit auf andere Bundesländer

Der Vergleich der niedersächsischen Biotopbewertung von Moorstandorten mit der bayerischen zeigt einen hohen Grad an Übereinstimmung. Insbesondere die Bewertung der moortypischen Biotoptypen, aber auch der Degradationsstadien ist weitgehend deckungsgleich. Gewisse Abweichungen sind erst bei intensiver genutzten Biotoptypen erkennbar. Die Überführung der Bewertung in das Ampelsystem zeigt, dass in beiden Bundesländern nur Endstadien der Moorentwicklung die höchsten Bewertungen erhalten (7 Punkte = grün). Degradationsstadien und Stadien mit mooruntypischer Vegetation wurden als Standorte mit gewissem Handlungsbedarf identifiziert (4 bis 6 Punkte = gelb). Entwässerte, intensiv genutzte Standorte oder Standorte mit geringerem, naturschutzfachlichem Wert werden mit dem größten Handlungsbedarf hinsichtlich der Entwicklung zu einem naturgemäßen Moorstandort bewertet (1 bis 3 Punkte = rot). Folglich sind auch nach Addition der Moorpunkte die Biotoptypen der beiden untersuchten Länder vergleichbar.

Die Anwendung des o.g. Bewertungskonzeptes für Moorstandorte kann in der Praxis bundesweit gelingen, wenn die entsprechenden Biotopwertlisten der Bundesländer, sofern sie existieren, miteinander vergleichbar sind. Das heißt, dass die Eingangsparameter (z.B. Seltenheit, Gefährdung, Naturnähe) für eine solche Bewertung entweder dieselben sind oder das Ergebnis der Bewertung von einzelnen Lebensräumen, trotz unterschiedlicher Einzelkriterien, vergleichbar ist. Eine entsprechende Anwendung der Biotopwertlisten anderer Bundesländer erscheint vor diesem Hintergrund durchaus praktikabel und hinsichtlich einer einheitlichen Bewertung von Biotoptypen auf organischen Böden denkbar und wünschenswert.

2.2 Biodiversität – Fauna

2.2.1 Einleitung

Im Gegensatz zur Vegetation, für die Kartierungen und Aufnahmen, meist in Form von Biotoptypen, oft in großem Umfang existieren, ist die Datengrundlage bei der Fauna ungleich schlechter. Die Erhebung der Fauna ist aufgrund der hohen Mobilität der meisten Arten deutlich aufwändiger als die der Vegetation, insbesondere wenn diagnostisch wichtige Wirbellosen-Gruppen einbezogen werden sollen. Zudem besiedeln viele Arten innerhalb der Moore verschiedene Teillebensräume, so dass räumliche Festlegungen schwieriger und aufwändiger sind. Gerade unter den noch häufiger untersuchten Gruppen (Vögel, Reptilien, Amphibien, Tagfalter, Libellen) nutzen zahlreiche Arten auch Teillebensräume außerhalb der ei-

gentlichen Moorkörper. Ein weiteres Problem, das in vielen Moorrenaturierungsvorhaben der Vergangenheit für Konflikte gesorgt hat, ist das Vorkommen gefährdeter, aber nicht moortypischer Arten auf degradierten, insbesondere stark entwässerten Moorstandorten. Größere Vorkommen solcher Arten können flächige Wiedervernässungen erschweren oder verhindern, wenn aus Artenschutzgründen die Vorkommen erhalten werden müssen. Dieser Konflikt kann in der Praxis beispielsweise dadurch umgangen werden, dass für eben solche Arten Ersatzlebensraum außerhalb des zu vernässenden Moors neu geschaffen wird. Alternativ müssten Teilbereiche des Moores von der Vernässung ausgenommen werden oder die Wasserstände zwar angehoben, aber kein großflächiger An- bzw. Überstau angestrebt werden.

Vor diesem Hintergrund ist eine Bewertung der Vorkommen von Tierarten auf Mooren in vergleichbarem Umfang wie bei der Vegetation und den anderen Ökosystemleistungen nur dann möglich, wenn aktuelle (d. h. nur wenige Jahre alte) Kartierungen der Tierarten vorliegen. Außerdem müssen die Vorkommen zumindest der diagnostisch wichtigen Arten räumlich abgegrenzt sein oder zumindest den Vegetationstypen einer Vegetationskartierung zugeordnet werden können.

2.2.2 Bewertungsverfahren

Das entwickelte Bewertungsverfahren lehnt sich methodisch eng an das entsprechende Verfahren zur Vegetation an. Ebenso wie dort wird die faunistische Biodiversität über ein Punkteschema bewertet, das letztlich in einer Darstellung mit drei Ampelfarben mündet.

Landesweit abgestimmte Bewertungsverfahren für die Fauna, die den bei der Vegetation verwendeten Schemata für Eingriffsvorhaben entsprechen, existieren für Tierarten jedoch derzeit nicht. Als Bewertungsgrundlage sind für viele Artengruppen daher nur die Rote Liste der Bundesrepublik Deutschland oder auch die Roten Listen der Bundesländer verfügbar. Damit wird die Gefährdung einer Art bewertet, was einem der wichtigsten Kriterien für die Einstufung auch bei der Vegetation entspricht. Weitere Kriterien wie die Naturnähe der Standortbedingungen oder Ersetzbarkeit eines Vorkommens können derzeit nicht aus abgestimmten Listen entnommen werden und müssen daher bei der Fauna zunächst unberücksichtigt bleiben.

Grundlage für das Bewertungsverfahren ist damit der Gefährdungsgrad nach aktueller Roter Liste. Dabei sollte vorzugsweise die Rote Liste des betreffenden Bundeslands verwendet werden, falls diese in ihrer Methodik den aktuellen Roten Listen des Bundes folgt, ansonsten die bundesweite Fassung (BINOT-HAFKE et al., 2011; HAUPT et al., 2009; LUDWIG & MATZKE-HAJEK, 2011). Dabei werden die Gefährdungsstufen mit folgenden Punktwerten belegt:

- 5 Punkte – stark bestandsgefährdete Arten = Kategorien 0, 1 und 2
- 4 Punkte – bestandsgefährdete Arten = Kategorien 3 und G
- 3 Punkte – nicht bestandsgefährdete Arten = Kategorien R, V, D und *, die in der Roten Liste als „mittelhäufig“ eingestuft sind
- 2 Punkte – nicht bestandsgefährdete Arten = Kategorien R, V, D und *, die in der Roten Liste als „häufig“ eingestuft sind

- 1 Punkt – nicht bestandsgefährdete Arten = Kategorien R, V, D und *, die in der Roten Liste als „sehr häufig“ eingestuft sind

Analog zum Verfahren bezüglich der Vegetation wird die moortypische Biodiversität mit maximal zwei Zusatzpunkten aufgewertet („Moorpunkte“). Die zusätzlichen Moorpunkte werden nach folgenden Kriterien vergeben:

- **2 Moorpunkte** – Art ist an torfbildende, torferhaltende oder naturnahe Biotoptypen mit naturnahem Wasserstand gebunden, die nur in Mooren vorkommen.
- **1 Moorpunkt** – Art kommt auf Degenerationsstadien naturnaher Moorbiotoptypen oder in nassen Biotoptypen mit Torfbildnern vor, die nicht an Moore gebunden sind.

Bei der Bewertung muss jedoch auch das in der Einleitung geschilderte Problem berücksichtigt werden, dass in beeinträchtigten Mooren, besonders bei starker Entwässerung, auch hoch gefährdete Tierarten vorkommen können, die aber eher auf trockene, d. h. moorfremde Standorte angewiesen sind. Bei solchen Arten werden 2 Punkte abgezogen („negative Moorpunkte“).

Insgesamt werden für das Vorkommen jeder Art 1 bis 7 Punkte vergeben. Nur moortypische und gleichzeitig stark gefährdete Arten mit der höchsten Punktzahl werden der Kategorie „grün“ zugeordnet:

- Kategorie „rot“ 1 bis 3 Punkte
- Kategorie „gelb“ 4 bis 6 Punkte
- Kategorie „grün“ 7 Punkte

Für die Gesamtbewertung eines Gebiets gilt dabei für jeden Raumausschnitt jeweils die Maximalbewertung aller in diesem Raumausschnitt vorkommenden Arten.

Die Moorpunkte und der Punktabzug für gefährdete Arten auf Moordegenerationsstadien sollten idealerweise für jede Art einmal festgelegt werden, z. B. im Rahmen von Expertenbefragungen. Insbesondere bei wirbellosen Tieren wäre es dabei wünschenswert, auch biogeographische Unterschiede zu berücksichtigen, z. B. bei deutlich unterschiedlichen Habitatpräferenzen derselben Art im alpinen und außeralpinen oder im nord- und süddeutschen Bereich. Am Beispiel der folgenden Schmetterlingsarten (Tabelle 5) soll gezeigt werden, wie eine solche Einstufung im Einzelfall vorgenommen werden kann. Die Einstufungen sind für Süddeutschland außerhalb der Alpen gültig.

Tabelle 5: Bewertung der moortypischen Biodiversität („Moorpunkte“) am Beispiel ausgewählter Tagfalterarten

Art	Rote Liste (RL)	Punkte RL	Moorpunkte	Gesamtpunkte
Hochmoor-Bläuling (<i>Plebejus optilete</i>)	stark gefährdet (2)	5	2	7
Blaukernauge, Riedteufel (<i>Minois dryas</i>)	stark gefährdet (2)	5	1	6
Sumpfwiesen-Perlmutterfalter (<i>Boloria selene</i>)	Vorwarnliste (V), mittelhäufige Art	3	1	4
Dukatenfalter (<i>Lycaena virgaureae</i>)	Vorwarnliste (V), mittelhäufige Art	3	0	3
Quendel-Bläuling (<i>Scolitantides baton</i>)	stark gefährdet (2)	5	-2	3

Der Hochmoor-Bläuling erhält 2 Moorpunkte, weil die Art nahezu ausschließlich in intakten Hochmooren mit entsprechend lichten Moorwaldbereichen vorkommt. Zwar findet sich auch der Riedteufel heute v. a. auf Pfeifengraswiesen auf Moorböden mit \pm naturnahen Wasserhaushalt, kann aber genauso andere feuchte bis wechsellückige, offene Standorte mit der entsprechenden langgrasigen Struktur oder sogar Trockenrasen besiedeln. Entsprechend erhält die Art einen Moorpunkt. Gleiches gilt für den Sumpfwiesen-Perlmutterfalter, weil er zwar Feuchtgebiete besiedelt, aber zumindest in Bayern in Mooren „regelmäßig nur in Vegetationsbeständen auf entwässerten Hoch-, Übergangs- und kalkarmen Niedermoortorfen“ auftritt (BRÄU et al., 2013: S. 354). Auch für den Dukatenfalter gehören Moore zum Lebensraumspektrum, er besiedelt jedoch vorzugsweise Wiesen mit Ampfer-Vorkommen auf Waldlichtungen außerhalb von Mooren. Torfbildung findet dort nicht statt und ist auch kein notwendiges Lebensraumrequisit, die Art erhält deswegen keinen Moorpunkt. Der Quendel-Bläuling schließlich dient als Beispiel für hoch gefährdete Arten, die für die Moorrenaturierung ein Problem darstellen können. Die Art lebt auf trocken-warmen Standorten wie Felsalden und Schuttfuren. In Süddeutschland wurden wohl auch in intakten Hoch- und Niedermooren früher entsprechende Sonderstandorte besiedelt, z. B. Quellkalkhügel (BRÄU et al., 2013: S. 246). In großflächig entwässerten Moorgebieten konnte der Quendel-Bläuling dann exponierte Torfstichrücken als neuen Lebensraum nutzen und größere Populationen ausbilden, die heute für die stark gefährdete Art durchaus wichtige Rückzugsräume darstellen. Entsprechend müssen für die Bewertung im Zusammenhang mit dem Moorschutz 2 Punkte abgezogen werden – die notwendige Berücksichtigung der Art z. B. bei Wiedervernässungsmaßnahmen bleibt davon unberührt (SSYMANK et al., 2015, für konkrete Vorschläge siehe z. B. DOLEK et al., 2014).

2.2.3 Datengrundlagen für die Bewertung

Wegen des hohen Aufwands, der für die Erstellung umfassender Punktlisten wenigstens für die wichtigsten Artengruppen notwendig gewesen wäre, konnten diese im Rahmen des F+E-Vorhabens „Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen“ (FKZ: 3511 82 0500) nicht erstellt werden. Um für konkrete Verfahren zumindest erste Einschätzungen zu treffen, bietet es sich an, die für die Erfassung und Bewertung von FFH-Lebensraumtypen genannten

„charakteristischen Arten“ zu verwenden. Nach der gängigen Definition der EU sollen hier für jeden LRT ausgewählte Arten genannt werden, die „gute Indikatoren für einen günstigen Erhaltungszustand“ sind (EVANS & ARVELA 2011: 48). Für Deutschland war eine erste Fassung solcher Arten bereits im ersten bundesweit verfügbaren Handbuch zur Umsetzung der FFH-Richtlinie enthalten (SSYMANK et al. 1998). Hier sind z. B. für den LRT 7110 (intakte Hochmoore) die Schmetterlingsarten *Arichanna melanaria*, *Boloria aquilonaris*, *Celaena haworthii*, *Coenonympha tullia*, *Coenophila subrosea*, *Colias palaeno*, *Eulithis populata*, *Hypenodes humidalis* und *Plebeius optilete* genannt: diese würden alle 2 Moorpunkte erhalten. Entsprechend der oben am Beispiel von *Minois dryas* geschilderten Vorgehensweise könnten die für den LRT 6410 genannten Arten einen Moorpunkt erhalten: dies sind in der aktuellen Fassung außerdem *Adscita statices*, *Amphipoea lucens*, *Cerapteryx graminis*, *Clossiana selene*, *Coenonympha glycerion*, *Erebia aethiops*, *Euphydryas aurinia*, *Hypenodes humidalis*, *Lycaena dispar*, *L. helle*, *L. hippothoe*, *Maculinea nausithous*, *M. teleius*, *Melitaea diamina*, *Mythimna pudorina*, *Orthonama vittata*, *Simyra albovenosa*, *Spilosoma urticae* und *Zygaena trifolii*.

Das deutsche Handbuch für die FFH-LRT wird allerdings derzeit überarbeitet. Zu dieser Überarbeitung wird auch eine Erweiterung der Listen charakteristischer Arten gehören. Zum einen sollen dabei möglichst viele bisher noch nicht bearbeitete Artengruppen mit aufgenommen werden. Zum anderen werden die charakteristischen Arten zukünftig in mehrere Unterkategorien eingeteilt: Kennarten (mit überdurchschnittlicher Stetigkeit im LRT auftretend), dominante Kennarten (struktur- oder funktionsbestimmende Kennarten), besondere Charakterarten (die in mehreren LRT auftreten, aber für jeden dieser LRT bestimmte Qualitäten anzeigen, z. B. intakte Wasserstände) und stete Begleiter. Nach Fertigstellung dieser erweiterten Artenlisten wird eine verbesserte Grundlage für die Bewertung faunistischer Vorkommen in Mooren verfügbar sein.

2.3 Nährstoffretention und -freisetzung

2.3.1 Einleitung

Naturnahe Moore werden als „Nieren der Landschaft“ bezeichnet, da sie durchströmendem Grund-, Niederschlags- und Oberflächenwasser Nähr- und Schadstoffe entziehen können. In wachsenden Mooren werden diese Stoffe langfristig im Torf oder in limnischen Phasen auch in Mudden (CABEZAS et al., 2014) festgelegt, so dass intakte Moore als Wasserfilter und als Stoffsenke fungieren. Ihre Senkenfunktion beschränkt sich dabei nicht auf Kohlenstoff, sondern umfasst auch Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor sowie Spurenelemente und Schwermetalle.

Durch Entwässerung werden Moore zur Quelle insbesondere von Nitrat, da der Torf mineralisiert und dadurch letztendlich Nitrat gebildet wird (OKRUSZKO, 1989). Nitrat ist gut löslich und wird in großen Mengen mit dem Wasser ausgetragen (BEHRENDT et al., 1996; HOLDEN et al., 2004). Insbesondere gedüngte Hochmoore können Quelle erheblicher Phosphorfrachten sein (KUNTZE & SCHEFFER, 1979; SCHEFFER et al., 1981). Auch gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) wird frei (HOLDEN et al., 2004; FRANK et al., 2014) und kann aquatische Ökosysteme beeinflussen sowie Probleme in der Trinkwasseraufbereitung verursachen.

Durch Wiedervernässung wird angestrebt, die Senkenfunktion der Moore wiederherzustellen. Im Falle von Nitrat ist dies gut möglich (KIECKBUSCH & SCHRAUTZER, 2007); stark degradierte

Torfe können jedoch bei der Wiedervernässung Phosphor freisetzen (ZAK et al., 2010). In jedem Falle spielen die hydrologischen Verhältnisse und dabei v.a. die das Moor verlassende Wassermenge eine entscheidende Rolle, da im Torfkörper gemessene Konzentrationen allein nur einen Indikator für den Stoffrückhalt darstellen (TIEMEYER et al., 2005).

Für die Stoffumsetzungen innerhalb des Moores sind neben bodenchemischen Faktoren wie dem pH-Wert v.a. die Sauerstoffverfügbarkeit und der Wasserstand entscheidend; für den Austrag aus dem Moor kommen hydrologisch-topographische Faktoren wie der Abfluss und die Abflusspfade hinzu. Beispielsweise ist für die Auswirkungen eines entwässerten und landwirtschaftlichen genutzten Teilbereichs entscheidend, ob das Sickerwasser direkt über Rohrdräne zum Oberflächengewässer gelangt oder während einer Grundwasserpassage Stoffumsetzungsprozessen (v.a. Denitrifizierung) unterliegt. Aufgrund der Bedeutung lateraler Prozesse sind Vegetationstypen zur Quantifizierung von Stoffausträgen wenig geeignet.

Hauptproblem bei der Bewertung der Nährstoffretention und der Stoffausträge aus Mooren liegt in der oftmals eingeschränkten Datenlage, die eine Ableitung statistischer Zusammenhänge nicht erlaubt. Aus diesem Grund erfolgt die Abschätzung der Nährstofffreisetzung und der Retentionswirkung von Mooren qualitativ anhand von Ampel-Matrices. Dabei wird zwischen zwei Genauigkeitsstufen unterschieden: Genauigkeitsstufe G1 dient der Relevanzabschätzung (z.B. auf regionaler Ebene). Mit der Matrix der Genauigkeitsstufe G2 kann ein konkretes Gebiet bewertet werden. Die räumliche Einheit der Bewertung ist ein hydrologisch abgrenzbares Teilgebiet. Einzelne Teilgebiete werden schließlich in einer Gesamtbewertung zusammengeführt (Farbbalken). Die Matrices können sowohl zur Bewertung des Status quo als auch für Szenarien und ex-post Analysen verwendet werden, wenn entsprechende Daten vorliegen.

2.3.2 Ziele und Anwendung der Matrix

Bei der Bewertung wird zwischen der Quellwirkung, d.h. der Nährstofffreisetzung, und der Retentionswirkung unterschieden. Grund für diese Unterscheidung ist, dass jedes Gebiet eine Quelle von Nährstoffen oder gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sein kann, sich aber nicht jedes Gebiet (z.B. Hochmoore) zur Retention von aus dem Einzugsgebiet über Grund- und Oberflächenwasser eingetragenen Nährstoffen eignet oder ob überhaupt ein Eintrag von Nährstoffen stattfindet. Selbstverständlich erfahren auch Hochmoore eine Deposition von v.a. Stickstoff, aufgrund der Datenlage und der Komplexität der Erfassungsmethoden wird dieses hier jedoch nicht berücksichtigt. Auch wenn das Nährstoffretentionspotenzial zwischen den Moortypen stark schwankt, ist die Verringerung einer Quellwirkung bei allen Moortypen i.d.R. ein lohnendes Projektziel.

Aufgrund der eingangs erwähnten lückenhaften Datenlage werden nicht alle möglicherweise relevanten Stoffgruppen berücksichtigt. Ammonium und gelöster organischer Stickstoff (DON) finden in der Matrix keine Berücksichtigung, da die derzeitige Datenlage nicht ausreichend ist. Allerdings zeigen Untersuchungen im Niedermoor, dass Belastungsrisiken für Ammonium denen des Phosphors ähneln (ZAK & GELBRECHT, 2007). Je nach C:N-Verhältnis der gelösten organischen Substanz ist bei hohen DOC-Austrägen auch mit hohen DON-Frachten zu rechnen. Eine Bewertung des partikulären Austrags von Kohlenstoff (POC) und Phosphor wird aus den gleichen Gründen nicht vorgenommen. Dieser kann aber auf erosi-

onsanfälligen, d.h. geneigten oder vegetationslosen Standorten, eine bedeutsame Rolle spielen.

Es ist außerdem nicht Ziel der Matrix, die Nährstoffsituation eines Standorts in Hinblick auf die Biodiversitätsentwicklung zu beurteilen. Schilfpolder, „constructed wetlands“ und Paludikulturen sind ebenfalls kein Gegenstand der Bewertungsmatrix.

Mit Hilfe der Genauigkeitsstufe G1 (Abbildung 4) kann beurteilt werden, ob derzeit wahrscheinlich hohe Nährstoff- oder DOC-Austräge aus einem Moorgebiet stattfinden oder ob dieses (potenziell) zur Nährstoffretention im Einzugsgebiet beiträgt. Diese Genauigkeitsstufe stellt eine Relevanzprüfung dar, ob genauere Untersuchungen und eventuelle Messungen im Gebiet angebracht sind oder sich ein Projekt mit dem Schwerpunkt Nährstoffretention lohnt. Unter „Relevanz“ verstehen wir in diesem Zusammenhang, dass entweder derzeit hohe Stoffausträge stattfinden, die durch Wiedervernässung (oder andere Maßnahmen) reduzierbar sind, oder dass das Gebiet aktuell oder durch Restaurierungsmaßnahmen eine hohe Retentionswirkung für Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet besitzt. Eingangsdaten sind allgemein verfügbare oder einfach erhebbare Parameter. Quellenangaben zur Wahl dieser Parameter und evtl. gewählter Grenzwerte finden sich in der Spalte „Kommentar und Referenzen“ und sind unten aufgeführt.

Die Parameteransprüche für Genauigkeitsstufe G2 (Abbildung 5) sind höher und erfordern i.d.R. erste Messungen der Stoffkonzentrationen oder der Bodeneigenschaften. Aufgrund der starken Abhängigkeit der Stoffkonzentrationen von beispielsweise bodenchemischen Parametern ist dies notwendig, um grobe Fehleinschätzungen zu verhindern.

Eine Quantifizierung der Nährstoffausträge (Genauigkeitsstufe G3) ist derzeit nur über Messungen möglich. Diese werden – zusammen mit den weiteren in den Matrices aufgeführten Indikatoren – in Teil III dieses Dokuments beschrieben.

2.3.3 Modellierung der Nährstoffausträge

Eine häufig diskutierte Alternative zur (teuren) Messung der Stoffausträge oder zur Anwendung der hier vorgestellten Matrices besteht in der Anwendung von Modellen. Es existiert eine Anzahl von Modellen für verschiedene räumliche und zeitliche Skalen, die teilweise sehr einfach („Faustzahlen“), teilweise aber auch hochkomplex sind. Auch wenn Modelle auf den ersten Blick den Vorteil bieten, dass mit diesen im Gegensatz zur Anwendung der Matrices eine Quantifizierung der Nährstoffausträge vorgenommen werden kann, ist aus unserer Sicht die Kalibrierung und Validierung an Messdaten notwendig, um Scheingenauigkeiten zu vermeiden. Hier besteht ein deutlicher Unterschied zur Abschätzung von Treibhausgasemissionen, da zu wenige Messdaten für die Entwicklung robuster statistischer Modelle für Nährstoffausträge zur Verfügung stehen.

Einfache Faustzahlen leiden ebenfalls unter dem voran genannten Problem mangelnder Datenverfügbarkeit (oder auch an mangelnder Nachvollziehbarkeit der Primärquellen). Daneben werden Stoffausträge häufig maßgeblich durch die hydrologische Dynamik und den Abfluss aus dem Gebiet gesteuert, der in bisherigen Ansätzen wie NEST (Modell zur Abschätzung des Stickstoffaustrages; JOOSTEN et al., 2013) keine Berücksichtigung findet.

Konzeptionelle Modelle umgehen teilweise diese Problematik, haben aber schon einen deutlich höheren Anspruch an Daten aus dem konkreten Gebiet. Falls die notwendigen Ein-

gangsdaten vorhanden sind, kann für die Abschätzung der N-Austräge eine Anwendung von WETTRANS (TREPEL & KLUGE, 2004) durchaus sinnvoll sein, allerdings ist auch hier ein Abgleich mit Messdaten sinnvoll. Derzeit existieren noch keine einfachen konzeptionellen Modelle für gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) oder Phosphor. Das in JOOSTEN et al. (2013) vorgeschlagene Modell PRisiko ist auf Niedermoore beschränkt; außerdem bleiben wichtige Steuerparameter wie Zersetzungsgrad sowie Eisen- und Phosphorgehalte des Torfes unberücksichtigt. Daneben ist die Herkunft der voreingestellten Parameter nicht dokumentiert, so dass eine Anwendung nicht empfohlen werden kann.

Eine physikalisch-basierte Modellierung des Nährstoffumsatzes und -transports mit Modellen wie SWAP-ANIMO (HENDRIKS et al., 2011; KROES et al., 2008), CoupModel (JANSSON, 2012), SWAT (ARNOLD et al., 1998) oder DRAINMOD-NII (YOUSSEF et al., 2005) ist auf allen Skalenebenen sehr aufwändig und methodisch anspruchsvoll. Beispiele für ihre Anwendung auf Moorstandorte sind in der Literatur kaum zu finden. Der Datenbedarf geht deutlich über die für beide Matrices benötigten Parameter hinaus. Im Einzelfalle – z.B. wenn Klimaszenarien gerechnet werden sollen – kann eine detaillierte Modellierung sinnvoll sein. In diesem Falle ist jedoch das Heranziehen von Experten notwendig.

Abbildung 4: Nährstoffmatrix – Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“)

NÄHRSTOFFE		Genauigkeitsstufe G1			
Evaluierungs-Matrix für die Relevanz von Flächen innerhalb einer Suchregion oder eines Projektgebietes für Nährstoffreisetzung und Nährstoffretention ("Relevanzprüfung") - geringe Genauigkeit					
möglichstes weiteres Vorgehen nach Nutzung dieser Matrix:					
Wenn "aktuelle Quellwirkung" ... :	Gebiet derzeit wahrscheinlich keine Nährstoff- oder DOC-Quelle, Verschlechterung vermeiden	Vorgehen abhängig von Projektzielen und konkreten Fragestellungen, wenn "aktuelle Quellwirkung" UND "Retentionspotenzial" GELB, kann Detailprüfung (Genauigkeitsstufe 2) empfehlenswert sein.	Gebiet derzeit wahrscheinlich Nährstoff- oder DOC-Quelle; Detailprüfung (Genauigkeitsstufe 2) empfehlenswert		
wenn "Retentionspotenzial" ... :	Gebiet besitzt hohes Nährstoffretentionspotenzial; Detailprüfung (Genauigkeitsstufe 2) empfehlenswert; Projekt mit Schwerpunkt "Nährstoffretention" kann möglich sein.	kann Detailprüfung (Genauigkeitsstufe 2) empfehlenswert sein.	Wenn derzeit keine starke Quelle weitere Detailprüfung nicht notwendig, Projekt mit Schwerpunkt "Nährstoffretention" nicht empfehlenswert		
Parameter	Relevanz als Nährstoffquelle	Neutral - weniger günstig leichte Quelle (gelb)	Ungünstig - schlechte starke Quelle (rot)	Unbekannt (Daten nicht ausreichend für eine Bewertung)	Kommentar und Referenzen
Indikatoren Relevanz Stickstoffquelle					
Aktive Rohdränung vorhanden?	nein	teilweise oder defekt	ja	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.	Rohdränung vermindert die Denitrifikationsleistung, da sie einen Kurzschluss zwischen belüftetem Torf und Gewässer darstellt. Dies führt zu hohen Konzentrationen und Frachten (Gerth & Matthey, 1991; Kahle & Tiemeyer, 2014).
Nutzung	vorwiegend nass, keine Nutzung	alle weiteren Landnutzungstypen und Kombinationen	vorwiegend Acker oder Intensivgrünland		
Abfluss aus dem Gebiet	nicht vorhanden oder sehr gering	gering	hoch	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.	Zur möglichen Verdünnung von Konzentrationen: siehe Genauigkeitsstufe 2.
Ist das Gebiet wahrscheinlich aktuell eine Stickstoffquelle?	naturnah (regional moortypisch): Rohdränung UND Nutzung grün	Das Gebiet ist möglicherweise eine Stickstoff-Quelle; alle weitere Parameterkombinationen	Das Gebiet ist wahrscheinlich eine starke Stickstoff-Quelle; zwei ODER mehr Parameter rot	Unbekannt. Zwei Parameter "unbekannt"	

Indikatoren Relevanz Phosphorquelle				
Im Gebiet sind eutrophe Flachseen mit aktiver Muddbildung vorhanden	nein	sehr geringer Flächenanteil	ja	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Im Gebiet sind überstaute oder sehr nasse stark degradierte Torfe vorhanden	nein	geringer Flächenanteil	ja	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Die oben genannten Bereiche sind direkt an weitere Oberflächengewässer angebunden	nein		ja	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Hydrogenetischer Moortyp landwirtschaftlich genutzter und gedüngter Flächen			Regenmoor	Kuntze & Scheffer (1979), Scheffer et al. (1981). Aus landwirtschaftlich genutzten und gedüngten, sauren und eisernen Niedermoorstandorten sind ebenfalls hohe P-Austräge möglich (Scheffer & Blankenburg, 1983), ohne Kenntnis der Bodeneigenschaften ist eine detaillierte Beurteilung weiterer landwirtschaftlich genutzter Moortypen derzeit nicht möglich.
Ist das Gebiet aktuell eine Phosphorquelle?	naturnah (regional moortypisch): alle Parameter grün	Das Gebiet ist möglicherweise eine P-Quelle: alle weiteren Parameterkombinationen	Das Gebiet ist wahrscheinlich eine starke P-Quelle: Flachseen rot ODER Moortyp rot ODER zwei Parameter rot	Unbekannt. Zwei Parameter „unbekannt“
Indikatoren Relevanz DOC-Quelle				
Nutzung	vorwiegend naturnah und nass, keine Nutzung	alle weiteren Landnutzungstypen und Kombinationen	vorwiegend Acker oder Intensivgrünland	wiedervernässt Frank et al. (2014). In stark degradierten, wiedervernässten Torfen können hohe DOC-Konzentrationen auftreten (Gelbrecht et al., 2008; Schwalm & Zeitz, 2010); ohne Kenntnis der Bodeneigenschaften ist eine detaillierte Beurteilung nicht möglich.
hydrogenetischer Moortyp		alle weiteren Moortypen	vorwiegend Regenmoor	Frank et al. (2014), Schwalm & Zeitz (2011), Tiemeyer & Kahle (2014). Generell ist die Datenlage für DOC-Austräge unter mitteleuropäischen Klimabedingungen sehr begrenzt.
Abfluss aus dem Gebiet	nicht vorhanden oder sehr gering	gering	hoch	Zur möglichen Verdünnung von Konzentrationen: siehe Genauigkeitsstufe 2.
Ist das Gebiet aktuell eine Quelle von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC)?	naturnah (regional moortypisch): Nutzung grün	Das Gebiet ist möglicherweise eine über das natürliche Maß hinausgehende DOC-Quelle: alle weitere Parameterkombinationen	Das Gebiet ist wahrscheinlich eine über das natürliche Maß stark hinausgehende DOC-Quelle: zwei ODER drei Parameter rot	Unbekannt: Abschätzungen zum Abfluss unbekannt ODER Nutzung „wiedervernässt“. Auch naturnahe Moore sind eine DOC-Quelle. Diese werden hier als „grün“ eingestuft, ein durch anthropogene Maßnahmen über das natürliche Maß verstärkter DOC-Austrag mit „rot“ oder „gelb“.
Unterlieger	kein nährstoffarmes Gewässer im Abstrom vorhanden ODER kein Abfluss aus Gebiet („grün“)	nährstoffarmes Gewässer im Abstrom vorhanden UND Abfluss aus Gebiet gelb oder rot	nährstoffarmes sensibles Gewässer im Abstrom vorhanden UND Abfluss aus Gebiet gelb oder rot	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor. z.B. oligotrophe oder mesotrophe Seen
Gesamtbewertung der aktuellen Quellwirkung	Stickstoff UND Phosphor UND DOC grün	Stickstoff UND Phosphor UND DOC alle weiteren Kombinationen	Stickstoff ODER Phosphor ODER DOC rot ODER Stickstoff ODER Phosphor gelb und Unterlieger rot	zwei Kategorien ODER mehr „unbekannt“ in Kombination mit grün ODER alle Kategorien „unbekannt“

Parameter	Relevanz als Nährstoffsenke (Retentionswirkung)			Unbekannt (Daten nicht ausreichend für eine Bewertung)
	Günstig hohe Relevanz als Senke (grün)	Neutral - weniger günstig mittlere Relevanz als Senke (gelb)	Ungünstig - schlecht geringe Relevanz als Senke (rot)	
Indikatoren Relevanz Retentionspotenzial				
hydrogenetischer Moortyp	Überflutungsmoor Durchströmungsmoor Verlandungsmoor	weitere Moortypen	Regenmoor	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Größe des Gebietes im Verhältnis zum Einzugsgebiet	groß	mittel	klein	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
aktuelle Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet (Grundwasser, Oberflächenwasser)	hoch ODER potenziell hoch, aber Zustrom nächstoffreichen Wassers wird z.B. derzeit über Fanggräben verhindert.	mittel	niedrig ODER nicht vorhanden	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Gesamtbewertung "Retentionspotenzial"	Retentionswirkung hoch; drei Parameter grün ODER aktuelle Nährstoffeinträge grün	Retentionswirkung mittel; alle weiteren Parameterkombinationen	Retentionswirkung niedrig; mindestens ein Parameter rot UND Nährstoffeinträge rot	Unbekannt. Zwei Parameter ODER mehr „unbekannt“

Abbildung 5: Nährstoffmatrix – Genauigkeitsstufe G2 (semi-quantitative Einschätzung)

NÄHRSTOFFE		Genauigkeitsstufe G2	
Evaluierungs-Matrix für die Nährstoffreisetzung und Nährstoffretention eines Teilgebiets:			
mittlere Genauigkeit (semiquantitative Einschätzung)			
- Aufgrund der niedrigen pH-Werte spielen Nitratausträge aus Hochmooren häufig eine untergeordnete Rolle. Der Moortyp wurde jedoch im Falle von Stickstoff nicht als Indikator aufgenommen, da es in genutzten Hochmooren tendenziell zu hohen DON-Austrägen kommt, die in unterliegenden Gewässern mineralisiert werden können.			
Parameter	Funktion als Nährstoffquelle		
	Günstig keine Quelle (grün)	Neutral - weniger günstig leichte Quelle (gelb)	Ungünstig - schlecht starke Quelle (rot)
	Unbekannt	Unbekannt (Daten nicht ausreichend für eine Bewertung)	Unbekannt
	Kommentar und Referenzen		
Indikatoren Stickstoffquelle			
Grundwasserstand (Sommerhalbjahr)	flumah (oder Überstau)	mittel	tief
Aktive Rohrdränung vorhanden?	nein	teilweise oder defekt	ja
Nutzung	keine	alle weiteren Landnutzungstypen und Kombinationen	vorwiegend Ackernutzung oder Intensivgrünland
NO ₃ -N Konzentrationen im Poren- oder flachen Grundwasser (Torf) oder im Gebietsabfluss*	unkritisch Gebietsabfluss < 1 mg/L ODER Grundwasser < 4,5 mg/L	1 mg/L < NO ₃ -N < 2,5 mg/L ODER Grundwasser: 4,5 mg/L < NO ₃ -N < 11,3 mg/L	Gebietsabfluss: NO ₃ -N > 2,5 mg/L ODER Grundwasser: NO ₃ -N > 11,3 mg/L
Abfluss aus dem Gebiet	keiner oder sehr niedrig (< 50 mm/a)	gering (60 bis 200 mm/a)	mittel bis hoch (> 200 mm/a)
* vorzugsweise im Gebietsabfluss; wenn im Poren- oder (Moor)Grundwasser mindestens 4 Proben pro Jahr an mindestens 3 repräsentativen Messstellen			
Ist das Gebiet aktuell eine Stickstoffquelle oder wird das Gebiet nach Maßnahmenumsetzung eine Stickstoffquelle sein?	hatumah (regional moortypisch); mehr als drei Parameter (incl. Konzentrationen) grün ODER mindestens drei Parameter grün UND Konzentrationen "unbekannt"	Das Gebiet ist eine geringe Stickstoff-Quelle: alle weitere Parameterkombinationen	Das Gebiet ist eine starke Stickstoff-Quelle: zwei oder mehr Parameter rot UND Konzentrationen rot ODER "unbekannt"
	Unbekannt. Drei ODER mehr Parameter "unbekannt"	Unbekannt. Drei ODER mehr Parameter "unbekannt"	Unbekannt. Drei ODER mehr Parameter "unbekannt"

Indikatoren Phosphorquelle		Indikatoren DOC-Quelle	
mittlerer Grundwasserflurabstand	trocken	flurnah	flurnah
Degradierungsgrad Oberboden (0-30 cm)	H1-H6	H1-H4	H1-H4
Fe:P-Verhältnis Oberboden (0-20 cm) ODER Fe:P im Porenwasser	hoch (> 15) hoch (> 15)	nein	nein
Nitrat-Konzentrationen im Porenwasser	hoch	unkritisch bzw. naturnah: Hochmoor < 50 mg/L; Niedermoore < 30 mg/L	unkritisch bzw. naturnah: Hochmoor < 50 mg/L; Niedermoore < 30 mg/L
PO ₄ -P Konzentrationen im Poren- oder flachen Grundwasser (Torf) oder im Gebietsabfluss*	unkritisch Gebietsabfluss < 0,03 mg/L PO ₄ -P ODER Grundwasser < 0,3 mg/L PO ₄ -P	keiner oder sehr niedrig (< 50 mm/a)	keiner oder sehr niedrig (< 50 mm/a)
Abfluss aus dem Gebiet	gering (50 bis 200 mm/a)	pH > 6	keiner oder sehr niedrig (< 50 mm/a)
pH-Wert landwirtschaftlich genutzter und gedüngter Moore	4 < pH < 6		
* vorzugsweise im Gebietsabfluss; wenn im Poren- oder (Moor)Grundwasser mindestens 4 Proben pro Jahr an mindestens 3 repräsentiven Messstellen			
Ist das Gebiet aktuell eine Phosphorquelle oder wird das Gebiet nach Wäbnahtimmensetzung eine Phosphorquelle sein?			
naturnah (regional moortypisch): mehr als drei Parameter (incl. Konzentrationen) grün ODER vier oder mehr Parameter grün UND Konzentrationen "unbekannt"		naturnah (regional moortypisch): mehr als drei Parameter (incl. Konzentrationen) grün ODER vier oder mehr Parameter grün UND Konzentrationen "unbekannt"	
Das Gebiet ist eine stärkere P-Quelle: Fe:P Verhältnis rot UND Degradierungsgrad rot ODER "unbekannt" ODER Flachsee rot ODER pH-Wert rot		Das Gebiet ist eine stärkere P-Quelle: Fe:P Verhältnis rot UND Degradierungsgrad rot ODER "unbekannt" ODER Flachsee rot ODER pH-Wert rot	
Unbekannt. Drei ODER mehr Parameter "unbekannt"		Unbekannt. Drei ODER mehr Parameter "unbekannt"	
mittlerer Grundwasserflurabstand	flurnah	flurnah	flurnah
Degradierungsgrad Oberboden (0-30 cm)	H1-H4	H1-H4	H1-H4
Aktive Rohrdränung vorhanden?	nein	teilweise oder defekt	nein
DOC-Konzentrationen im Poren- oder flachen Grundwasser (Torf) oder im Gebietsabfluss*	unkritisch bzw. naturnah: Hochmoor < 50 mg/L; Niedermoore < 30 mg/L	unkritisch bzw. naturnah: Hochmoor < 50 mg/L; Niedermoore < 30 mg/L	unkritisch bzw. naturnah: Hochmoor < 50 mg/L; Niedermoore < 30 mg/L
Abfluss aus dem Gebiet	gering (50 bis 200 mm/a)	gering (50 bis 200 mm/a)	gering (50 bis 200 mm/a)
* vorzugsweise im Gebietsabfluss; wenn im Poren- oder (Moor)Grundwasser mindestens 4 Proben pro Jahr an mindestens 3 repräsentiven Messstellen			
Ist das Gebiet aktuell eine DOC-Quelle oder wird das Gebiet nach Maßnahmenumsetzung eine DOC-Quelle sein, die über die Quellwirkung natürlicher Moore hinausgeht?			
naturnah (regional moortypisch): mehr als drei Parameter (incl. Konzentrationen) grün ODER mindestens drei Parameter grün UND Konzentrationen "unbekannt"		naturnah (regional moortypisch): mehr als drei Parameter (incl. Konzentrationen) grün ODER mindestens drei Parameter grün UND Konzentrationen "unbekannt"	
Das Gebiet ist eine über das natürliche Maß hinausgehende DOC-Quelle: alle weitere Parameterkombinationen		Das Gebiet ist eine über das natürliche Maß stark hinausgehende DOC-Quelle: drei oder mehr Parameter rot UND Konzentrationen rot ODER "unbekannt"	
Unbekannt. Drei ODER mehr Parameter "unbekannt" ODER Grundwasserstand "flurnah" UND "Degradierungsgrad H10" UND Rest "unbekannt"		Unbekannt. Drei ODER mehr Parameter "unbekannt" ODER Grundwasserstand "flurnah" UND "Degradierungsgrad H10" UND Rest "unbekannt"	

Unterleger	kein nährstoffarmes Gewässer im Abstrom vorhanden ODER Abfluss aus Gebiet grün	nährstoffarmes Gewässer im Abstrom vorhanden UND Abfluss aus Gebiet gelb oder rot	nährstoffarmes sensibles Gewässer im Abstrom vorhanden UND Abfluss aus Gebiet gelb oder rot	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.	z.B. oligotrophe oder mesotrophe Seen
Gesamtbewertung der Quellwirkung	Stickstoff UND Phosphor UND DOC grün	alle weiteren Kombinationen	Stickstoff ODER Phosphor ODER DOC rot ODER Stickstoff ODER Phosphor gelb und Unterleger rot	zwei Kategorien ODER mehr „unbekannt“ in Kombination mit grün ODER alle Kategorien „unbekannt“	Quellwirkung: was kommt derzeit aus dem Torfkörper selbst? Jedes Gebiet kann eine Quelle sein.
Parameter	Funktion als Nährstoffsenke (Retentionswirkung)				
	Günstig hohe Relevanz (grün)	Neutral - weniger günstig mittlere Relevanz (gelb)	Ungünstig - schlecht geringe Relevanz (rot)	Unbekannt (Daten nicht ausreichend für eine Bewertung)	Kommentar
Indikatoren Senkenwirkung					
hydrogeneitlicher Moortyp	Überflutungsmoor Durchströmungsmoor Verlandungsmoor	weitere Moortypen	Regenmoor	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.	
Größe des Gebietes im Verhältnis zum Einzugsgebiet	groß	mittel	klein	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.	
Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet (Grundwasser, Oberflächenwasser)	hoch ODER potenziell hoch, aber Zustrom nährstoffreichen Wassers wird z.B. derzeit über Fanggräben verhindert.	mittel	niedrig ODER nicht vorhanden	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.	
Gesamtbewertung der Senkenwirkung: können und werden in das Moor eingetragene Nährstoffe zurückgehalten oder umgesetzt oder kann dies nach Maßnahmenumsetzung der Fall sein?	Retentionswirkung hoch: drei Parameter grün ODER aktuelle Nährstoffeinträge grün	Retentionswirkung mittel: alle weiteren Parameterkombinationen	Retentionswirkung niedrig: mindestens ein Parameter rot UND Nährstoffeinträge rot	Unbekannt. Zwei Parameter ODER mehr „unbekannt“	

2.4 Aufnahme und Emission von Treibhausgasen

2.4.1 Einleitung

In Deutschland bedecken Moore etwa 5% der Landoberfläche (ROBKOPF et al., 2015). Diese Moore enthalten 43 % des Bodenkohlenstoffs in deutschen Böden (FREIBAUER et al., 2009). Die Torfe sind über Jahrtausende aus torfbildenden Pflanzen (Torfmoose, Seggen, Schilf und andere) unter anaeroben Verhältnissen entstanden. Bei der Torfbildung wird Kohlendioxid (CO_2) langfristig der Atmosphäre entzogen. Ein Teil des Pflanzenkohlenstoffs wird in nassen Mooren als Methan (CH_4) freigesetzt. Im Hinblick auf die Treibhausgaswirkung gleichen sich die CO_2 -Senke und CH_4 -Quelle in naturnahen Mooren weitgehend aus bzw. wirken langfristig in der Bilanz als Senke und damit im Hinblick auf das globale Klima kühlend (FROLKING & ROULET, 2007). Werden Moore für eine land- oder forstwirtschaftliche Nutzung entwässert, gelangt Sauerstoff in den zuvor wassergesättigten Torf, was zu einer mikrobiellen Freisetzung von Kohlendioxid führt. Dieser Prozess wird auch als Torfzehrung oder Torfschwund bezeichnet. Entwässerte Moorböden sind Hotspots für Treibhausgas-(THG)-Emissionen, insbesondere für CO_2 und das sehr starke Treibhausgas Lachgas (N_2O).

Über 95 % der deutschen Moorböden sind entwässert und genutzt. Die entwässerten Moore tragen 4-5 % zu den gesamten deutschen Treibhausgasemissionen bei, was in etwa dem jährlichen Flugverkehr in Deutschland entspricht (UMWELTBUNDESAMT, 2014).

Treibhausgase in organischen Böden haben verschiedene Quellen. Die klimarelevanten CO_2 -Flüsse aus organischen Böden, die THG-Bilanz sowie deren Ermittlung bzw. Messmethoden sind in Kapitel 4.7 beschrieben. Die Treibhausgasemissionen aus entwässerten Moorböden steigen grob proportional zur Entwässerungstiefe an. Die tatsächliche Emissionshöhe und der Emissionsanstieg mit zunehmender Entwässerungstiefe sind aber standortspezifisch, besonders bei Entwässerungstiefen, die tiefer als 30-40 cm unter Flur liegen (TIEMEYER et al., 2016). Im naturnahen Bereich sind Vegetationstypen ein relativ zuverlässiger Indikator für Treibhausgase. Je tiefer die Entwässerung und je intensiver die Nutzung ist, umso höher, aber auch variabler werden die Emissionen. Treibhausgase können unter diesen Bedingungen nur durch zusätzliche Standortdaten quantitativ geschätzt werden. Nichtsdestotrotz können Treibhausgasemissionen grob qualitativ bis semiquantitativ mit einfachen Standort-Nutzungs- oder Vegetationsgrößen geschätzt werden. Damit kann auch die Wirkung von Wiedervernässungsmaßnahmen qualitativ geschätzt werden. Quantitative Aussagen erfordern aber zusätzliche Daten zum Standort und entsprechende Fachexpertise. In Teil III, Kapitel 4.7 dieses Dokuments ist die Erhebung von Indikatoren für die Abschätzung der Treibhausgasemissionen und die Treibhausgasmessung im Detail in drei verschiedenen Genauigkeitsstufen beschrieben.

Die Anhebung der Wasserstände in entwässerten Mooren ist in Bezug auf CO_2 -Vermeidungskosten und Flächeneffizienz eine der wirksamsten Klimaschutzmaßnahmen der deutschen Land- und Forstwirtschaft (BONN et al. 2014; DRÖSLER et al., 2013; RÖDER & GRÜTZMACHER, 2012; SCHALLER, 2015).

Eine extreme Wiedervernässung zu sehr nährstoffreichen Flachseen kann in ungünstigen Fällen zu sehr hohen Methanemissionen führen, wenn aus abgestorbener Biomasse frische organische Sedimente gebildet werden, wobei das Methanbildungspotenzial artspezifisch sein kann (DRÖSLER et al., 2013, ZAK et al., 2015). Derartige Hotspots gilt es bei der Maßnahmenplanung zu berücksichtigen. Wiedervernässungsprojekte bestehen aber in der Regel

aus einem Mosaik verschiedener Teilbereiche, so dass es wichtig ist, nicht nur einzelne besonders wertvolle oder kritische Teilbereiche zu betrachten, sondern die Maßnahmenwirkung auch in der Summe des gesamten Projektgebietes zu bewerten. Selbst Maßnahmen, die in Teilgebieten Methanhotspots geschaffen haben, konnten in der Summe des gesamten Projektgebietes Treibhausgase gegenüber dem trockenen Ausgangszustand deutlich reduzieren (DRÖSLER et al., 2012).

Im Folgenden wird eine Methode zur Bewertung der Klimawirkung von Moorböden anhand von Emissionsschätzungen und aggregierten Ampel-Matrices vorgestellt. Die Matrices können sowohl zur Bewertung des Status quo als auch für Szenarien und ex-post Analysen verwendet werden, wenn entsprechende Daten vorliegen. Die Genauigkeit der Aussagen hängt von den vorhandenen Informationen ab (siehe Kapitel 4.7). Mit Hilfe von Emissionstabellen wird im ersten Schritt die Freisetzung von Treibhausgasen (THG) aus Moorteilbereichen und Mooregebieten geschätzt und bewertet. Darauf aufbauend wird die Relevanz des Mooregebietes als Treibhausgasquelle und im Hinblick auf gefährdete Torfvorräte bewertet. Diese Relevanzbewertung liefert die Grundlage für Handlungsempfehlungen für das weitere Vorgehen bei der Planung und Priorisierung für Klimaschutzmaßnahmen. In „klimarelevanten“ Gebieten wird empfohlen, die Treibhausgase mit Methoden höherer Genauigkeit zu bestimmen. Dies erfordert in der Regel eine entsprechende Fachexpertise. Bei besonders klimarelevanten Gebieten oder Maßnahmen lohnt sich eine differenziertere Untersuchung und Darstellung als die der aggregierten Ampel-Matrix, z.B. die Bildung von zusätzlichen feiner differenzierten Emissionsklassen.

Als Bewertungsgrundlage werden Grenzwerte für die Zuordnung zu Ampelfarben für die Bewertung der Klimarelevanz von Mooregebieten definiert. Die Grenzwerte sind aus deutschen und internationalen Übersichten zu landnutzungsabhängigen Emissionsfaktoren abgeleitet und gebietsübergreifend anwendbar. Die Grenzwerte können aber auch für die Betrachtung einzelner Projekte verschoben werden, wenn zusätzliche Daten (Boden, Vegetation oder Wasserstände, Treibhausgasmessungen; Methoden siehe Teil III) dies begründen. Ein Anwendungsbeispiel in einem fiktiven Mooregebiet illustriert das Vorgehen bei der Bewertung der Klimawirkung von Moorböden.

2.4.2 Ziel und Anwendung der Emissionstabellen

Im Folgenden werden Emissionstabellen als Bewertungsinstrument beschrieben. Sie dienen dazu, die Freisetzung von Treibhausgasen (THG) aus Moorteilbereichen und Mooregebieten (Tabelle 6) zu schätzen und im Hinblick auf Klimarelevanz und Maßnahmenpotenziale zu bewerten.

Ein **Moorteilbereich** ist definiert als ein Standort mit homogenen Vegetations-/Wasserstandsbedingungen und homogener Nutzung. Ein **Moorgebiet** setzt sich aus beliebig vielen Moorteilbereichen zusammen. Ein Moorgebiet repräsentiert z.B. ein Projektgebiet.

Das Vorgehen verknüpft zwei räumliche Ebenen: homogene Moorteilbereiche werden einzeln bewertet und flächengewichtet zur Bewertung von komplexeren Moor- oder Projektgebieten zusammengefasst. Drei Emissionstabellen leiten durch die Bewertung:

1. Emissionstabelle "KLIMA 1" adressiert einen Moorteilbereich mit homogenen Vegetations-/ Nutzungs-/ Wasserstandsbedingungen: In dieser Tabelle werden die THG-Emissionen als $t \text{ CO}_2\text{-Äqu. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für einen homogenen Moorteilbereich ermittelt.

Diese entsprechen der Definition der THG-Bilanz in Kapitel 4.7.2. Die Tabelle gliedert sich in die einzelnen Emissionsquellen und erlaubt so, methodenabhängig die Vollständigkeit der Emissionsberechnung sicherzustellen. Am Ende werden die verschiedenen THG aufsummiert. Das Ergebnis sind die jährlichen THG-Emissionen pro Flächeneinheit eines homogenen Moorteilbereichs (Abbildung 6: Tabelle KLIMA 1). Die Schätzung der THG ist mit drei verschiedenen Genauigkeitsstufen möglich, die auch kombiniert werden können (siehe Kapitel 4.7).

2. Bewertung des Moorteilbereichs (Abbildung 6: Tabelle KLIMA 2) klassifiziert das Ergebnis der Emissionstabelle "KLIMA 1" in die Bewertung pro Flächeneinheit des Moorteilbereichs für die Darstellung in einer Ampelmatrix oder in Übersichtskarten in die drei Ampelklassen. Tabelle KLIMA 2 in Abbildung 6 kann bezüglich der Grenzwerte oder Anzahl der Klassen an den regionalen Kenntnisstand zu Emissionshöhen angepasst werden. Falls Grenzwerte angepasst werden, empfehlen wir jedoch die Beibehaltung deutlicher und durch Messungen belegter, robuster Unterschiede zwischen den Klassen.
3. Die Emissionstabelle "KLIMA 3" (Abbildung 6: Tabelle KLIMA 3) summiert bzw. mittelt die THG-Emissionen aller Moorteilbereiche für die Klimawirkung eines gesamten Projekt- oder Moorgebietes mit mehreren Moorteilbereichen. Die Tabelle fasst die Emissionen der Moorteilbereiche eines Moorgebietes zu den gesamten THG-Emissionen des Moorgebietes zusammen und ergibt drei Indikatoren.
 - Bewertbare Moorgebietsfläche
 - Gesamtemissionen des bewertbaren Moorgebietes
 - Gebietsmittel der THG-Emissionen (Emissionsintensität)

Nicht immer liegen für das gesamte Moorgebiet ausreichend Daten für eine Bewertung vor. Daher wird unterschieden zwischen der gesamten Moorfläche und der bewertbaren Moorfläche, für die letztlich nur die Bewertung durchgeführt werden kann. Der bewertbare bzw. nicht bewertbare Anteil des Projekt- oder Moorgebietes ist ein wichtiger Indikator für die weitere Planung und Prioritätensetzung bei der Datenerhebung.

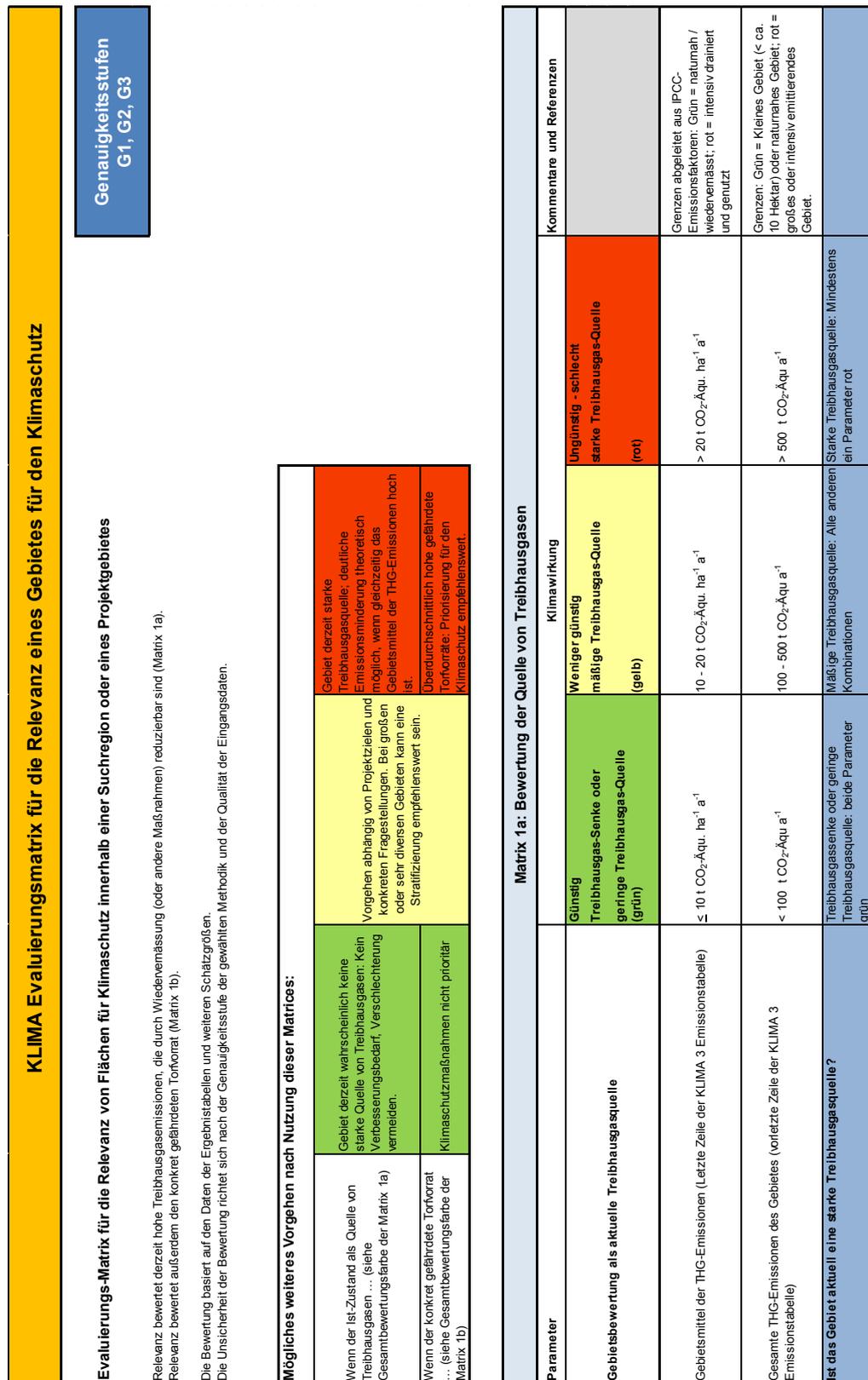
Abbildung 6: KLIMA Emissionstabellen (KLIMA 1, KLIMA 2, KLIMA 3)

KLIMA Emissionstabellen - Teil 1					
Genauigkeitsstufen G1, G2, G3					
Ergebnistabellen für die Klimawirkung von homogenen Moorteilbereichen und Mooregebieten					
<p>STATUS-QUO Analyse: Schätzung der aktuellen Treibhausgasfreisetzung SZENARIO Analyse: Schätzung der zukünftigen Treibhausgasfreisetzung bei geänderten Vegetations-/Wasserstandsbedingungen</p> <p>Die Berechnung kann in verschiedenen Genauigkeitsstufen erfolgen. Die Unsicherheit der Berechnung richtet sich nach der Genauigkeitsstufe der gewählten Methodik und der Qualität der Eingangsdaten.</p> <p>KLIMA 1: Berechnung der THG-Emissionen für einen Moorteilbereich KLIMA 2: Bewertung des Moorteilbereichs für die Darstellung in einer Anpelmatrix oder Übersichtskarte KLIMA 3: Zusammenfassung der Emissionen der Moorteilbereiche eines Mooregebietes zu den gesamten THG-Emissionen</p>					
KLIMA 1 Emissionstabelle "Moorteilbereich" für die Klimawirkung eines Bereichs mit homogenen Vegetations-/Nutzungs-/ Wasserstandsbedingungen					
Emissionsquellen und -senken	Treibhausgasemission in Tonnen CO ₂ -Äquivalenten pro Hektar und Jahr	Kommentar			
Mittlere jährliche CO ₂ -Emissionen des Moorteilbereichs aus dem organischen Boden. Die CO ₂ -Emissionen sind nutzungsbedingte C-Exporte durch Ernte und Abfuhr von Biomasse (sowie ggf. Zufuhr durch organische Düngung) zu berücksichtigen.		Die Emissionsberechnung kann mit verschiedenen Methoden erfolgen. Die Methoden berücksichtigen unterschiedliche Emissionsquellen und aggregieren z. T. mehrere Zeilen dieser Tabelle. Daher muss methodenabhängig geprüft werden, dass die Berechnungen vollständig und ohne Doppelzählungen sind (Methodik: siehe Kapitel 4.7).			
Mittlere jährliche Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) des Moorteilbereichs					
Mittlere jährliche N ₂ O-Emissionen des Moorteilbereichs					
Mittlere jährliche CH ₄ -Emissionen des Moorteilbereichs (außer Gräben)					
Mittlere jährliche CH ₄ -Emissionen des Moorteilbereichs aus Gräben					
THG-Emissionen pro Hektar und Jahr des Moorteilbereichs					
Summe der einzelnen Emissionen					
KLIMA 2 Bewertungstabelle "Moorteilbereich" für die Klimawirkung pro Flächeneinheit eines Moorteilbereichs					
Parameter	Klimawirkung pro Flächeneinheit	Kommentar			
THG-Emissionen des Moorteilbereiches pro Hektar und Jahr	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="background-color: #90EE90;">Günstig Treibhausgas-Senke oder geringe Treibhausgas-Quelle (grün)</td> <td style="background-color: #FFFF00;">Weniger günstig mäßige Treibhausgas-Quelle (gelb)</td> <td style="background-color: #FF4500;">Ungünstig - schlecht starke Treibhausgas-Quelle (rot)</td> </tr> </table>	Günstig Treibhausgas-Senke oder geringe Treibhausgas-Quelle (grün)	Weniger günstig mäßige Treibhausgas-Quelle (gelb)	Ungünstig - schlecht starke Treibhausgas-Quelle (rot)	
Günstig Treibhausgas-Senke oder geringe Treibhausgas-Quelle (grün)	Weniger günstig mäßige Treibhausgas-Quelle (gelb)	Ungünstig - schlecht starke Treibhausgas-Quelle (rot)			
Gesamtbewertung der Klimawirkung: Summe der THG-Emissionen des Moorteilbereichs aus der Emissionstabelle "Moorteilbereich"	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="background-color: #ADD8E6;">Nettosenke oder Nettoquelle ≤ 10 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹</td> <td style="background-color: #ADD8E6;">10 - 20 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹</td> <td style="background-color: #ADD8E6;">> 20 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹</td> </tr> </table>	Nettosenke oder Nettoquelle ≤ 10 t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	10 - 20 t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	> 20 t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	Grenzen angelehnt an IPCC-Emissionsfaktoren: Grün = naturnah / wiedervermässt; rot = intensiv drainiert und genutzt. Siehe Kapitel 2.4.4.
Nettosenke oder Nettoquelle ≤ 10 t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	10 - 20 t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	> 20 t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹			

KLIMA Emissionstabellen - Teil 2

KLIMA 3 Emissionstabelle "Moorgebiet" für die Klimawirkung eines gesamten Moorgebietes mit mehreren Moorteilbereichen				
Namen der Moorteilbereiche	THG-Emissionen pro Flächeneinheit des Moorteilbereichs aus den Emissionstabellen "Moorteilbereich"	Fläche der Moorteilbereiche	THG-Emissionen aus der Fläche des Moorteilbereichs	Kommentar
	t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	Hektar	t CO ₂ -Äqu. a ⁻¹	
Moorteilbereich 1				Spalte 2: THG-Emissionen pro Hektar und Jahr aus den Emissionstabellen der Moorteilbereiche
Moorteilbereich 2				
Moorteilbereich 3				
Moorteilbereich ...				
Moorteilbereich n				
Moorteilbereich "Unbekannt"	(keine Angabe)		(keine Angabe)	Wenn die Emission nicht ermittelbar ist, wird der unbekannte Moorteilbereich nicht in die Berechnung der Gebietsergebnisse einbezogen.
Bewertbare Gebietsfläche				Summe der Flächen aller Moorteilbereiche außer "Unbekannt"
Gesamte THG-Emissionen des bewertbaren Gebiets				Summe der THG-Emissionen aller Moorteilbereiche außer "Unbekannt"
Gebietsmittel der THG-Emissionen				Gesamte THG-Emissionen des Gebiets / Bewertbare Gebietsfläche

Abbildung 7: KLIMA Evaluierungsmatrix für die Relevanz eines Gebietes für den Klimaschutz



Matrix 1b: Konkret gefährdeter Torfvorrat				
Parameter	Konkret gefährdeter Torfvorrat			
	Unterdurchschnittlicher gefährdeter Torfvorrat (grün)	Mäßiger gefährdeter Torfvorrat (gelb)	Hoher gefährdeter Torfvorrat (rot)	Unbekannt (Daten nicht ausreichend für eine Bewertung)
Wie mächtig ist der Torfkörper?	≤ 30 cm	30 - 100 cm	> 100 cm	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Liegen konkrete Planungen oder Genehmigungen für die Intensivierung oder Vertiefung der Drainagen vor (z.B. Grabenvertiefung, Erneuerung der Drainageröhre, tiefere Zielwasserstände)		Nein	Ja	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Liegen konkrete Planungen oder Genehmigungen für weiteren Torfabbau vor?		Nein	Ja	Es liegen keine oder nicht ausreichend gesicherte Erkenntnisse vor.
Ist der Torfkörper tiefergründig konkret gefährdet?	Unterdurchschnittlich, Parameter grün	Durchschnittliche Gefährdung des Torfkörpers: alle weitere Parameterkombinationen	Tiefergründige Gefährdung des Torfkörpers vorhanden: zwei Parameter rot	Unbekannt, Zwei Parameter "unbekannt"
				30 cm: bodenkundliche Klassifikationsgrenze von Moor; 100 cm: typische Beprobungstiefe

2.4.3 Ziel und Anwendung der Matrix für die Gebietsrelevanz

Aufbauend auf der Schätzung der Treibhausgasemissionen (Emissionstabellen) wird die Relevanz des Mooregebietes als Treibhausgasquelle und im Hinblick auf gefährdete Torfvorräte bewertet (Abbildung 7: Evaluierungsmatrix für die Relevanz eines Gebietes für den Klimaschutz). Die Relevanzbewertung liefert die Grundlage für Handlungsempfehlungen für das weitere Vorgehen bei der Planung und Priorisierung für Klimaschutzmaßnahmen.

Matrix 1a: Ist-Zustand als Quelle von Treibhausgasen

Eingangsgroßen sind die Ergebnisse der Emissionstabelle "KLIMA 3" (Abbildung 6):

1. Die Gesamtemission des Gebiets, berechnet als Summe der Treibhausgasemissionen der Moorteilbereiche in $t \text{ CO}_2\text{-Äqu. a}^{-1}$ (Fläche der Landnutzungskategorie bzw. des Moorteilbereichs [ha] * Emissionsfaktor [$t \text{ CO}_2\text{-Äqu. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]).
2. Das Gebietsmittel der Treibhausgasemissionen in $t \text{ CO}_2\text{-Äqu. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Gesamtemission des Gebiets [$t \text{ CO}_2\text{-Äqu. a}^{-1}$] / Gebietsfläche [ha]).

Die Klimaschutzwirkung je Hektar Moor hängt von der Emissionsintensität (bzw. beim Einsatz in Szenarienrechnungen vom erzielbaren Unterschied in der Emissionsintensität) und dem gefährdeten Torfvorrat ab. Die Wirkung ist unabhängig von der Moorgröße je Hektar gleich. Für den Klimaschutz ist es daher unerheblich, ob Maßnahmen in kleinen oder großen Mooren stattfinden, da nur die Wirkung je Hektar und die Gesamtfläche der Maßnahmen zählt. In der Praxis sind die notwendigen Maßnahmen und Monitoringanforderungen für einen quantitativen Nachweis der Klimaschutzwirkung bei geringen Treibhausgasemissionen oder bei Maßnahmen mit geringer Emissionsminderung gegebenenfalls zu aufwändig. Daher wurde in die Relevanzbewertung nicht nur die Emissionsintensität (Gebietsmittel der Treibhausgasemissionen), sondern auch die Gesamtemission aufgenommen. So kann z.B. eine Emissionsschätzung mit geringerer Genauigkeit bei wenig emissionswirksamen Gebieten oder Maßnahmen ausreichen, während bei „klimarelevanten“ Gebieten oder Maßnahmen eine detailliertere Schätzung der THG-Emissionen sinnvoll ist. Große Gebiete schneiden in der Kategorie Gesamtemissionen pro Gebiet immer gelb oder rot ab, d.h., sie werden grundsätzlich als relevant für den Klimaschutz eingeschätzt, so dass grundsätzlich eine differenziertere Betrachtung der Treibhausgasemissionen empfohlen wird. Dies könnte z.B. durch eine Aufteilung in mehrere Teilgebiete erfolgen, um die relevantesten Bereiche eines großen Gebietes besser zu identifizieren.

Matrix 1b: Konkret gefährdeter Torfvorrat

In der Bewertung des Erhaltungszustands von FFH-Lebensräumen hat es sich bewährt, die Gefahr der Verschlechterung des aktuellen Zustands anhand von Zukunftsaussichten zu bewerten. Bei Klimaschutzprojekten werden diese Zukunftsaussichten als Referenz zur Abschätzung der langfristigen Projektwirkung verwendet.

Die Mächtigkeit des Torfkörpers bestimmt, wieviel Kohlenstoff maximal im Gebiet verloren gehen kann. Für eine Übersichtsabschätzung wurden typische bodenkundliche Kartiergrenzen verwendet.

Ist das Moor mächtiger als das aktuelle Drainageniveau und liegen konkrete Planungen oder Genehmigungen für eine weitere Entwässerung oder Torfabbau vor, geht die akute Gefährdung tiefer in den Torfkörper. Diese zusätzliche Gefährdung kann zur Priorisierung von Mooregebieten für Klimaschutzmaßnahmen verwendet werden.

Alternativ verwenden z.B. die Methoden der MoorFutures (<http://www.moorfutures.de/meh-als-klimaschutz/moorfutures-2-0/>, JOOSTEN et al. 2013) die Torferschöpfungszeit. Niedersachsen weist im neuen Landesraumordnungsprogramm Vorranggebiete für den Torferhalt ab 1,30 m Mächtigkeit und einer zusammenhängenden Fläche von mindestens 25 ha aus (Begründung zur Verordnung zur Änderung der Verordnung über das Landesraumordnungsprogramm Niedersachsen (LROP) (Stand: 26.04.2016).

2.4.4 Ableitung der Ampelklassen in der Klimamatrix

Als Bewertungsgrundlage für die Klimarelevanz von Mooregebieten werden drei Emissionsklassen analog zu Ampelfarben definiert. Die Grenzwerte sind aus deutschen und internationalen Übersichten abgeleitet und gebietsübergreifend anwendbar. Tabelle KLIMA 2 kann bezüglich der Grenzwerte oder Anzahl der Klassen für die Betrachtung einzelner Projekte an den regionalen Kenntnisstand zu Emissionshöhen angepasst werden. Falls Grenzwerte angepasst werden, empfehlen wir jedoch die Beibehaltung deutlicher und durch Messungen belegter, robuster Unterschiede zwischen den Klassen.

Für einen einfachen Vergleich von Mooregebieten und von Entwicklungsszenarien in einem Mooregebiet wurde eine Klassifikation der Treibhausgasfreisetzung in drei Ampelklassen vorgenommen (Abbildung 6). Die Klassengrenzen können nicht vollständig objektiv festgelegt werden, da die THG-Emissionen in der Praxis stark standortabhängig und innerhalb von Vegetationstypen oder Landnutzungstypen variieren (Abbildung 6). Die meisten Landnutzungskategorien können nicht eindeutig einer Ampelklasse zugeordnet werden (Abbildung 6). Es werden Klassengrenzen von 10 bzw. 20 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ vorgeschlagen, da hiermit grob zwischen naturnah – nass / mäßig entwässert – extensiv genutzt / tief entwässert – intensiv genutzt unterschieden werden kann.

Wenn genauere THG-Emissionsdaten und Informationen zur Abhängigkeit der THG-Emissionen von Steuergrößen wie Wasserständen und Nutzung vorliegen, können die Klassengrenzen oder die Einordnung einer Nutzungsform in eine Klasse entsprechend angepasst werden. So haben Hochmoore tendenziell niedrigere THG-Emissionen als Niedermoo-re oder andere organische Böden (TIEMEYER et al. 2016). Regionale, projektübergreifende Analysen und Darstellungen sollten aber in eine einheitliche allgemein gültige Klassifizierung eingeordnet werden.

Dabei wurden folgende Entscheidungen auf Expertenbasis getroffen, die sich an landnutzungstypischen IPCC-Emissionsfaktoren (IPCC 2014, Kap. 2 und 3) und deutschen Messdaten (z.B. BEETZ et al., 2013; BEYER et al., 2015; DRÖSLER et al., 2013; EICKENSCHIEDT et al., 2015; LEIBER-SAUHEITL et al., 2014; TIEMEYER et al., 2016) sowie weiteren unveröffentlichten Daten orientieren:

Grün Treibhausgassenke oder geringe Treibhausgasquelle < 10 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹. Die Klasse repräsentiert einen natürlichen oder naturnah wiederhergestellten Zustand: Naturnahe nährstoffreiche Niedermoo-re können durch Methanemissionen im Mittel

ca. 10 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ emittieren (IPCC 2014, Kap. 3). Der naturnahe Zielzustand liegt aber in vielen Fällen bei Werten weit unter 10 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ oder erreicht gar eine Netto-Treibhausgasenke, insbesondere in Hochmooren. In diese Kategorie fallen typischerweise naturnahe und naturnah wiederhergestellte Hochmoore (BEETZ et al., 2013; BEYER et al., 2015; HOMMELTENBERG et al., 2014; FÖRSTER, 2016) und Niedermoore, aber auch Standorte, die nasser oder leicht trockener sind als der naturnahe Zustand (DRÖSLER, 2005), einschließlich z.T. Nassgrünländern, und leicht degradierten Moorheiden. Paludikulturen können ebenfalls niedrige THG-Emissionen aufweisen (BEYER et al., 2015; FÖRSTER, 2016). Die Klassengrenze von 10 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ liegt so hoch, dass die Klasse nicht mehr vollständig als klimafreundlich betrachtet werden kann, insbesondere wenn man bedenkt, dass selbst intensiv genutzte Mineralböden selten mehr als 1-2 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ (vorwiegend als N₂O aus der Düngung oder als CO₂ nach Grünlandumbruch, UMWELTBUNDESAMT, 2014) emittieren.

Gelb Mäßige Treibhausgasquelle von 10-20 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹, Treibhausgasemissionen höchstens doppelt so hoch wie in der Klasse „natürlicher oder naturnah wiederhergestellter Zustand“: Mäßig intensiv genutzte Landnutzungskategorien wie Nass- und Feuchtgrünland (LEIBER-SAUHEITL et al., 2014; TIEMEYER et al., 2016; FÖRSTER, 2016), drainierte Waldstandorte (HOMMELTENBERG et al., 2013) und stark degradierte Moorheiden (DRÖSLER, 2005; FÖRSTER, 2016) emittieren typischerweise zwischen 10 und 20 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹.

Rot Starke Treibhausgasquelle > 20 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹, Treibhausgasemissionen mehr als doppelt so hoch wie in der Klasse „natürlicher oder naturnah wiederhergestellter Zustand“: Dies ist typisch für tief drainierte Standorte und intensive Landnutzungskategorien. Unter Acker- oder Grünlandnutzung (EICKENSCHIEDT et al., 2015; LEIBER-SAUHEITL et al., 2014; TIEMEYER et al., 2016) sowie auf Flächen mit aktivem Torfabbau werden auch in günstigen Fällen Emissionen von 20 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹ selten unterschritten. Beim Torfabbau muss der entnommene Torf als CO₂-Quelle mit bilanziert werden.

2.4.5 Beispielergebnisse für ein fiktives Moorgebiet

Die Anwendung der Emissionstabellen zeigt nachfolgendes Beispiel für ein fiktives Moorgebiet von 100 Hektar. Für die Emissionstabellen KLIMA 1 und KLIMA 2 wurden homogene Moorteilbereiche entsprechend der Landnutzungskategorien nach den Emissionsfaktoren der nationalen Treibhausgasberichterstattung (UBA (2015): NIR, siehe Leitfaden Kapitel 4.7.8.2 und IPCC (2014), siehe Leitfaden Kapitel 4.7.5.1) ausgewiesen. Dabei wurde angenommen, dass die Bereiche mit degradierter Moorvegetation nur zu 50% emissionsrelevant drainiert sind, aber insgesamt für den Klimaschutz aufwertbar sind. Tabelle 6 zeigt das Ergebnis für die ausgefüllte Emissionstabelle KLIMA 3. In entsprechender Weise werden Szenarien gebildet, indem sich die Flächenanteile homogener Moorteilbereiche oder die Treibhausgasemissionen der Moorteilbereiche ändern.

Tabelle 6: Ausgefüllte KLIMA 3 Emissionstabelle "Moorgebiet" für die Klimawirkung nach Status quo eines fiktiven Moorgebietes

KLIMA 3 Emissionstabelle „Moorgebiet“, Beispiel für ein fiktives Gebiet				
Namen der Moorteilbereiche	THG-Emissionen pro ha des Moorteilbereichs aus den Emissionstabellen „Moorteilbereich“ t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	Fläche der Moorteilbereiche ha	THG-Emissionen pro Moorteilbereich t CO ₂ -Äqu. a ⁻¹	Kommentar
Wald, Gehölz	11	10	110	Spalte 2: THG-Emissionen pro Hektar und Jahr aus den Emissionstabellen der Moorteilbereiche
Acker	30	5	150	
Grünland	27	35	945	
Moor degradiert, teidrainiert	12	10	120	
Hochmoor wieder-vernässt	3,5	10	35	
Moorteilbereich „Unbekannt“	(keine Angabe)	30	(keine Angabe)	Wenn die Emission nicht ermittelbar ist, wird der unbekannt Moorteilbereich nicht in die Berechnung der Gebietsergebnisse einbezogen.
Bewertbare Gebietsfläche		70		Summe der Flächen aller Moorteilbereiche außer „Unbekannt“
Gesamte THG-Emissionen des Gebiets			1360 t CO₂-Äqu. a⁻¹	Summe der THG-Emissionen aller Moorteilbereiche außer „Unbekannt“
Gebietsmittel der THG-Emissionen	19,4 t CO₂-Äqu. ha⁻¹ a⁻¹			Gesamte THG-Emissionen des Gebiets / Bewertbare Gebietsfläche

Für eine Übersicht über das Projektgebiet werden die Moorteilbereiche als Flächenanteile nach Ampelklassen addiert. Tabelle 7 zeigt das Ergebnis der Bewertungsmatrix 1a, die das Beispielsgebiet als mäßige Treibhausgasquelle und von relevanter Größe und daher insgesamt als starke Treibhausgasquelle einschätzt.

Tabelle 7: Ausgefüllte Bewertungsmatrix 1a für die Bewertung der Quelle von Treibhausgasen (THG) im Status quo eines fiktiven Mooregebietes

Matrix 1a: Bewertung der Quelle von Treibhausgasen			
Parameter	Klimawirkung		
Gebietsbewertung als aktuelle Treibhausgasquelle	Günstig THG-Senke oder geringe THG- Quelle (grün)	Weniger günstig mäßige THG- Quelle (gelb)	Ungünstig – schlecht starke THG-Quelle (rot)
Gebietsmittel der THG-Emissionen aus der Emissionstabelle „Gebiet“		19,4 t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	
Gesamte THG-Emissionen des Gebietes aus der Emissionstabelle „Gebiet“			1360 t CO ₂ -Äqu. a ⁻¹
Ist das Gebiet aktuell eine starke Treibhausgasquelle?			JA

Das Ergebnis lässt sich anders darstellen und durch Szenarien für die Planung von Moorschutzmaßnahmen ergänzen. Dies ergeben z.B. die in Abbildung 3 dargestellten Balkengraphiken, die den IST-Zustand und verschiedene Szenarien für ZIEL-Zustände eines fiktiven Beispielsprojektgebietes zeigen. Dabei wurde angenommen, dass 70% des Gebietes bewertbar bzw. 30% des Gebietes nicht bewertbar sind.

Die Ergebnisse lassen sich ebenso als mittlere Emissionsintensität des Mooregebietes darstellen (Abbildung 9). Während Abbildung 8 die Verschiebung der emissionsrelevanten Flächenanteile in den Szenarien hervorhebt, zeigt Abbildung 9 die Gesamtwirkung von Szenarien für den Klimaschutz. In den Szenarien „1. Schritt“ und „Wiesenbrüter“ wird ein Teil der emissionsärmsten degradierten Flächen wiedervernässt. Im Szenario „Nass“ werden weitere Flächen wiedervernässt, wobei 10% des Gebiets zu nass mit Überstau werden und hier lokal die Emissionen leicht ansteigen, im Gesamtgebiet aber weiter absinken.

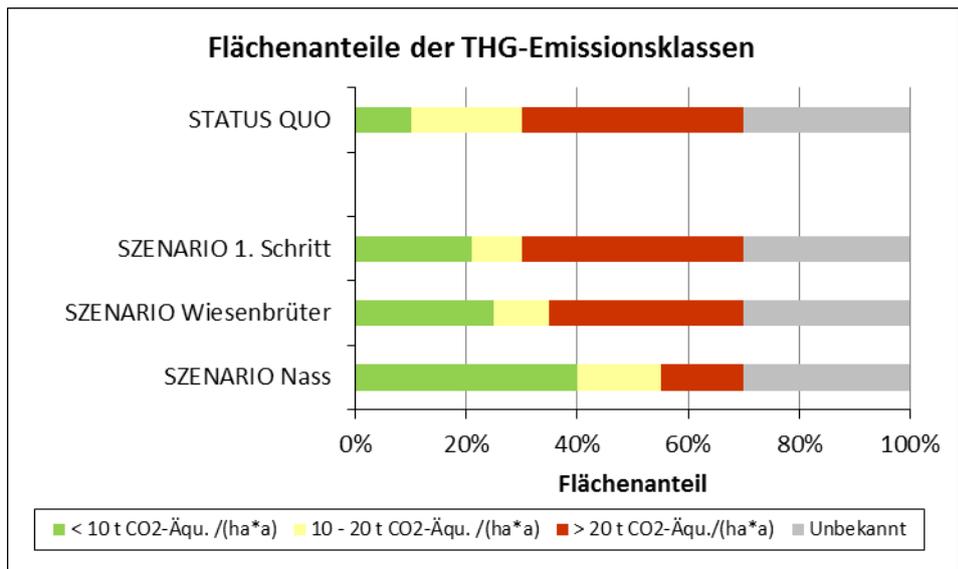


Abbildung 8: Flächenanteile eines fiktiven Mooregebietes im Status quo und in Maßnahmenszenarien nach Treibhausgasemissionsklassen

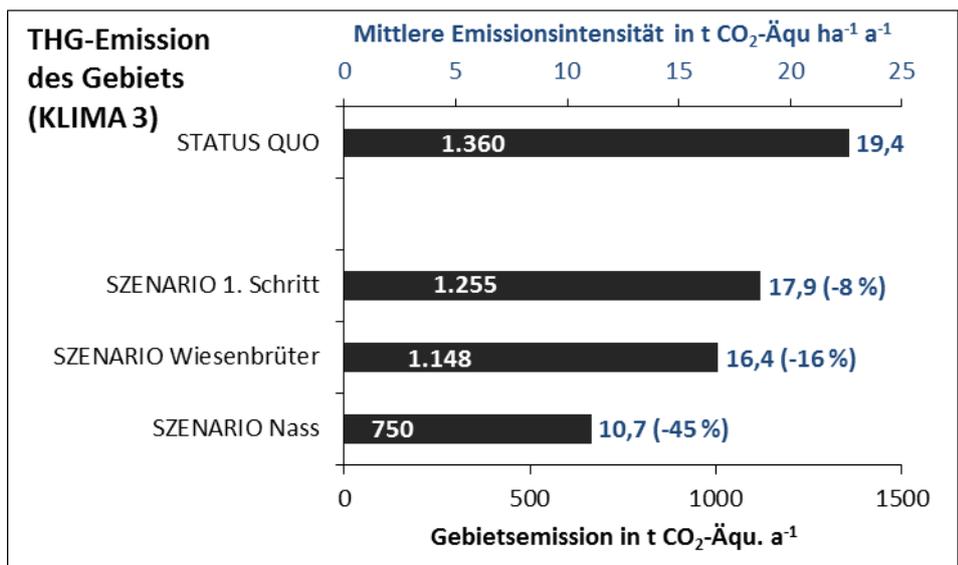


Abbildung 9: Treibhausgasemissionen und Emissionsintensität eines fiktiven Mooregebietes im Status quo und in Maßnahmenszenarien

2.5 Ökosystemleistungen Wasserhaushalt

2.5.1 Hochwasserschutz

Ein naturnahes Moor zeichnet sich durch einen stabilen Grundwasserflurabstand aus. Er bewegt sich bei zum Teil gleichzeitiger Bewegung der Geländeoberfläche (Quellung/Schrumpfung, Aufschwimmen von Vegetation) die meiste Zeit des Jahres in den obersten 5 bis 10 cm des Torfkörpers. Dieses hydrologische Sonderverhalten von Mooren wirkt sich vielfältig auf die Dynamik der Vorfluter im Abstrom aus (BONNETT et al. 2011, BULLOCK & ACREMAN, 2003, HOLDEN et al., 2004, SCHUMANN & JOOSTEN, 2008). Moore können Hochwasserspitzen sowohl abschwächen als auch verstärken sowie Basisabflüsse erhöhen oder reduzieren. Die konkrete Auswirkung ergibt sich aus dem komplexen, standortspezifischen Zusammenspiel von physikalischen Torfeigenschaften (HOLDEN et al., 2004), Hangneigung (KVAERNER & KLOVE, 2008), Struktur und Speichervolumen des Mikroreliefs (KVAERNER & KLOVE, 2008), Zusammensetzung der Vegetationsbedeckung (GRAYSON et al., 2010), Ausgangswasserstand vor dem Niederschlagsereignis (DANIELS et al. 2008) sowie der Lage des Moores im Gesamt-Einzugsgebiet des betreffenden Vorfluters (HIGGS, 1987). Aufgrund des schwierig zu bilanzierenden Effekts auf das Abflussverhalten durch eine Wiedervernässung wurde die pauschal postulierte positive Wirkung einer Wiedervernässung für den Hochwasserschutz schon sehr früh angezweifelt (BADEN & EGGELSMANN, 1968). Lediglich bei der Lage eines Moorkörpers in einer Überflutungsfläche ist eine Retentionswirkung eindeutig (BULLOCK & ACREMAN, 2003). Die Bedeutung für den Hochwasserschutz kann über ein Höhenmodell und/oder eine instationäre hydrologische Modellierung bilanziert werden (siehe Vorschläge in JOOSTEN et al., 2013).

Eine Hochwasserschutz-Evaluierungsmatrix ist aufgrund des hohen Grads an Komplexität und der sehr spezifischen Standortssituationen, die betrachtet werden müssen, nicht möglich.

2.5.2 Kühlende Wirkung auf das Regionalklima

Moore mit flurnahen Wasserständen zeichnen sich durch eine erhöhte Verdunstung aus. Die für die erhöhte Verdunstung aufgebrauchte Energie hat eine abkühlende Wirkung und trägt zu den niedrigeren Sommertagestemperaturen in einem Moor bei (EDOM, 2001, JOOSTEN et al. 2013). Aufgrund dieses spezifischen Lokalklimas wird den Mooren häufig auch eine ausgleichende Wirkung auf das Regionalklima zugesprochen. Aufgrund fehlender Daten lässt sich derzeit nicht abschätzen, wie weit der Einfluss des spezifischen Moorklimas in die umgebende Landschaft reicht und ab welcher Moorgröße man von einem relevanten Einfluss auf das Regionalklima sprechen kann. Aufgrund des mangelnden Kenntnissstands und der vermutlich untergeordneten Bedeutung für das Regionalklima bei einem geringen Flächenanteil nasser Moore wurde hier keine Evaluierungsmatrix der kühlenden Wirkung ausgearbeitet.

Theoretisch wirkt die Verdunstungskühlung der globalen Klimaerwärmung entgegen (JOOSTEN et al. 2013). Von einer direkten Umrechnung der kühlenden Wirkung in einen zusätzlichen Klimaschutzeffekt von Mooren ist wegen der schwer zu bilanzierenden Rückkopplungseffekte jedoch abzusehen. Wasserdampf ist das bedeutendste natürliche Treibhausgas und eine erhöhte Verdunstung ohne Wolkenbildung könnte die kühlende Wirkung zumindest zum Teil wieder aufheben.

2.5.3 Grundwasserneubildung

Moore haben einen unmittelbaren Einfluss auf die Grundwasserstände in der Landschaft. Zum einen beeinflusst der Wasserstand im Moor direkt den Grundwasserstand im Zu- und Abstrom im Falle von grundwasserabhängigen Mooren (SUCCOW & JOOSTEN, 2001). Flurnaher Wasserstände führen somit zu höheren Grundwasserständen in der umgebenen Landschaft. Zum anderen trägt bei grundwasserfernen Mooren die Sickerrate an der Grenzfläche zwischen Moor und mineralischem Untergrund direkt zur Grundwasserneubildung bei. Allerdings ist diese Sickerrate als gering einzustufen, da das Moor sonst an dieser Stelle nicht bestehen könnte. Durch Dränagen und Gräben ist im allgemeinen bei entwässerten Mooren von einer reduzierten Grundwasserneubildung auszugehen, da Niederschlagswasser dem System schnell über Oberflächengewässer entzogen wird, ohne über längere Zeiten die Gelegenheit zu haben, über präferentielle Versickerungspfade in Grundwasserschichten zu gelangen.

Die Quantifizierung der zusätzlichen Grundwasserneubildung durch ein Wiedervernässungsprojekt erfordert eine detaillierte hydrologische Erkundung und mehrjährige Wasserstandszeitreihen der betreffenden Grundwasserleiter. Die Abschätzung über eine einfache Evaluierungsmatrix ist nicht möglich.

3 Teil II: Bewertung der Rahmenbedingungen

3.1 Indikatoren für regionale und lokale Rahmenbedingungen

3.1.1 Einleitung

Effizienter Moorschutz muss in übergeordnete regionale und in lokale Planungsprozesse eingebunden sein, um frühzeitig alle Akteure einzubinden und Chancen und potenzielle Konflikte zu erkennen. Eine Liste möglicher Indikatoren für letztere kann die Abstimmungs- und Entscheidungsprozesse unterstützen. Gleichzeitig darf der Aufwand für die Erfassung derartiger Indikatoren nicht zu hoch sein, um nicht unnötig Zeit und Ressourcen aufzuwenden. Daher kann nur auf bereits vorliegende Daten zurückgegriffen werden. Ziel der Indikatoren ist es, planungsrelevante Aussagen durch die Auswertung von Verwaltungs- und Geodaten zu generieren. Die Indikatoren geben aber auch einen räumlichen Überblick, der sich sehr gut zur Visualisierung der Moorschutzplanung in der Diskussion mit allen Akteuren eignet. Im Folgenden wird eine Liste von Indikatoren für die Rahmenbedingungen für den Moorschutz auf regionaler bis lokaler Ebene vorgestellt.

Ziel der Liste der Indikatoren für die Rahmenbedingungen ist es, auf übergeordneter Planungsebene einen GIS-gestützten Überblick über die räumlichen, standörtlichen, rechtlichen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen zu bekommen, um günstige potenzielle Projektgebiete zu identifizieren, besondere Prioritäten oder Restriktionen zu erkennen und potenzielle Eignungsgebiete für den Moorschutz miteinander auf einer einheitlichen Datengrundlage zu vergleichen. Die Ergebnisse können in Karten und Übersichtsgraphiken visualisiert werden.

Die Indikatoren für Rahmenbedingungen erlauben ein erstes überregionales / regionales Screening / eine Projektvorprüfung für Chancen und mögliche Konflikte im Moorschutz. Diese unterstützen die Beantwortung der drei wichtigen **übergeordneten Fragen**:

1. Wo sind die „low hanging fruits“, d.h. Gebiete, die sich einfach für Moorschutz und Ökosystemleistungen optimieren lassen?
2. Wo sind die großen Potenziale, d.h. Gebiete, bei denen Moorschutz eine große Wirkung für Ökosystemleistungen hat und zu Synergien führt?
3. Welche Gebiete haben klare k.o. Kriterien für eine schnelle Maßnahmenumsetzung (Hindernisse für Umsetzung im Bereich großer Potenziale)?

Die Indikatoren werden ausschließlich auf der Basis regional weitgehend flächendeckend bei Behörden vorhandener Daten abgeleitet. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die Daten auch in jedem Fall frei zugänglich sind.

Ziel ist die Schaffung eines Inventars wichtiger entscheidungsrelevanter Größen auf regionaler Ebene, das methodisch und inhaltlich einheitlich erstellt wird und so den Vergleich verschiedener möglicher Projektträume ermöglicht. Jede Region hat jedoch ihre spezifische Erfahrungsgeschichte in der übergeordneten Planung, ihre spezifischen Daten und Wege zum Dialog zwischen Entscheidungsträgern. Genauso ist jedes Moor ein Individuum. Damit verbietet sich eine allgemein verbindliche Bewertung. Vielmehr wurde ein Handlungsleitfaden entwickelt, der in der Form von Indikatoren und Checklisten auf wichtige Themen und Fragen hinweist und Optionen nennt, wie diese berücksichtigt werden können. Die Realität in einem Gebiet mag aber anders aussehen, weil Umstände, die in den regionalen Daten nicht oder

nicht detailliert genug beschrieben sind, für den Erfolg eines Projektes viel entscheidender sein können als die allgemeinen regional verfügbaren Indikatoren.

Die Indikatoren liefern GIS-gestützte Grundlagen für eine regionale Diskussion und Abstimmung von Zielen und Prioritäten, nehmen aber das Ergebnis dieser Diskussion nicht vorweg. Die regionale Bewertung ist kontextabhängig und muss von den Akteuren vor Ort gemacht werden.

Typische räumliche Ebene: Bundesland bis Landkreis

Typische Maßstäbe:

- Regional- und Raumplanung, Landschaftsrahmenplanung, (1:50.000-1:100.000, möglich bis ca. 1:25.000)
- Projektplanung, ca. 1:5.000

Es werden drei Indikatorensets angeboten:

1. Hintergrundinformation zur regionalen Moorkulisse
2. Regionale Rahmenbedingungen in den Moorflächen
3. Lokale Rahmenbedingungen in Projektgebieten

3.1.2 Fragen und Vorgehen bei der Erhebung der Indikatoren für Rahmenbedingungen

Die Erhebung der Indikatoren für Rahmenbedingungen des Moorschutzes umfasst die Sammlung und Auswertung regional und lokal verfügbarer Daten und Informationen. Nicht alle Informationen lassen sich in Tabellenform aggregieren. Im Folgenden werden **Leitfragen und Arbeitsschritte** gelistet, die erlauben, die Indikatorenauswahl zielorientiert und effizient abhängig von der regionalen Datenlage zu treffen und Planungsgrundlagen für den Moorschutz zu bündeln.

1. Welche Ziele hat der Moorschutz?
2. Welche weiteren Ziele (Biodiversität, Klimaschutz, Nährstoffretention, Produktion, Erholung) sind in der Region für den Moorschutz relevant?
3. Welche Daten der Indikatorenliste liegen regional zentral bzw. einfach verfügbar vor?
 - Daten und deren Eigenschaften (Räumliche Auflösung; Raster oder Polygon?; Aktualität; Format) beschreiben
 - Daten auf eine gemeinsame Basis bringen (Minimum: mit Bodenkarte verschneiden; Optimum: auf gemeinsame geographische Einheiten, z.B. ein feines Raster bringen)
4. Fehlen wichtige Indikatoren?
 - Welche Aussagen können ohne die fehlenden Indikatoren nicht oder nur sehr ungenau getroffen werden?
 - Bei wichtigen Aussagen: Datenrecherche entsprechend den Datenquellen in der Checkliste oder Nutzung anderer Proxies (siehe Teil III Leitfaden (Kapitel 4)).

5. Generierung der thematischen Karten
 - Ableitung der Indikatoren aus den Datenquellen
 - Klassifikation der Indikatoren nach regional abgestimmten Skalen. Dabei empfiehlt es sich, zunächst grob mit wenigen (2 bis 3) Klassen pro Indikator anzufangen. Die Klassengrenzen sollten Aussagen im Hinblick auf die drei in Kapitel 3.1.1 genannten übergeordneten Fragen erlauben. An wichtigen Stellen kann in weiteren Schritten die Klassifikation verfeinert werden.
6. Verschneidung der thematischen Karten bzw. Ableitung der Indikatoren für festgelegte Zielräume → Visualisierung und GIS-Auswertung
7. Aggregation der Ergebnisse nach „low-hanging fruits“, Potenzialen, Hindernissen
8. Sensitivitätsanalysen bezüglich der Klassifikation, der Indikatoren und der Aggregation (Erzeugung mehrerer möglicher Ergebnisse)
9. Diskussion der möglichen Ergebnisse mit den Trägern öffentlicher Belange bei der Regionalplanung, anderen entscheidungsrelevanten Akteuren und der Öffentlichkeit
10. Festlegung der konkreteren Ziele und Prioritäten.

3.1.3 Indikatorenset 1: Hintergrundinformation zur regionalen Moorkulisse

3.1.3.1 Regionale Moorkulisse

Die regionale Moorkulisse beschreibt den Mooranteil im regionalen Überblick. Sie identifiziert Flächenanteile und Nutzungsunterschiede zwischen Mineralböden und Moorböden.

Zur Identifikation von Zielräumen und zur fachlichen Begründung der konkreten Auswahl von Projektgebieten zum Moorschutz ist die Einschätzung der regionalen Bedeutung der Moorflächen und ihrer Nutzung eine erste Grundvoraussetzung. Dazu dienen Indikatoren in Tabelle 8. Diese erlauben eine erste Einschätzung der regionalen Verantwortung für den Moorschutz und der möglichen regionalen Betroffenheit von Moornutzern. Häufig liegt z.B. überproportional viel Grünland auf Moorböden, so dass landwirtschaftliche Futterbaubetriebe besonders stark vom Moorschutz betroffen sein würden.

Hintergrundinformationen zur regionalen Moorkulisse können wie folgt angewendet werden:

- **Anwendung:** Regionale und überregionale Moorschutzstrategien
- **Zielgruppe:** Ministerien und Behörden
- **Ziele:** Einschätzungen zur regionalen Bedeutung der Moorflächen und ihrer Nutzung
- regionale Verantwortung für den Moorschutz (= viel Moor)
- mögliche regionale Betroffenheit von Moornutzern. (z.B. überproportional viel Grünland auf Moorböden = landwirtschaftliche Futterbaubetriebe besonders stark vom Moorschutz betroffen). Eine überproportionale Betroffenheit ergibt sich, wenn der Flächenanteil einer Landnutzungsform auf Moorböden höher liegt als der Moorflächenanteil.
- **Typische räumliche Ebenen:** Naturräume, Bundesland, Landkreis

Tabelle 8: Indikatoren zur regionalen Moorkulisse. ATKIS-Basis-DLM: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem-Basis-Digitales Landschaftsmodell (siehe Kapitel 3.1.7)

Indikator: Name	Indikator: Definition	Bedeutung	Datenquelle	Methodik
Flächenkulisse	Flächenanteil der Moorböden in der Region	Regionale Verantwortung und Relevanz	Bodenkarten, Geologische Übersichtskarte	Region abgrenzen und Flächenanteil der entsprechenden Legendeneinheiten abfragen
Ackeranteil auf Moor	Flächenanteil der Äcker auf Moorböden in der Region	Mittlere regionale Betroffenheit	ATKIS-Basis-DLM	Region abgrenzen und Flächenanteil der Äcker auf Moorböden und außerhalb abfragen
Grünlandanteil auf Moor	Flächenanteil der Grünländer auf Moorböden in der Region	Mittlere regionale Betroffenheit	ATKIS-Basis-DLM	Region abgrenzen und Flächenanteil der Grünländer auf Moorböden und außerhalb abfragen
Waldanteil auf Moor	Flächenanteil des Waldes auf Moorböden in der Region	Mittlere regionale Betroffenheit	ATKIS-Basis-DLM	Region abgrenzen und Flächenanteil des Waldes auf Moorböden und außerhalb abfragen
Moorgroße	Flächenanteile nach mittlerem Abstand eines Punktrasters zum Moorrand	Regionale Verteilung der Moorgroßen als Hintergrundinformation für mögliche Projektgrößen	Bodenkarten, Geologische Übersichtskarte	abgeleitet z.B. aus einem Punktraster über Moorböden und Bestimmung des Abstands jedes Punktes zum Moorrand
Moortypen	Flächenanteile der Moortypen	Regionale Verteilung der Moortypen (Verantwortung, typische Situation)	Bodenkarten, Karte organischer Böden (ROßKOPF et al., 2015), Geologische Übersichtskarte	Region abgrenzen und Flächenanteil der entsprechenden Legendeneinheiten abfragen
Nutzungsverteilung im Moor	Flächenanteile mit Acker, Grünland, Wald, Infrastruktur, Torfabbau	Mögliche Ansatzpunkte für Synergien und Konflikte im Moorschutz	ATKIS-Basis-DLM nach Hauptnutzungstypen, klassifizierte CIR-Luftbilder (siehe Kapitel 4.8)	Region abgrenzen und Flächenanteil auf Moorböden der entsprechenden Legendeneinheiten abfragen

Die Karte organischer Böden (ROßKOPF et al., 2015) entspricht in moorarmen Bundesländern der Geologischen Übersichtskarte 1:200.000. In moorreichen Bundesländern wurde sie von der Humboldt-Universität zu Berlin in Abstimmung mit den geologischen Ämtern der Bundesländer erstellt. Da die Daten teilweise Eigentum der Bundesländer sind, ist sie nur durch die Bundesländer bzw. mit deren Genehmigung zu beziehen.

3.1.3.2 Anwendungsbeispiel: Landkreis Diepholz

Der Landkreis Diepholz gehört zur Diepholzer Moorniederung, dem moorreichsten Naturraum Deutschlands. Das Anwendungsbeispiel zeigt eine Analyse, die z.B. den Behörden im Landkreis einen fachübergreifenden Überblick über die Moorkulisse und ein Instrument zur Argumentation und Visualisierung des Themas Moorschutz liefern könnte.

Folgende bundesweit verfügbare Geodaten wurden für das Anwendungsbeispiel verwendet:

- Landnutzung einschließlich Torfabbau aus ATKIS Basis-Digitales Landschaftsmodell (zu Vorteilen und Einschränkungen siehe Kapitel 4.8.2.1 und UNTENECKER et al., 2016)
- Geologische Übersichtskarte 1:200.000

Das Ergebnis der Anwendung der Indikatorenliste in Tabelle 8 zeigt Abbildung 10. Da – wie bei regionalen Analysen häufig unvermeidbar – bundesweit verfügbare Daten verwendet wurden, ist davon auszugehen, dass die Informationen nicht in jedem Fall flächenspezifisch korrekt sind. Die Indikatoren werden anschließend im Hinblick auf die Relevanz und Umsetzbarkeit von Moorschutz diskutiert.

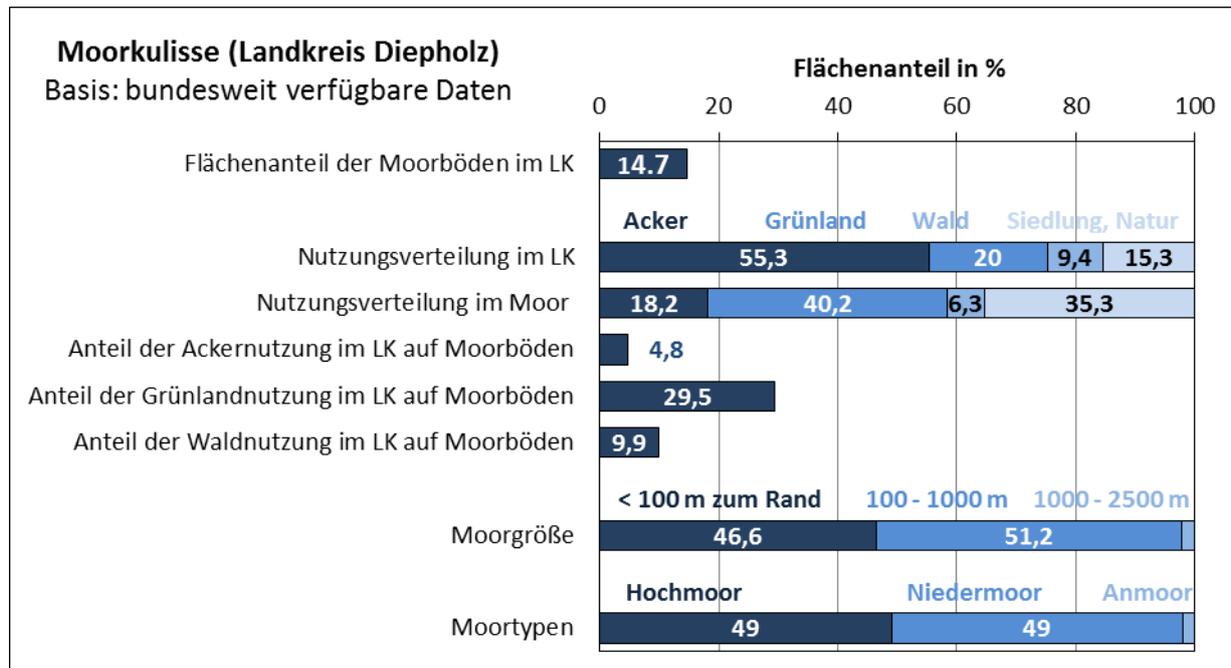


Abbildung 10: Regionale Moorkulisse im Landkreis Diepholz

Die Analyse der Moorkulisse im Landkreis Diepholz (Abbildung 10) ergibt: 14,7% der Landkreisfläche liegt auf Moorböden. Dies liegt klar über dem Durchschnitt Niedersachsens und weit über dem bundesweiten Durchschnitt von 5,1%. Der Landkreis Diepholz hat eine besondere Verantwortung für den Moorschutz.

Die Verteilung der Landnutzungstypen auf den Moorflächen im Vergleich zum gesamten Landkreis zeigt, dass Grünland und naturnahe Bereiche auf Moorböden weit überdurch-

schnittlich vorkommen, aber Äcker und Siedlungen sehr viel mehr auf Mineralböden vorkommen. Bezogen auf die Hauptnutzungen liegt 29,5% des gesamten Grünlands auf Moorböden. Moorschutz wird sich daher v.a. mit rinderhaltenden landwirtschaftlichen Betrieben auseinandersetzen müssen, die dieses Grünland bewirtschaften.

Fast die Hälfte der Moorfläche grenzt in unter 100 m Entfernung an Mineralböden. Das Gebiet ist dominiert von mittelgroßen, z.T. aber schmalen Mooren, so dass Moorschutz sich auch intensiv mit den Moorrändern und den an die Moore angrenzenden Flächen auseinandersetzen muss. Hoch- und Niedermoore sind im Landkreis etwa gleich wichtig, Moorschutz muss sich mit beiden Moortypen intensiv beschäftigen.

3.1.4 Übersicht über die Indikatorensets 2 und 3 zu Rahmenbedingungen

Die Indikatoren für Rahmenbedingungen sind gegliedert nach Themenbereichen. Jeder Themenbereich enthält einen oder mehrere Indikatoren, einen Klassifikationsvorschlag bezüglich „Grün = günstig für Moorschutz“, „Gelb = ambivalent, ggf. prüfen“ und „Rot = Restriktion für den Moorschutz, Achtung auf diesen Indikator“. Es ist nicht erforderlich, alle Indikatoren zu erheben. Vielmehr erlaubt die Vielzahl möglicher Indikatoren Aussagen bei unterschiedlicher Datenlage.

Tabelle 9 fasst die Indikatoren nach Themen auf den beiden räumlichen Ebenen „Region“ und „Projektgebiet“ zusammen. Auf regionaler Ebene steht die Charakterisierung der Moorflächen für die Nutzung im Vordergrund. Standörtliche und rechtliche Rahmenbedingungen sind auf regionaler und Projektebene relevant. Die Betroffenheit der Nutzer und ökonomische Indikatoren sind meist aufwändiger zu recherchieren oder unvollständig regional gebündelt, so dass sie vor allem auf Projektebene angewendet werden.

Tabelle 9: Anzahl der Indikatoren nach Themenbereichen auf Region- bzw. Gebiet-Ebene

Bereich	Indikatoren für regionale Rahmenbedingungen	Indikatoren für spezifische Rahmenbedingungen von Projektgebieten
Boden	1	1
Hydrologie	2	4
Rechtlicher Status	5	6
Eigentümerstruktur	2	4
Nutzung	6	6
Betroffenheit der Nutzer	1	7
Wertschöpfungspotenzial / Opportunitätskosten bei Vernässung	1	5
Summe	18	33

Das Ergebnis der Anwendung der Indikatoren für Rahmenbedingungen ist eine Bewertungsübersicht nach Ampelfarbenklassen, die schnell wichtige Restriktionen und ihre Flächenanteile an den Mooren zeigt (Abbildung 11). Zusätzlich wird mit „!“ auf prioritäre rechtliche Restriktionen hingewiesen, die Moorschutz grundsätzlich an bestimmten Stellen verhindern kön-

nen oder strenge Auflagen bzw. enge Spielräume für den Moorschutz bedeuten, z.B., prioritär wenn geschützte Arten entwässerte Moore als sekundären Lebensraum besiedelt haben oder Vogelschutz von überregionaler Bedeutung Anforderungen an die Habitatausstattung stellt, die somit nicht radikal und plötzlich geändert werden kann.

Die Indikatorenlisten ergeben einen multidimensionalen GIS-Datensatz, der sich in Abfragen und detaillierten räumlichen Analysen im Hinblick auf die Umsetzbarkeit von Moorschutz auswerten lässt.

Symbol	Umsetzbarkeit von Moorschutz	Beispiele
	Prioritäre rechtliche Restriktion	Prioritärer Artenschutz, wichtige trocken zu haltende Infrastruktur
	Restriktion für den Moorschutz, Achtung auf diesen Indikator	Wiedervernässung standortbedingt aufwändig, hohe Wertschöpfung im Moor, sehr viele Eigentümer, geringe Abstände zu Siedlungen
	Ambivalent, gebietsabhängig prüfen	"Durchschnittliche" Verhältnisse
	Günstig für Moorschutz (ggf. aber auch geringer Handlungsbedarf)	Naturschutzgebiete, keine oder geringe Nutzungsintensität, große Flächen in öffentlicher Hand
	Unbekannt, nicht bewertbar oder keine ausreichenden Daten	

Abbildung 11: Bewertungsampel für die Rahmenbedingungen: Die Bedeutung der Ampelfarben und spezielle Restriktionen hinsichtlich der Umsetzbarkeit von Moorschutz

3.1.5 Indikatorenset 2: Regionale Rahmenbedingungen in den Moorflächen

3.1.5.1 Liste der regionalen Indikatoren

Tabelle 10 zeigt die Liste der regionalen Indikatoren und enthält außerdem Hinweise zu Datenquellen, Methodik und Aussagekraft. Es ist zu beachten, dass die Indikatoren für Rahmenbedingungen aus aggregierten Datengrundlagen abgeleitet werden. Daher ist in jedem Fall ein Realitätscheck vor Ort erforderlich, wenn die Planungen in einem konkreten Projektgebiet beginnen.

Die Liste der Indikatoren ist sehr umfangreich, soll aber in erster Linie auch verschiedene Optionen zeigen, die abhängig von der regionalen Situation wichtig sein können. Eingeschränkt verfügbare Daten, z.B. die nicht öffentlich zugänglichen Geodaten der Agrarverwaltungen (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem, InVeKoS) schränken in der Praxis die möglichen Indikatoren weiter ein.

Bei der landwirtschaftlichen Struktur und Betroffenheit wären weitere Indikatoren denkbar, z.B. die Viehbesatzdichte (Großvieheinheiten pro Hektar), die als regionaler Mittelwert aus der Agrarsturkturerhebung des Statistischen Bundesamtes entnommen werden kann oder aufwändiger räumlich explizit hergeleitet werden kann, wenn folgende Agrarverwaltungsdaten kombiniert werden: InVeKoS (räumliche Lage der Flächen von landwirtschaftlichen Be-

trieben) und Tierzahlen, z.B. aus der HIT-Datenbank für Rinder (Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere).

Auch die regionalen Flächen- oder Pachtpreise könnten sinnvolle Indikatoren für die Umsetzbarkeit von Maßnahmen sein.

Tabelle 10: Indikatorenset 2: Regionale Rahmenbedingungen in den Moorflächen (Erklärung der Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis)

Bereich		Indikator			Datenquelle	Methodik	Bedeutung	Kommentar / Referenz
Indikatortyp	Indikatortyp	Definition	Bewertungsvorschlag für Moorschutz und Wiedervermässung					
			Günstig für den Moorschutz	Restriktion für den Moorschutz, Achtung auf diesen Indikator				
			Vorhanden	Nicht vorhanden	Karte organischer Böden	Region abgrenzen und Flächenanteil der entsprechenden Legendeneinheiten abfragen	Indikator für Wiedervermässbarkeit	Moores sind auch ohne stauende Schicht wiedervermässbar, doch ist der technische Aufwand oft geringer, wenn eine intakte Stauschicht vorhanden ist. Die Karte organischer Böden von Roßkopf et al. (2015) entspricht in moorarmen Bundesländern der Geologischen Übersichtskarte 1:200.000. In moorreichen Bundesländern wurde sie von der Humboldt-Universität zu Berlin in Abstimmung mit den geologischen Ämtern der Bundesländer erstellt. Da die Daten Eigentum der Bundesländer sind, ist sie nur über diese bzw. mit deren Genehmigung zu beziehen.
Boden	Mudde oder Stauhorizont vorhanden?	Flächenanteile mit / ohne stauende Schicht						
			Neutral	Negativ (Verdunstungsüberschuss)	Erzeugbar als 1x 1km Rasterkarte mit Wetterdaten des DWD.	Niederschlag minus Grasreferenzverdunstung	Klimatische Wasserbilanz im Sommer (Mai-Oktober): kann die kritischste Phase im Jahr nass gehalten werden?	Wichtiger Indikator für Hoch- und Übergangsmoores; aber auch vereinfachte Wiedervermässung auch von Niedermoores, wenn die klimatische Wasserbilanz Wasserüberschuss im Sommer bringt. ABER: Eine negative Wasserbilanz ist bei Niedermoores kein Ausschlusskriterium: mit geeigneten Maßnahmen und einer guten Anbindung an das unterirdische Einzugsgebiet sind sehr erfolgreiche Wiedervermässungsmaßnahmen möglich (z. B. in Brandenburg) Bezug Wetterdaten: Deutscher Wetterdienst
Hydrologie	Wasserstände	Anteile der Moorfläche mit positiver oder negativer klimatischer Wasserbilanz (ganzjährig oder besser Mai-Oktober)	Positiv (Wasserüberschuss)	Stark tiefer	Bechtold et al. (2014); HESS, Wassermanagementpläne	Wasserstandsdaten z. B. aus der Rasterkarte von Bechtold et al. 2014 HESS für Moorböden auslesen	Status quo: naturmah bzw. Abweichung von naturmah Zuständen (theoretisches Vermässungspotenzial)	Die Wasserstände beruhen auf empirischen Berechnungen auf der Basis der standörtlichen Gegebenheiten, berücksichtigen aber nicht aktives Wassermanagement und wasserbauliche Einrichtungen. Zur Herleitung wurden u.a. die Indikatoren Landnutzung im Moor und im Umfeld, Moortyp, Grabendichten, klimatische Wasserbilanz, relative Geländehöhe, Mooranteile im Umkreis und der topographische Index genutzt. Die Wasserstandskarte von Bechtold et al. (2014) ist beim Thünen-Institut (ak@ti.bund.de) erhältlich.
		Häufigkeitsverteilung (ggf. nach Nutzung) der standorttypisch geschätzten Wasserstände	Naturmah	Etwas tiefer oder höher				

Bereich	Indikator				Datenquelle	Methodik	Bedeutung	Kommentar / Referenz	
	Indikatorname	Definition	Bewertungsvorschlag für Moorschutz und Wiedervermässung						
Rechtlicher Status	Schutzgebiete	Flächenanteil der Schutzgebietstypen (einzeln oder aggregiert nach jeweils prioritärem Schutzgebietstyp)	NSG, FFH Wasserschutzgebiet	Kein Schutz oder sonstige	Schutzgebietskarten	Region abgrenzen und Flächenanteil auf organischen Böden der entsprechenden Legendeinheiten abfragen	Mögliche Restriktionen oder Prioritäten der Gebietswidmung	Schutzgebietskarten sind bei Naturschutzbehörden und beim Bundesamt für Naturschutz erhältlich. Wasserbezogene Schutzgebiete liegen bundeslandweise vor.	
	Vorranggebiete der Raumordnung	Flächenanteil mit relevanten Vorranggebieten	Biotope	Landwirtschaft, Rohstoffe !	Raumordnungspläne	Region abgrenzen und Flächenanteil auf Moorböden der entsprechenden Legendeinheiten abfragen	Mögliche Restriktionen oder Prioritäten der Gebietswidmung	Hinweis auf Synergien oder Zielkonflikte	
	Vorkommen von Verantwortungsarten	Vorkommen von geschützten Arten, ggf. getrennt nach Flora, Fauna oder Einzelarten besonderer Bedeutung	Moortypisch oder von Vermässung profitierend !	Andere Kombinationen !	Moorfremd oder von Vermässung beeinträchtigt	Länderspezifische Daten, z.B. Bayern: Artenschutzkartierung	Koordinaten der Vorkommen auf Moorflächen identifizieren und je nach Art und Moorgröße mit räumlichem Puffer abgrenzen oder ganzen Moorkörper markieren	Mögliche Restriktionen oder Prioritäten für den Moorschutz	Hinweis auf Synergien oder Zielkonflikte, siehe auch: Ssymank et al. (2015)
	Abbaugenehmigungen für Torf	Flächenanteil von Abbaugenehmigungen in Mooren	Geringe Größe, geringe Laufzeit, Wiederherstellungsverpflichtung	Andere Kombinationen	Große Größe, lange Laufzeit, ohne Wiederherstellungsverpflichtung !	Genehmigungsbehörden	Von Genehmigungsbehörden erfragen	Mögliche kurz- oder langfristige Synergien oder Konflikte mit Moorschutz	
	Kulturgeschichtliche, geschützte Besonderheiten (z.B. Archäologie)	Kulturdenkmäler	Nein	(nicht bewertet)	Ja !	Denkmalschutzbehörden	Von Behörden erfragen; Koordinaten erfassen und mit fachlich begründetem Puffer ausweisen	Starke Restriktion bei Eingriffen ins Moor	

Bereich	Indikator			Datenquelle	Methodik	Bedeutung	Kommentar / Referenz
	Indikatorname	Definition	Bewertungsvorschlag für Moorschutz und Wiedervernässung				
Eigentumsstruktur	Flurstücksgrößen	Flächenanteile nach Flurstücksgrößen (möglicher Aufwand)	>1 ha 0,1 - 1 ha <0,1 ha	ALKIS	Region abgrenzen und Flächenanteile auf Moorböden nach Polygongrößen abfragen	Aufwand bei ggf. nötiger Flurneuordnung	Verschiedene Flurstücke können den gleichen Eigentümer haben, so dass die Flurstücksgröße alleine nicht ausreichend als Indikator ist.
	Eigentümerstruktur	Flächenanteil in öffentlicher bzw. nichtöffentlicher Hand	Öffentliche Hand (eher leicht für Moorschutz zu gewinnen) Stiftungen, Verbände, Kirchen (evtl. eher leicht für Moorschutz zu gewinnen) Private (Wertverlust der Flächen; eher weniger für Moorschutz zu gewinnen)	ALKIS	Region abgrenzen und Flächenanteil auf Moorböden der entsprechenden Legendeinheiten abfragen	Mögliche Bereitschaft für Moorschutz	Die tatsächliche Bereitschaft für Moorschutz hängt von vielen Faktoren ab und muss für jedes Moorprojekt bei Planungsbeginn gesondert erhoben werden.
	Nutzungs-verteilung nach Hauptnutzungstypen	Flächenanteile mit Acker, Grünland, Wald, Infrastruktur, Torfabbau, ...	Flächenanteile in Farben entsprechend der Klimamatrix	ATKS-Basis-DIM	Region abgrenzen und Flächenanteil auf Moorböden der entsprechenden Legendeinheiten abfragen	Nutzungsstruktur	Synergien und Konflikte für Moorschutz hängen von vielen Faktoren ab und können nicht verallgemeinert werden.
Nutzung	Agrarumweltmaßnahmen	Flächenanteile der landwirtschaftlichen Fläche mit Förderung durch Agrarumweltmaßnahmen	(nicht bewertet) Viele Wenige	InVeKoS	Region abgrenzen und Flächenanteil auf Moorböden mit AUM, ggf. nach Maßnahmen Typ, abfragen	Intensität der Nutzung, bestehende staatliche Förderung die zu Moorschutz umgewidmet werden könnte	InVeKoS-Daten sind sehr begrenzt außerhalb der Agrarverwaltung der Bundesländer flächentreu zugänglich
	Nutzungsstruktur des Grünlands	Grünland weiter unterteilt nach Daten der Biotopkartierung, Schutzstatus, Agrarumweltmaßnahmen, „nasser Boden“	Nass Extensiv, Agrarumweltmaßnahmen, Naturschutzauflagen Intensiv	InVeKoS, ATKIS-Basis-DIM Attribut "nasser Boden", Naturschutzbehörden, Biotoptypenkartierung, Luftbilder	Siehe Schutzgebiete, Vorranggebiete, Agrarumweltmaßnahmen	Intensität der Nutzung, bestehende staatliche Förderung die zu Moorschutz umgewidmet werden könnte	InVeKoS-Daten sind sehr begrenzt außerhalb der Agrarverwaltung der Bundesländer flächentreu zugänglich.

Indikator		Bewertungsvorschlag für Moorschutz und Wiedervernässung			Datenquelle	Methodik	Bedeutung	Kommentar / Referenz
Bereich	Indikatormame	Definition						
Nutzung	Nutzungsstruktur des Waldes	Wald weiter unterteilt nach Waldtyp, Hauptbaumart, "nasser Boden"	Moortypisch	Andere Kombinationen	Nicht moortypisch	ATKS-Basis-DJM, forstliche Standort- und Biotoptypenkartierung, Luftbilder	Intensität der Nutzung	Forstliche Standortkartierung ist v.a. für Staatswald verfügbar
	Nähe zu Straßen und Infrastruktur	Flächenanteile nach Abständen zur nächsten Straße oder Infrastruktur	>1.000 m (fern)	101 - 1.000 m (ggf. von Wiedervernässung betroffen)	<100 m (nah, sicher betroffen)	ATKS-Basis-DJM	Starke Restriktion bei Eingriffen ins Moor	Infrastrukturkategorien müssen sinnvoll gewählt werden, damit nur die erfasst werden, die nicht beeinträchtigt werden dürfen (z.B. wichtige Straßen)
	Abstand zur nächsten Siedlung	Flächenanteile nach Abständen zur nächsten Siedlung	>10.000 m (fern)	1.000 - 10.000 m (ggf. von Wiedervernässung betroffen)	< 1.000 m (sicher betroffen)	ATKS-Basis-DJM	Starke Restriktion bei Eingriffen ins Moor	Neben den direkten Anrainern gibt es viele weitere tatsächlich oder gefühlt Betroffene, die bei jeder Projektplanung zusätzlich berücksichtigt und projektspezifisch identifiziert werden müssen.
Betroffenheit der Nutzer	Betroffenheit der Landwirtschaft	Anteil der landwirtschaftlichen Fläche auf Moor in betroffenen landwirtschaftlichen Betrieben	Nicht allgemein bewertbar; regions- und gebietsabhängige Bewertung nötig. Unterscheidung in Gering- Nutzung kann ggf. innerbetrieblich oder regional ausweichen - betriebsgefährdend			InVeKoS	Betroffenheit einzelner landwirtschaftlicher Betriebe	Je nach Flächendruck ist die Chance, dass Betriebe durch Intensivierung oder Pacht ausweichen können, regional sehr unterschiedlich. Flächendruck entsteht auch durch Gülleabfuhrflächen und langfristige Lieferverträge, z.B. mit Biogasanlagen.
Wertschöpfungspotenzial / Opportunitätskosten bei Wiedervernässung	Nutzungsübergreifende Grobschätzung der Wertschöpfung	Kombination aus Nutzung - Intensität und Produktionszielen wenn möglich	Sehr niedrig (Naturschutz, Sozialbranche) - Niedrig (Extensivgrünland, Forst für Brennholz)	Mittel (Marktfucht, Wertholz) - Hoch (Milch, Biogas, Veredlung, Sonderkulturen; mit teurer Infrastruktur)	Sehr hoch (Siedlung, Torfabbau, Rohstoffabbau)	Aus Nutzungsindikatoren schätzen, InVeKoS, forstliche Managementpläne	Grobüberblick über langfristige Flächenbindung und aktuelle Wertschöpfung	Expertenvorschlag der Arbeitsgruppe "Produktion" aus dem ersten Nutzerworkshop des BfN-Projekts "Moorschutz in Deutschland"

Die Indikatorenlisten ergeben einen multidimensionalen GIS-Datensatz, der sich z.B. für folgende Anwendungen auswerten lässt:

- „I“: Die prioritären rechtlichen Restriktionen (Biodiversität: Vorkommen von Verantwortungsarten; Nutzungsrechte: langfristige Torfabbaugenehmigungen, archäologische Denkmäler)
- Die Moorflächen in naturnahem Zustand (Wasserstände = grün, Hauptnutzung naturnah = grün)
- Gesichert: Schutzgebiete = grün, ggf. Eigentümer = öffentlich
- Ungesichert: Schutzgebiete und ggf. Eigentümer nicht grün
- Die rechtlich prioritären Flächen für weiteren Moorschutz (Schutzgebiete = grün, Wasserstände = nicht grün, ggf. auch Vorranggebiete und Vorkommen von Verantwortungsarten bewerten)
- Die „einfachen“ Gebiete aus standortkundlicher und technischer Sicht: Boden- und Hydrologie-Indikatoren = grün
- Die „einfachen“ Gebiete aus sozioökonomischer und rechtlicher Sicht mit Handlungspotenzial. Dies sind oft Flächen in öffentlicher Hand mit geringem Nutzungsdruck. (Wasserstände = nicht grün, Eigentümerstruktur = grün, ggf. auch gelb, Nutzung = grün, ggf. auch gelb, Entfernung zu Infrastruktur und Siedlungen = grün, ggf. auch Schutzstatus = grün)
- Die Gebiete mit Hindernissen für eine schnelle Maßnahmenumsetzung. Dies sind die Gebiete mit großer Nähe zu Siedlungen und Infrastruktur und intensiver Flächenbindung der Nutzung, z.B. Torfabbau oder intensive Landwirtschaft, die schlecht auf andere Standorte ausweichen kann (Nutzungsindikatoren rot).

3.1.5.2 Anwendungsbeispiel

Abbildung 12 und Abbildung 13 zeigen ein Anwendungsbeispiel der Indikatoren für regionale Rahmenbedingungen für den Landkreis Diepholz. Folgende vier Quellen bundesweit verfügbarer Geodaten wurden verwendet:

- Landnutzung einschließlich Torfabbau aus ATKIS Basis-Digitales Landschaftsmodell
- Geologische Übersichtskarte 1:200.000 sowie Karte organischer Böden (ROßKOPF et al. 2015)
- Schutzgebiete
- Karte der Grundwasserflurabstände (BECHTOLD et al. 2014)

Mit diesen vier Datensätzen konnten bereits 8 der 18 möglichen Indikatoren bestimmt werden. Die hier beispielhaft gezeigten Analysen sind bundesweit auf einem sehr breiten Maßstabspektrum möglich.

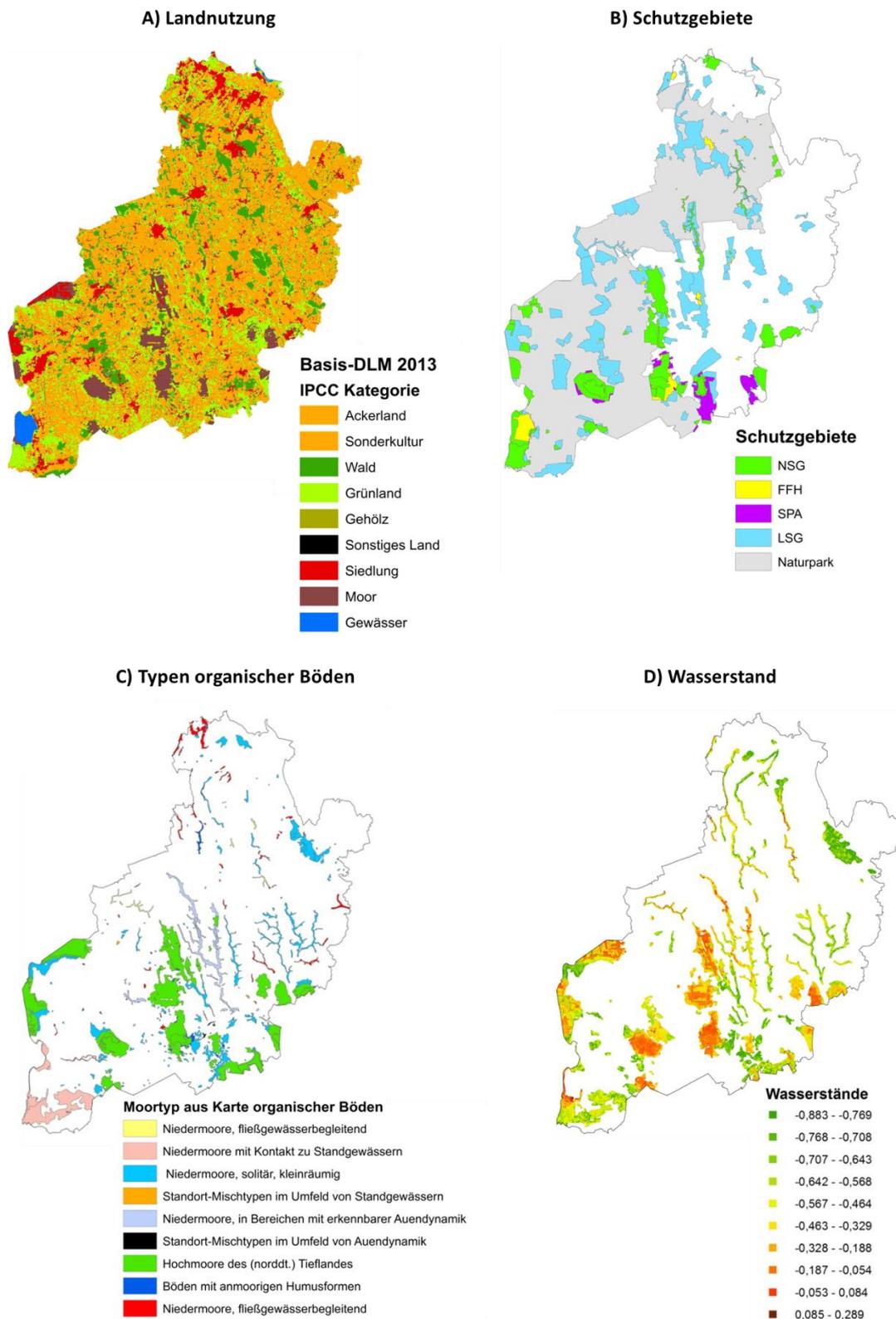


Abbildung 12: Geodaten für den Landkreis Diepholz aus bundesweit verfügbaren Datenquellen: A) Landnutzung, B) Böden nach ROßKOPF et al. (2015), C) Schutzgebiete, D) Wasserstände nach BECHTOLD et al. (2014); Erklärung der Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis

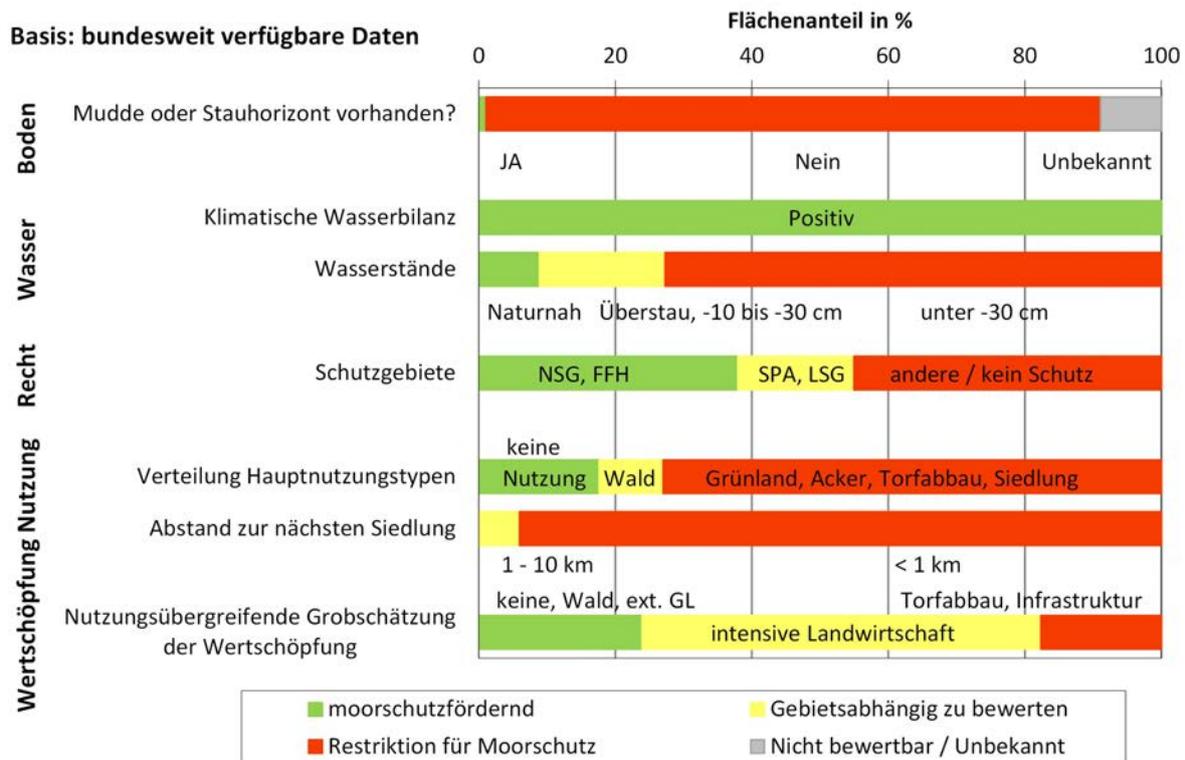


Abbildung 13: Anwendungsbeispiel für bundesweit verfügbare Indikatoren für regionale Rahmenbedingungen für den Landkreis Diepholz

Für den Landkreis Diepholz lassen sich aus dieser ersten einfachen Analyse zum Beispiel folgende Rahmenbedingungen ableiten:

Der Landkreis hat eine positive klimatische Wasserbilanz, die den Moorschutz begünstigt. Die Moore im Landkreis sind zu über 70% intensiv entwässert und genutzt, knapp 20% sind nicht genutzt, aber nur knapp 10% haben naturnahe Wasserstände. Selbst in den NSG- und FFH-Gebieten haben drei Viertel der Moore keinen naturnahen Wasserstand. Es gibt einige SPA-Gebiete, also Vogelschutzgebiete von europäischer Bedeutung, so dass Artenschutzrestriktionen in diesen Bereichen vorliegen. Abbildung 13 zeigt außerdem, dass der Abstand zur nächsten Siedlung offensichtlich ein besonders wichtiger Faktor ist, der geprüft werden muss. Hier kann es sich nur um einzelne Gebäude, Stauwerke etc. handeln oder größere Ansiedlungen. Dies wäre weiter zu differenzieren.

Im Hinblick auf die oben genannten Beispielsanwendungen ergibt sich aus Abbildung 12 und Abbildung 13:

- „I“: Auf einem Teil der Moorfläche gibt es prioritäre rechtliche Restriktionen (Biodiversität: Vogelschutz; Nutzungsrechte: Torfabbaugenehmigungen)
- Ca. 10% der Moorflächen sind naturnah und in Schutzgebieten gesichert.
- Weitere 10% der Moorflächen sind rechtlich prioritär für weiteren Moorschutz (Schutzgebiete = grün, Wasserstände = nicht grün). Hier können allerdings Vogel-schutzrestriktionen oder Konflikte mit Infrastruktur gegeben sein.

- Die „einfachen“ Gebiete aus sozioökonomischer und rechtlicher Sicht mit Handlungspotenzial könnten v.a. in den ungenutzten oder als Wald genutzten 25% Moorfläche zu finden sein, wo Wasserstände optimiert werden können und Naturschutz Vorrang hat.
- Alle anderen Gebiete haben Hindernisse für eine schnelle Maßnahmenumsetzung, insbesondere die Nutzung mit intensiver Landwirtschaft und zum Torfabbau, die schlecht auf andere Standorte ausweichen können (Nutzungsindikatoren rot).

3.1.6 Indikatorenset 3: Lokale Rahmenbedingungen in Projektgebieten

Indikatoren für lokale Rahmenbedingungen von Projektgebieten sind grundsätzlich alle Indikatoren aus dem Indikatorenset 2: Regionale Rahmenbedingungen in den Moorflächen (Tabelle 10). Dazu kommen weitere Indikatoren, insbesondere zur konkreten hydrologischen Situation, der Eigentümerstruktur, der Betroffenheit der Nutzer und Eigentümer und zum aktuellen Wertschöpfungspotenzial im Projektgebiet, das die Opportunitätskosten bei Moorschutz durch Wiedervernässung und Nutzungsaufgabe zeigt.

Tabelle 11 zeigt die Liste der zusätzlichen Indikatoren für lokale Rahmenbedingungen in Projektgebieten und enthält außerdem Hinweise zu Datenquellen, Methodik und Aussagekraft. Es ist zu beachten, dass die Indikatoren für Rahmenbedingungen auch auf dieser Ebene teilweise aus aggregierten Datengrundlagen abgeleitet werden. Daher ist in jedem Fall ein Realitätscheck vor Ort erforderlich, wenn die Planungen in einem konkreten Projektgebiet beginnen.

Die Anwendung der Indikatorenliste für lokale Rahmenbedingungen funktioniert analog zum Beispiel in Kapitel 3.1.5.2.

Tabelle 11: Indikatorenset 3: Zusätzliche Indikatoren für lokale Rahmenbedingungen in Projektgebieten (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis)

Bereich		Indikator			Datenquelle	Methodik	Bedeutung	Kommentar / Referenz
Indikatorenname	Definition	Bewertungsvorschlag für Moorschutz und Wiedervermässung						
		Günstig für den Moorschutz	Gebietsabhängiger, z.T. ambivalenter Zusammenhang mit Moorschutz. Ggf. genauer prüfen.	Restriktion für den Moorschutz, Achtung auf diesen Indikator				
Hydrologie	Wassereinzugsgebiet gegenüber Moorfläche	Groß	Mittel	Klein	Hydrogeologische Karten	Wassereinzugsgebiete sind in hydrogeologischen Karten ausgewiesen.	Indikator für den Wasserzustrom ins Niedermoor	Indikator nicht für Hochmoore (Regenmoore) verwendbar.
	Drainagetyp	Keine	Regelbar, für Wiedervermässung potenziell nutzbar	Nicht regelbar	Drainagepläne, teilweise auch hochauflösendes DGM, Gräben aus ATKIS	Region abgrenzen und Flächenanteil der entsprechenden Legendeinheiten abfragen	Potenzieller technischer Aufwand bei Wiedervermässung (Rohrdrängung), aber auch potenziell nutzbare Infrastruktur	Daten oft nicht digital oder teilweise nicht regional verfügbar.
Rechtlicher	Flächenpools für Ausgleichsmaßnahmen und Ökokonten vorhanden?	Ja	Vielleicht	Nein	Flächenagturen, Verwalter von Ökokonten	Region abgrenzen und Flächenanteil auf Moorböden der Flächenpools abfragen	Synergien mit Naturschutz	
Eigentümerstruktur	Zusammenhängende öffentliche Flächengröße	>1 ha	0,1 - 1 ha	< 0,1 ha	ALKIS	Region abgrenzen, Flächen in öffentlicher Hand zusammenfassen und Flächenanteile auf Moorböden nach Polygongrößen abfragen	Aufwand bei ggf. Flurneuordnung	Auf zusammenhängenden öffentlichen Flächen kann Moorschutz oft relativ rasch zur Förderung von Ökosystemleistungen umgesetzt werden (Achtung Randeffekte!)
	Anzahl der privaten Eigentümer	Wenige	Durchschnittlich	Viele	ALKIS	Region abgrenzen und Flächenanteil auf Moorböden nach Namen abfragen	Aufwand bei ggf. Flurneuordnung	Der gleiche Eigentümer kann zusammenhängende oder verstreute Flurstücke haben. Die Bereitschaft für Moorschutz lässt sich alleine an der Zahl der Eigentümer nicht ablesen.

Bereich	Indikator				Datenquelle	Methodik	Bedeutung	Kommentar / Referenz
	Indikatorname	Definition	Bewertungsvorschlag für Moorschutz und Wiedervermässung					
Betroffenheit der Nutzer und Eigentümer	Eigentümerstruktur der Ackerflächen im Moor	Flächenanteil in öffentlicher bzw. nichtöffentlicher Hand	Öffentliche Hand (eher leicht für Moorschutz zu gewinnen)	Stiftungen, Verbände, Kirchen (vielleicht eher leicht für Moorschutz zu gewinnen)	ALKIS	Siehe Eigentümerstruktur	Siehe Eigentümerstruktur	
	Eigentümerstruktur der Grünlandflächen im Moor	Flächenanteil in öffentlicher bzw. nichtöffentlicher Hand	Öffentliche Hand (eher leicht für Moorschutz zu gewinnen)	Stiftungen, Verbände, Kirchen (vielleicht eher leicht für Moorschutz zu gewinnen)	ALKIS	Siehe Eigentümerstruktur	Siehe Eigentümerstruktur	
	Eigentümerstruktur der Waldflächen im Moor	Flächenanteil in öffentlicher bzw. nichtöffentlicher Hand	Öffentliche Hand (eher leicht für Moorschutz zu gewinnen)	Stiftungen, Verbände, Kirchen (vielleicht eher leicht für Moorschutz zu gewinnen)	ALKIS	Siehe Eigentümerstruktur	Siehe Eigentümerstruktur	
	Betroffenheit der Ackernutzung	Anteil der Ackerfläche auf Moor in betroffenen landwirtschaftlichen Betrieben	Nicht allgemein bewertbar; regions- und gebietsabhängige Bewertung nötig. Unterscheidung in Gering - Nutzung kann ggf. innerbetrieblich oder regional ausweichen - betriebsgefährdend	Private (Wertverlust der Flächen; eher weniger für Moorschutz zu gewinnen)	InVeKoS	Betriebe mit Flächen im Moor identifizieren und Anteil der Ackerfläche im Moor pro Betrieb bestimmen.	Betroffenheit einzelner landwirtschaftlicher Betriebe	Je nach Flächendruck ist die Chance, dass Betriebe durch Intensivierung oder Pacht ausweichen können, regional sehr unterschiedlich. Flächenruck entsteht auch durch Gülleenachweislflächen und langfristige Lieferverträge, z. B. mit Biogasanlagen
	Betroffenheit der Grünlandnutzung	Anteil der Ackerfläche auf Moor in betroffenen landwirtschaftlichen Betrieben	Nicht allgemein bewertbar; regions- und gebietsabhängige Bewertung nötig. Unterscheidung in Gering - Nutzung kann ggf. innerbetrieblich oder regional ausweichen - betriebsgefährdend	Private (Wertverlust der Flächen; eher weniger für Moorschutz zu gewinnen)	InVeKoS	Siehe Betroffenheit der Landwirtschaft	Siehe Betroffenheit der Landwirtschaft	Siehe Betroffenheit der Landwirtschaft
	Betroffenheit der Waldnutzung	Anteil der Waldfläche auf Moor in betroffenen Forstbetrieben	Nicht allgemein bewertbar; regions- und gebietsabhängige Bewertung nötig. Unterscheidung in Gering - Nutzung kann ggf. innerbetrieblich oder regional ausweichen - betriebsgefährdend	Private (Wertverlust der Flächen; eher weniger für Moorschutz zu gewinnen)	ALKIS + ATKIS, Forstverwaltungen	Betriebe mit Flächen im Moor identifizieren und Anteil der Waldfläche im Moor pro Betrieb bestimmen.	Betroffenheit einzelner forstlicher Betriebe	

Bereich	Indikator			Datenquelle	Methodik	Bedeutung	Kommentar / Referenz
	Indikatorname	Definition	Bewertungsvorschlag für Moorschutz und Wiedervermässung				
Wertschöpfungspotenzial / Opportunitätskosten bei Moorschutz durch Wiedervermässung	Landwirtschaftliche Flächen: Bonität	Bodenpunkte der Bodenschätzung	<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="background-color: #92d050; padding: 2px;">Deutlich geringer als auf Mineralböden</div> <div style="background-color: #ffff00; padding: 2px;">Durchschnittlich</div> <div style="background-color: #ff4500; padding: 2px;">Höher</div> </div>	Bodenschätzung	Bodenschätzung abfragen nach Bodenpunkten der landwirtschaftlichen Flächen auf Moor und außerhalb der Moore (z. B. gruppieren nach Böden mit und ohne Attribut "Mo" für Moorhorizont)	Potenzielle landwirtschaftliche Wertschöpfung	Nicht flächendeckend vorhanden bzw. verfügbar, aber standortübergreifender Indikator
	Landwirtschaftliche Flächen: Boden- oder Pachtpreise	Aktuelle Boden- oder Pachtpreise, wenn möglich differenziert nach Flächen im Moor und außerhalb	Nicht allgemein bewertbar; regions- und gebietsabhängige Bewertung nötig. Unterscheidung in Gering - Nutzung kann ggf. innerbetrieblich oder regional ausweichen - betriebsgefährdend	Landwirtschaftsbehörden, Bodenverwertungsgesellschaften	Expertenabfrage	Potenzielle Kosten bei Flumeuordnung oder Grundstückskäufen oder Umwidmung	Stark steigender Trend in den vergangenen Jahren
	Landwirtschaftliche Flächen: Bodenbindung durch Tierhaltung	Großvieheinheiten pro Hektar landwirtschaftliche Fläche der Betriebe mit Flächen im Moor	Nicht allgemein bewertbar; regions- und gebietsabhängige Bewertung nötig. Unterscheidung in Gering - Nutzung kann ggf. innerbetrieblich oder regional ausweichen - betriebsgefährdend	inVeKoS	Siehe Betroffenheit der Landwirtschaft	Siehe Betroffenheit der Landwirtschaft	Ggf. vergleichen mit Betrieben außerhalb des Moors. Flächendruck durch Biogasanlagen beachten. Nicht nur die Viehdichte, sondern auch die Produktionsintensität und betriebliche Ausrichtung sind zu beachten, so dass die Viehdichte alleine nicht hinreichend für eine Einschätzung des Flächendrucks ist.
	Bonität der forstwirtschaftlichen Flächen	Bonitätsklasse der forstlichen Standorteinrichtung	<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="background-color: #92d050; padding: 2px;">Deutlich geringer als auf Mineralböden</div> <div style="background-color: #ffff00; padding: 2px;">Durchschnittlich</div> <div style="background-color: #ff4500; padding: 2px;">Höher</div> </div>	Forstliche Standorteinrichtung	Vergleichbar mit nutzungsübergreifender Grobschätzung der Wertschöpfung		

3.2 Checkliste für Moorprojekte

Der Erfolg eines Projektes ist von einer guten Planung und Durchführung abhängig. Aufgrund vieler (auch finanzieller und personeller) Restriktionen sieht die Praxis leider teilweise anders aus. Aus Zeit- und Kostengründen wurde häufig auf ein Projektmanagement mit den verschiedenen Planungs- und Realisierungsphasen verzichtet. Aufwendige Beteiligungsverfahren der lokalen Akteure wurden vermieden, aus Kostengründen wurden keine externen Berater hinzugezogen. Ziele wurden unzureichend formuliert. Dieses führte immer wieder zu Problemen und Konflikten während der gesamten Projektlaufzeit.

Die folgende beispielhafte Ideensammlung zeigen einige Aspekte, die in einem Projekt berücksichtigt werden sollten, um effizient, erfolgreich und großflächig Moorschutz gemeinsam mit den lokalen Akteuren zu realisieren. Sie beruhen auf Erfahrungsberichten aus der langjährigen Moorschutzpraxis und können als Checkliste für die Planung und Durchführung von Moorschutzprojekten verwendet werden. Es wird daneben auf Kapitel in diesem Leitfaden verwiesen, die als Informationsquelle dienen können.

Vorbereitung:

Vorbereitung	Welche Entscheidungsträger, Organisationen und Akteure müssen mit einbezogen werden?		
	Organisationsstruktur entwickeln		
	Überblick über regionale und lokale Rahmenbedingungen gewinnen	Kap. 3.1	
	erster Entwurf für Zeitplanung		

Zielsetzung:

Zielsetzung	Welche Entscheidungsträger, Organisationen und Akteure müssen mit einbezogen werden?		
	Grundsatzentscheidungen treffen:		
	Welche Arten/Lebensräume sollen geschützt und gefördert werden?		
	Welche (evtl. auch mooruntypische) Arten/Lebensräume müssen aufgrund rechtlich verankerter Zielvorgaben geschützt werden?		
	Arten- oder Prozessschutz? Pflegemaßnahmen?		
	Sollen Paludikulturen eingeführt werden?		
	Soll eine Kulturlandschaft mit bäuerlichen Betrieben und/oder klimafreundliche Bewirtschaftung gefördert werden? Was soll zukünftig erlaubt sein (Bewirtschaftungsauflagen)?		
	Soll das Naturbewusstsein verbessert werden (Öffentlichkeitsarbeit) und/oder naturverträglicher Fremdenverkehr gefördert werden?		
	Synergien und Konflikte abwägen		
	Eindeutige und realistische Ziele zur Wiedervernässung formulieren		
	Welche Flächen sollen wie stark vernässt werden?		
	Soll ein naturnaher Wasserstand eingestellt werden oder der Wasserstand lediglich erhöht werden?		

		Ist die Regulierung des Wasserstandes zukünftig nötig und gewünscht?		
		Ist ein Überstau der Flächen akzeptabel, wenn ja, auf welchen Flächenanteil, wie hoch, wie lange und wann?		
		Soll der Wasserstand im Sommer zur Bewirtschaftung abgesenkt werden?		
		Welcher Zustand ist zukünftig gewünscht/realistisch erreichbar (ggf. erst nach Datenanalyse zu beantworten)?		
	→	Eine Zieländerung sollte möglichst ausgeschlossen werden. Wenn doch eine Zieländerung erfolgen muss, muss diese öffentlich gemacht und gut begründet werden.		

Problemanalyse und Projektplanung:

Datenbedarf, Datenerhebung und Datenanalyse	Allgemein	Welche Daten sind schon vorhanden und welche müssen noch erhoben werden?	Kap. 3.1		
		Vergleich mit Referenzgebieten sinnvoll			
		Gebietsgeschichte recherchieren			
	Abiotische Faktoren	Abiotische Faktoren nicht vernachlässigen!			
		Digitales Geländemodell (möglichst Laserscan)		Kap. 4.2	
			Vorfluter- und Grabenkartierung incl. „unsichtbarer“ Stichgräben		
			Dränagen		
			Geländekanten (z.B. Torfstiche)		
		Hydrologie und Meteorologie		Kap. 4.5	
			Klimatische Bedingungen		
			Grundwasserstände und Durchflüsse von Gräben/Vorflutern		
			hydrologisches Einzugsgebiet		
			Erfassung wasserbaulicher Einrichtungen		
			Bodeneigenschaften, z.B.	Kap. 4.3	
			Torfmächtigkeit		
		Hydraulische Leitfähigkeit (→ Vernässbarkeit)			
		Nährstoffsituation (auch Zuströmen von nährstoffreichem Wasser!)	Kap. 4.6		
	Biotik	Erfassung von Flora und Fauna		Kap.4.4.1	
			Nutzungskartierung		
			Welche Zielarten kommen vor?		
	Problemanalyse		Welche Arten fehlen (Vergleich mit Referenzgebieten)		
		→	Wie ist der Zustand des Moores?		
		→	Welche Beeinträchtigungen z.B. liegen warum vor?		
		Entwässerung?			
		Nährstoffeinträge aus benachbarten Flächen / Deposition?			
		Ist eine Pufferzone (Wasser, Nährstoffe) notwendig?			
	Ist eine Schutzzone mit Gehölzen nötig oder wirkt sich diese negativ auf die Vegetation aus (Samenflug, Verdunstung)?				

			Ursachen außerhalb des Gebiets: natürliche Bestandsschwankungen, Veränderung im Brut-/Überwinterungsgebiet, Klima- veränderung...		
			Veränderungen im Einzugsgebiet (Wassergewinnung, Land- nutzungsänderungen mit höherer Verdunstung wie z.B. Nadel- gehölze)		
	→		Welche Ökosystemleistungen werden erbracht?	Kap. 2	
	→		Abschätzung der Regenerationsfähigkeit		
	→		Welche kurz- und langfristigen Veränderungen und Bestandsentwick- lungen sind zu erwarten?		
	→		Welche sozioökonomischen Auswirkungen (positive und negative) wird und darf das Projekt haben? Muss die Zielsetzung bei zu starken negativen Auswirkungen angepasst werden?		
	→		Abgleich mit Zielsetzung - können Ziele erreicht werden?		

Planung		Eigentumsverhältnisse/ Bewirtschafter/ Nutzungsrechte		
		Welche Genehmigungen müssen eingeholt werden?		
		Gibt es kulturgeschichtliche, geschützte Besonderheiten (Archäologie?)		
		Grob- und Detailplanung, Abschätzung/Berechnung der Flächenwirkung der Maß- nahmen		
		Arbeitspakete formulieren		
		Kostenplanung		
		Zeitplanung		
		Wann sind Baumaßnahmen möglich?		
		→	Befahrbarkeit und Schutz von gefährdeten Arten berücksichtigen	

Management		Entscheidungsträger, Flächeneigentümer (besonders wichtig bei Flächenankauf) und lokale Akteure in die Planung einbeziehen!		
		Zunächst Flächeneigentümer informieren		
		Dann Bevölkerung informieren (Transparenz und Beteiligung)!		
		Projektbegleitender Arbeitskreis mit Vertretern aus Landwirtschaft, Forst (v.a. bei Abholzung), Politik, Vereinen etc.		
		Welche Schwierigkeiten können das Projekt belasten (technische, finanzielle, menschliche...)?		
		Risikoabschätzung und Plan B		
		Was passiert, wenn der erforderliche Flächenankauf nicht realisiert werden kann?		
		Wer könnte gegen das Projekt sein?		
		Welche technischen Schwierigkeiten können bei der Maßnahmenumsetzung auftreten?		
		Fachlicher Beirat (mit Experten des Gebietes und externen Fachexperten aus ähnli- chen Projekten) → Networking!		

Maßnahmen

(siehe auch technische Leitfäden, Projekte und Internetseiten auf <http://www.moorschutz-deutschland.de/index.php?id=251>) - Gebietsspezifika berücksichtigen!

Gehölze / Wald	Abholzung			
		Ist die Beseitigung stark verdunstender Gehölze notwendig und ausreichend?		
		Soll vor den Vernässungsmaßnahmen abgeholzt werden (danach sehr schwierig)?		
		Ist mit einem großflächigen Absterben der Gehölze nach Wiedervernässung zu rechnen?		
	Waldumbau und standortangepasste Gehölze?			
Wiedervernässung	Wiedervernässung			
		Sind entsprechend der Zielsetzung Möglichkeiten zur Wasserstandsregulierung notwendig, z.B. zum sukzessiven Anstau zum Schutz gefährdeter Arten oder zur Bewirtschaftung?		
		Welche Methode?		
		Grabenverschluss		
		Grabenverfüllung		
		Dammbau		
		Torfabschieben/Oberbodenabtrag		
		Vertiefungen auf hoch gelegenen Flächen...		
		Wenn Methode entschieden ist, welche Bauweise und welche Materialien?		
	Auswirkung geplanter Maßnahmen auf Unterlieger / Beweissicherung			
Sonstiges	Paludikulturen?			
	Innovative Maßnahmen zunächst auf kleiner Fläche testen			
	→	Koordination und ökologische Bauleitung mit Erfahrung in der Moorrenaturierung erforderlich, denn auch bei guter Maßnahmenplanung müssen viele Dinge letztlich vor Ort am Bagger entschieden werden.		

Monitoring (siehe auch „Leitfaden zur Erhebung der Indikatoren, Teil III):

Monitoring	Gebietsspezifische Bestimmung geeigneter Indikatoren, die der Zielsetzung entsprechend relevante Veränderungen anzeigen.			
	Hydrologisches Messnetz		Kap. 4.5	
	Nährstoffsituation		Kap. 4.7	
	Flora: Vegetationskartierung, Dauerbeobachtungsflächen, Fotodokumentation?		Kap. 4.4.1	
	Fauna: gebietsspezifisches Zielartenmonitoring			
	Treibhausgasemissionen		Kap. 4.8	
	→	alle Messstellen und Dauerbeobachtungsflächen einmessen und vermarken	Kap. 4.4.2	
	→	Erfassungsrhythmus, Qualitätssicherung und Dokumentation festlegen		

Öffentlichkeitsarbeit:

Öffentlichkeitsarbeit	Zunächst mit den Eigentümern sprechen!			
	Dann frühzeitig in der Planungsphase auch Bevölkerung, Anwohner, Landnutzer im weitesten Sinne einbinden.			
	Ängste nehmen: Transparenz schaffen, Präsenz vor Ort zeigen			
	Lokale Akteure mit einbeziehen, Identifikation mit dem Projekt erzeugen			
	Versammlungen und Runde Tische am besten mit externer Moderation			
	Zielgruppengerechte Maßnahmen zur Bildung, Förderung des Naturbewusstseins und zur Erholung		Kap. 5	
	Pressearbeit			
	Networking: Von Erfahrungen profitieren und Erfahrungen teilen!			
	→	besser zu viel als zu wenig Information!!		

Was passiert nach Beendigung eines Projektes?

Projektende	Pflege- und Entwicklungsplan für danach			
	Monitoring für danach			
	Kostenverteilung für die nächsten Jahre			
	Klärung der Zuständigkeiten nach Projektende			

Diese allgemeine Checkliste enthält wichtige Aspekte, die grundsätzlich entschieden bzw. berücksichtigt werden müssen. Nichtsdestotrotz hat jedes Moor und jedes Projekt seine Besonderheiten, die nicht vergessen werden dürfen. **Jedes Moor ist ein Individuum!**

4 Teil III: Erhebung der Indikatoren

4.1 Auswahl der Indikatoren

Die folgenden Kapitel 4.2 bis 4.9 beschreiben die Erhebung von Indikatoren und Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen. Ebenso sind diese Indikatoren zur Bewertung der Rahmenbedingungen, zur Projektplanung und zum Erfolgsmonitoring notwendig.

Tabelle 12 gibt eine Übersicht über die in den folgenden Kapiteln beschriebenen Indikatoren und Methoden. Die Kapitel sind nach Ökosystemkompartimenten gegliedert. Da ein Indikator wie z.B. der Grundwasserflurabstand für verschiedene Ökosystemleistungen und natürlich auch für das Erfolgsmonitoring relevant ist, ist eine solche Zuordnungstabelle notwendig: Wenn beispielsweise die Indikatoren und Methoden für den Nährstoffrückhalt nach Genauigkeitsstufe 1 („Relevanzprüfung“) gesucht werden, findet man in Tabelle 12 die Information, dass dazu drei Parameter aus dem Kapitel Bodeneigenschaften, der Abfluss und die offenen Wasserflächen (z.B. über ein Laserscan oder eine Kartierung abgeleitet; Kapitel Hydrologie), die Nährstoffsituation der Ober- und Unterlieger (Kapitel Wasserqualität) sowie grobe Landnutzungskategorien (Kapitel Landnutzung) benötigt werden.

Daneben enthält die Tabelle eine Abschätzung zu Anforderungen und Kosten. Die Kosten wurden innerhalb von Indikatorengruppen verglichen und sind natürlich daneben beispielsweise auch von der Anzahl der benötigten Proben, der Gebietsgröße, der Zugänglichkeit und weiteren Faktoren abhängig.

Tabelle 1: Für die Evaluierung der Rahmenbedingungen, für die Vernässungsplanung und das Bewertung der verschiedenen Ökosystemleistungen notwendige Parameter. G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), X: zutreffend bzw. notwendig, (X): zum Teil bzw. je nach Kenntnisstand des Bearbeiters zutreffend (siehe auch Fußnoten). Aufgenommene Parameter können je nach Projektzielstellung selbstverständlich variieren! (Download: <http://www.moorschutz-deutschland.de/index.php?id=330>)

	Topo (Kap. 4.2)	Bodeneigenschaften (Kapitel 4.3)	Flora (Kapitel 4.4)	Hydrologie (Kapitel 4.5)
	Terrestrische Vermessung /Festpunkte			
	Laserscan			
Rahmenbedingungen	X	X	X	X
Planung Vernässung	G1	X	X	X
	G2	X	X	X
	G3	X	X	X
Biodiversität - Vegetation	X		X	X
Biodiversität - Fauna			X	X
Wasserqualität	G1	X		X
	G2	X		X
	G3	X		X
Klima	G1: IPCC	X		X ⁵
	G1: Deutsche EF	X		X ⁵
	G2-G3: GEST	X	X	X ⁵
	G2-G3: Biototypen	X		X ⁵
	G2-G3: PEP	X		X ⁵
	G2-G3: Responsefunktionen	X		X ⁵
	G3: Messung Hauben	X		X ⁵
	G3: Messung Eddy	X		X ⁵
	G3: Messung Sackung	X		X ⁵
Zeitpunkt	Projektplanung	X	X	X
	Erfolgsmonitoring	X	X	X
Skala	Punkt	X	X	X
	Teilgebiet	X	X	X
	Projekt	X	X	X
Spezialisierung	Freiwillige	X	X	X
	Projektmitarbeiter	X	X	X
	Spezialisten	X	X	X
Kosten	gering	X	X	X
	mittel	X	X	X
	teuer	X	X	X
		Torfarten		
		Muddearten		
		Zersetzungsgrad		
		Torfmächtigkeit		
		Trockenrohdichte		
		gesättigte hydraulische Leitfähigkeit		
		ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit		
		Retentionseigenschaften		
		Organischer Bodenkohlenstoff (C _{org})		
		Stickstoff (Boden)		
		pH-Wert (Boden)		
		Eisen (Boden)		
		Phosphor (Boden)		
		Biototypen		
		FFH-Lebensraumtypen		
		Vegetationsformen (GEST-Klassen)		
		Fauna		
		Grundwasserstand: phreatisch (manuell)		
		Grundwasserstand: phreatisch (Logger)		
		Piezometrische Druckhöhe (manuell)		
		Piezometrische Druckhöhe (Logger)		
		Wassersand Oberflächengewässer		
		Durchfluss (Messwehr)		
		Durchfluss (Flügelmessung)		
		Aufnahme Offene Wasserflächen		
		Niederschlag (manuell)		
		Niederschlag (Datenlogger)		
		Verdunstung		

4.2 Topographie

4.2.1 Einleitung

Die genaue Kenntnis der Topographie eines Moorebiete hat vielfältige Bedeutungen im Rahmen von Wiedervernässungsprojekten. Meist wird mit Wiedervernässungsmaßnahmen in die Topographie eingegriffen (BAFU, 2009), um schnelle Abflüsse zu verhindern und Zuflüsse im Gebiet zu verteilen. Höhenmodelle (oder auch "Digitale Geländemodelle", DGM) sind deswegen von besonderer Wichtigkeit in der Maßnahmenplanung, um die Lage von Stauen zu optimieren und den Auswirkungsbereich des Rückstaus abzugrenzen (auch als Absicherung gegenüber Dritten). Mit guten Höhenmodellen lassen sich Überstaufflächen, die im Zuge der Staumaßnahmen auftreten können und für die Moorvegetation von Nachteil sind, minimieren. Auch sind verlässliche flächenhafte Aussagen (über geostatistische Interpolation der Grundwasseroberfläche und anschließenden Verschnitt mit Höhenmodell oder numerische Modellierung) über den Grundwasserflurabstand nur bei Vorhandensein eines guten Höhenmodells möglich. Des Weiteren lassen sich über detaillierte topographische Informationen Rückschlüsse über die Moorstrukturierung ableiten (KAPFER 2012), ehemalige Verläufe von Quellbächen oder Hauptwasserströmen identifizieren (BAFU 2009) sowie Gräben und Drainagen identifizieren.

Ein gutes Höhenmodell lässt sich über terrestrische Vermessung oder Laserscan-Befliegung (LIDAR-Technik) generieren, wobei eine Laserscan-Befliegung eine wesentlich höhere räumliche Auflösung ermöglicht.

4.2.2 Terrestrische Vermessung

Im Zuge von wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren sind cm-genaue Messungen notwendig. Hier sollte auf die klassischen geodätischen Methoden der Feldvermessung zurückgegriffen werden (Tachymeter oder Nivelliergerät in Kombination mit differenziellem GPS-Gerät), da Laserscan-Höhenmodelle diese Höhengenaugkeit nicht erfüllen können (siehe 4.2.3 Laserscan). Auch ist die genaue Einmessung von Pegeln und Wehren nur über eine terrestrische Vermessung möglich.

Bei der terrestrischen Vermessung ist die Auswahl eines festen Bezugspunktes erforderlich, dessen Lage und Höhe für eventuelle Nachfolgeuntersuchungen über die nächsten Jahrzehnte stabil sein sollte. Bestenfalls handelt es sich um einen offiziellen Vermessungspunkt, wobei dies für die meisten Fragestellungen nicht zwingend notwendig ist. Die Arbeit mit absoluten Höhen über Normalnull erleichtert jedoch den zukünftigen Umgang mit den Daten. So kann zum Beispiel beim Abgleich mit dem Laserscan-Höhenmodell dessen Qualität leichter beurteilt werden.

Die mehrfache Messung der topographischen Höhen an ausgewählten Punkten erlaubt, die Oszillation der Mooroberfläche zu bestimmen.

Des Weiteren sind einzelne terrestrische Vermessungspunkte die Grundlage für eine konstante Höhenkorrektur des Laserscanhöhenmodells (siehe 4.2.3 Laserscan).

4.2.3 Laserscan

Höhenmodelle aus LIDAR-Daten (Light Detection And Ranging, engl. für lichtwellenbasierte Detektionsmethode), die in Laserscan-Befliegungen aufgenommen werden, haben sich in den letzten Jahren immer weiter etabliert und bieten äußerst präzise hochaufgelöste Höheninformationen. Dabei wird von einem Flugobjekt die Oberfläche gescannt, indem Laserimpulse ausgesendet und deren unterschiedlich schnelle und intensive Reflektionen gemessen werden (Abbildung 14). Die Laserimpulse interagieren mit allen Oberflächen wie Vegetation, Boden, Gebäude und auch Wasseroberflächen (HÖFLE et al. 2009). Mit der Filterung der Daten über das Last-Pulse-Verfahren wird dabei die Geländeoberfläche herausgefiltert (VETTER 2013). Allgemein verbessert sich die Höhengenaugigkeit des Geländemodells mit zunehmender Punktdichte (eine durchschnittliche Dichte beträgt z. B. ca. 10 bis 20 Punkte/m²), da beim Filtern der Vegetation viele Laserpunkte verloren gehen. Generell ist auch eine Anwendung im Wald möglich. Für eine gute Datenqualität sollte die Überfliegung nach dem Laubfall oder unmittelbar vor der Vegetationsphase durchgeführt werden, außerdem sollten keine Schneebedeckung und nur geringe Oberflächenwasseranteile vorliegen.

Die Kosten (€/ha) für eine Laserscan-Befliegung variieren stark und hängen u.a. von der überflogenen Gebietsfläche ab. Der Hektarpreis sinkt deutlich mit der überflogenen Fläche aufgrund der meist hohen "Grundgebühr" einer Überfliegung. Das Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen (LGLN) bietet eine kooperative Beschaffung von Laserscanning-Daten an, die die Kosten einer Laserscan-Befliegung für ein Projekt deutlich reduziert (http://www.lgn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=31345&article_id=108098&psmand=35).

In den letzten Jahren hat sich jedoch eine weitere, kostengünstigere Möglichkeit der Erstellung von Luftbildern mittels Drohnen etabliert (200 bis 300 € für 10 bis 20 Aufnahmen). Die anschließende Datenaufbereitung ist vergleichsweise aufwändig. Vorteil dieser Methode ist jedoch die sehr hohe Auflösung (bis unter 15 cm), die dazu geeignet ist, die Oberflächen von terrestrischen Vegetationseinheiten und deren Veränderung (Erosion, Vegetationswechsel) hochaufgelöst darzustellen.

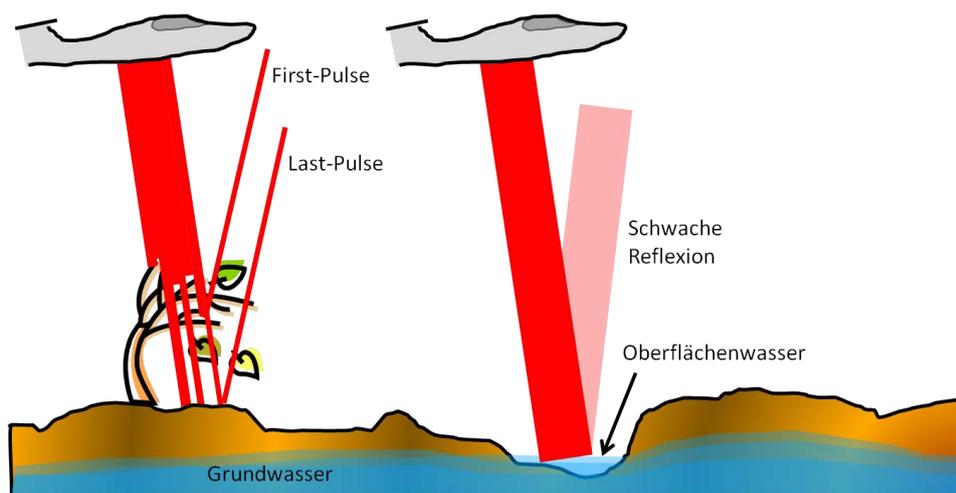


Abbildung 14: Höhenmodelle aus Laserscan-Befliegungen: Schematische Darstellung der Datenerhebung

Bevor eine neue Laserscan-Befliegung für das Projektgebiet in Auftrag gegeben werden sollte, ist es sinnvoll, das entsprechende Landesamt für Vermessung zu kontaktieren, da in vielen Ländern bereits flächendeckend nahezu aktuelle Laserscan-Höhenmodelle vorliegen (siehe Abbildung 15). Diese können gegen vergleichsweise geringe Kosten für das Gebiet erworben werden. Übliche Laserscan-Höhenmodelle haben eine räumliche Auflösung von 0.5 bis 1 m und bieten eine Höhengenaugkeit von ca. 15 cm (Angaben des LGLN Hannover, TILSNER, 2012). Es ist im Einzelfall zu prüfen, ob die bereits erhältlichen Höhenmodelle die für das Projekt erforderliche Aktualität und räumliche Auflösung liefern.

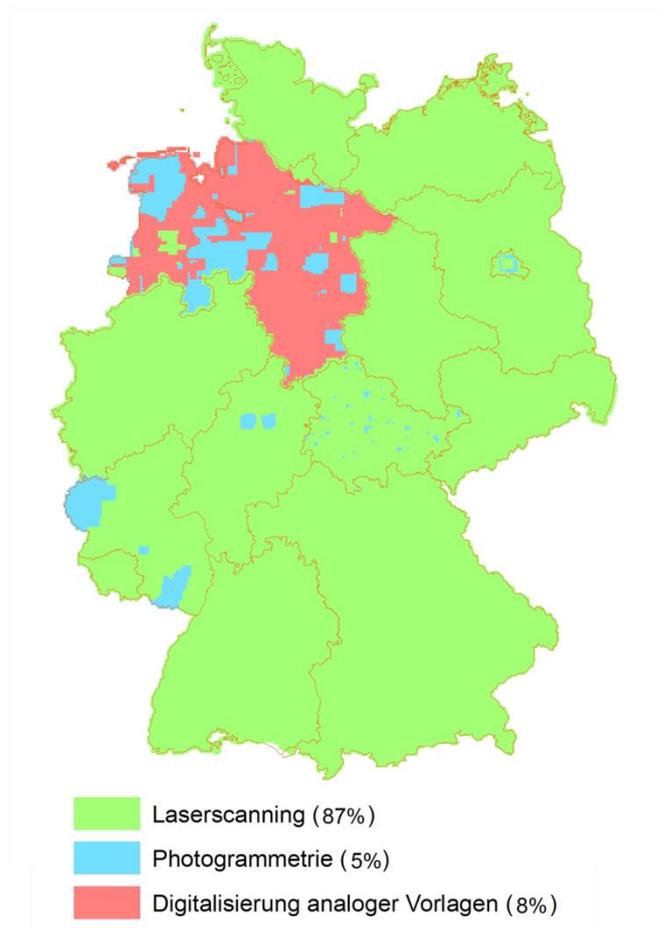


Abbildung 15: Aktuelle Übersicht über die Erfassungsstufen des aktuellen DGM10; Quelle: BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE, Hannover (Stand: Oktober 2014)

Wenn die Geländeoberfläche mit der Grundwasseroberfläche verschnitten werden soll, um eine Grundwasserflurabstandskarte zu erhalten, ist unter Umständen eine Offset-Korrektur notwendig. Über terrestrische Vermessungen an mehreren Punkten sollte das Laserscan-Höhenmodell mit konstantem Offset auf die richtige Höhe gezogen werden. Dies kann stratifiziert nach Vegetationseinheiten (aus Luftbildern oder Vegetationskartierungen zu entnehmen) differenziert durchgeführt werden, wenn genügend Vermessungspunkte vorliegen. Aus eigenen Erfahrungen am Thünen-Institut kann die für das Projektgebiet spezielle Offset-

Korrektur einige Dezimeter betragen. Diese Arbeit entfällt üblicherweise, wenn eine Laserscan-Befliegung direkt für das Projektgebiet durchgeführt wurde und somit das Laserscan bereits auf die richtige Höhe gebracht wurde.

Des Weiteren können mit einem Laserscan-Höhenmodell wichtige Geländepunkte für eine gezielte terrestrische Nachvermessung identifiziert werden (für eine Genauigkeit im cm-Bereich).

4.2.4 Setzen von Festpunkten

Befindet sich kein offizieller Vermessungspunkt in der näheren Umgebung, muss, wie oben erwähnt, für die terrestrische Vermessung und die Höhenkorrektur des Laserscans im Gebiet ein neuer Festpunkt gesetzt werden. Seine Stabilität sollte für die nächsten Jahrzehnte gewährleistet sein. Um Einflüsse einer möglicherweise oszillierenden Mooroberfläche auszuschließen, sollte der Festpunkt mit einem stabilen Metallpflock außerhalb des Moors auf dem mineralischen Untergrund oder auch im Moor im mineralischen Untergrund verankert werden.

4.3 Zustand des Torfkörpers - Bodeneigenschaften

4.3.1 Einleitung und Definitionen

Je nach verwendeter Bodensystematik finden unterschiedliche Kriterien zur Definition eines Moores bzw. eines organischen Bodens Anwendung. Hier werden die „Moore“ nach der in Deutschland gebräuchlichen aktuellen bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005) sowie die international für die Emissionsberichterstattung relevanten „organischen Böden“ nach IPCC (2006) kurz vorgestellt.

Nach IPCC (2006) sind „organic soils“ anhand ihres Gehalts an organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}), ihres Wasserhaushalts und ihrer Mächtigkeit folgendermaßen definiert:

Böden werden zu den **organischen Böden** nach IPCC (2006) gezählt, wenn sie Bedingungen 1 und 2 **oder** 1 und 3 erfüllen:

1. Horizontmächtigkeit ≥ 10 cm. Bei einer Horizontmächtigkeit von ≤ 20 cm muss $\geq 12\%$ C_{org} in der Mischprobe von 0-20 cm sein.
2. Böden, die lediglich über wenige Tage pro Jahr wassergesättigt sind, müssen $> 20\%$ C_{org} enthalten.
3. Böden mit längeren Phasen der Wassersättigung und mindestens folgenden C_{org} Gehalten:
 - 12% C_{org} wenn kein Ton enthalten ist
 - 18% C_{org} bei Tongehalten $> 60\%$
 - einen proportionalen Anteil zwischen $12\text{-}18\%$ C_{org} für Tongehalte von $1\text{-}60\%$

Nach der KA5 werden Horizonte mit $\geq 30\%$ organischer Bodensubstanz (OBS) als „Organische Horizonte (H-Horizonte)“ bzw. Torfe angesprochen. Anmoorige Horizonte (Aa) haben 15-30 % OBS (Abbildung 16).

Neben den unterschiedlichen Grenzen des organischen Bodenkohlenstoffs unterscheiden sich die beiden Systematiken in der Mindestmächtigkeit des organischen Horizonts, der nach KA5 $\geq 30\text{ cm}$ betragen muss. Der Tongehalt und die Dauer der Wassersättigung spielen hier keine Rolle.

Moore haben nach deutscher Bodensystematik (AD-HOC-AG BODEN, 2005) folgende Eigenschaften:

1. Sie sind Böden aus Torfen mit $\geq 30\%$ organischer Substanz.
2. Die Torfhorizonte haben mehr als 30 cm Mächtigkeit.
3. Eine mineralische Überdeckung von $\leq 20\text{ cm}$ Mächtigkeit wird bei der Ansprache des Bodentyps nicht berücksichtigt und nur als Substrat genannt.

Beim Vergleich der beiden Definitionen stellt der Umrechnungsfaktor von dem, der IPCC-Definition zu Grunde liegendem, organischen Bodenkohlenstoff (C_{org}) und der in der KA5 verwendeten organischen Bodensubstanz (OBS) eine Unsicherheit dar. Hier wird der nach KA5 für Torfe zu verwendende Faktor 2 zu Grunde gelegt. Dieser Faktor kann aber je nach Torfart im Mittel zwischen 1,93 und 2,05 variieren (KLINGENFUß et al., 2014). Für Mineralböden veranschlagt die KA5 einen Faktor von 1,72, so dass bei Verwendung dieses Faktors die Grenzen zwischen „organic soils“ und Mineralböden nicht bei 24% bzw. 36% OBS, sondern bei 21% bzw. 31% OBS lägen. Entsprechend liegt bei einer Verwendung des Umrechnungsfaktors für Mineralböden die Untergrenze der Anmoore zwischen 7,5 und 8,7% C_{org} (Abbildung 16).

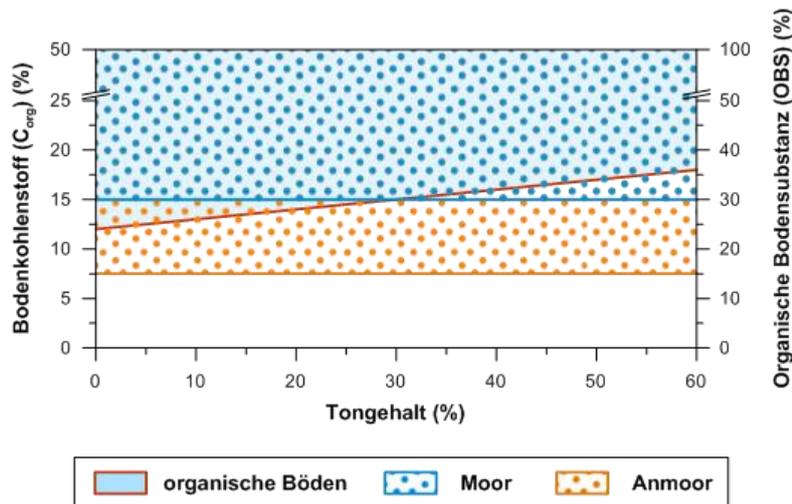


Abbildung 16: Definition der „organic soils“ nach IPCC (2006) sowie von Moor- und Anmoorhorizonten nach KA5; den Achsen wurde ein Umrechnungsfaktor von 2,0 zwischen Bodenkohlenstoff (C_{org}) und organischer Bodensubstanz (OBS) zu Grunde gelegt; die unterschiedlichen Mindestmächtigkeiten der organischen Horizonte sind in der Abbildung nicht enthalten

Böden aus Torfen mit einer Mächtigkeit von insgesamt ≥ 30 cm werden nach KA5 als Moore bezeichnet; bei einer geringeren Mächtigkeit (10-30 cm) spricht man von Moorgleyen oder Stagnogleyen. Anmoorige Horizonte an der Geländeoberfläche treten v.a. bei Anmoorgleyen, -stagnogleyen und -pseudogleyen auf. Eine eindeutige Übersetzung zwischen IPCC-Definition und KA5 ist nicht möglich. Folgende Bodentypen nach KA5 stellen die beste Annäherung an die IPCC-Definition dar:

- alle Bodentypen der Abteilung Moore,
- alle Moor- und Anmoorgleye,
- Hochmoor-, Niedermoor- und Anmoorstagnogleye,
- Anmoorpseudogleye,
- des Weiteren können Sandmisch- und Sanddeckkulturen je nach C_{org} -Gehalt und Mächtigkeit der Sanddecke den IPCC-Kriterien entsprechen.

Auch wenn die Böden mit anmoorigen Bildungen gemäß deutscher Bodensystematik zum Teil geringere C_{org} -Gehalte aufweisen als nach IPCC (2006) für organische Böden gefordert, sollten sie im Rahmen von Klimaschutzbemühungen aufgrund der dennoch großen Schnittmenge und der nachweislich hohen CO_2 -Emissionen (EICKENSCHIEDT et al., 2015; LEIBERSAUHEITL et al., 2014) wie „echte“ organische Böden behandelt werden.

Die relevanten Bodentypen sind in unterschiedlichem Detaillierungs- bzw. Aggregierungsgrad in Bodenkarten enthalten. Während eindeutige Fälle (wenig degradierte Torfe) problemlos im Feld angesprochen werden können, ist bei stark degradierten Torfen, Anmooren, Sandmischkulturen und ähnlichen Grenzfällen wie Sandbeimengungen eine Bestimmung des Bodentyps bzw. die Zugehörigkeit zur Kategorie „Organische Böden“ nur durch Laboranalysen zu klären.

Im Folgenden werden die wichtigsten Messmethoden für physikalische und chemische Torfeigenschaften vorgestellt sowie Vor- und Nachteile verschiedener Methoden dargelegt. Tabelle 13 fasst die für die Beurteilung der Rahmenbedingungen und der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL) notwendigen Indikatoren sowie deren Kosten und Anforderungen an den Anwender zusammen; Details und Angaben zur Anwendbarkeit der verschiedenen Methoden finden sich in den folgenden Teilkapiteln sowie Tabelle 15 und Tabelle 16 (physikalische Torfeigenschaften).

Tabelle 13: Zuordnung zwischen den im Teilkapitel „Boden“ erläuterten Messgrößen und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL). G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), ✓: zutreffend, (✓): zum Teil bzw. je nach Kenntnisstand des Bearbeiters zutreffend

Boden	ÖL-Bereich + Genauigkeitsstufe						Zeitpunkt	Skala			Spezialisierung			Kosten				
Indikatoren	Flora	Fauna	Wasserqualität	Klima	Planung	Vernässung	Rahmenbedingungen	Projektplanung	Erfolgsmonitoring	Punkt	Teilgebiet	Projekt	Freiwillige	Projektmitarbeiter	Spezialisten	gering	mittel	teuer
<i>Bodenkundliche Aufnahme</i>																		
Torfarten			G1		G1	G1		✓		✓			(✓)	✓		✓		
Muddearten			G1		G1	G1		✓		✓			(✓)	✓		✓		
Zersetungsgrad			G1-G2		G1			✓		✓			(✓)	✓		✓		
Torfmächtigkeit				G1-G3	G1			✓	✓	✓			✓	(✓)		✓		
<i>Physikalische Torfeigenschaften</i>																		
Trockenrohdichte				G2-G3	G3			✓	✓	✓			✓			✓		
gesättigte hydraulische Leitfähigkeit					G1	G1		✓		✓			✓	✓		✓	✓	
ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit					G3			✓		✓				✓			✓	✓
Retentionseigenschaften					G3			✓		✓				✓			✓	✓
<i>Chemische Torfeigenschaften</i>																		
Organischer Bodenkohlenstoff (C _{org})				G2-G3				✓	✓	✓				✓			✓	
Stickstoff				G3				✓	✓	✓				✓			✓	
pH-Wert			G2		G1			✓	✓	✓			✓	✓		✓		
Eisen			G2		G1			✓		✓				✓			✓	✓
Phosphor			G2		G3			✓	✓	✓				✓			✓	✓

4.3.2 Bodenkundliche Aufnahme

Nach deutscher Bodensystematik erfolgt die bodenkundliche Aufnahme nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC AG BODEN, 2005). Ziel ist die Charakterisierung des Standorts und das Verständnis bodenbildender Prozesse, die sich in spezifischen Bodenhorizonten niederschlagen. Dies erfolgt nach Aufnahme verschiedener Parameter im Gelände (z. B. Textur, Substrat, Gefüge, Humusgehalt, hydromorphe Merkmale und Carbonatgehalt). Bei Grenzfällen (z. B. im Gehalt an organischer Bodensubstanz) kann erst nach Laboranalytik eine definitive Entscheidung über die Horizontausweisung getroffen werden.

Torfhorizonte werden mit H bezeichnet; vorangestellte Kleinbuchstaben geben Auskunft über geogene Prozesse, nachgestellte Kleinbuchstaben über pedogene Prozesse. Beispielsweise steht ein vorangestelltes „h“ für Hochmoortorfe und ein „n“ für Niedermoortorfe. Beispiele für wichtige pedogene Merkmale bei Torfen sind „vererdet“ (v), „zeitweilig grundwassererfüllt“ (w) und „reduziert“ (r). Aus einer charakteristischen Abfolge der Horizonte ergibt sich der Bodentyp wie z. B. „Erdniedermoor“. Die Bodentypen können weiter in Subtypen und Varie-

täten unterteilt werden. Den Bodentypen übergeordnet sind die Klassen „Naturnahe Moore“ und „Erd- und Mulmmoore“ sowie schließlich die übergreifende Abteilung „Moore“. Detailliertere Klassifikationsansätze als in der KA5 werden in SUCCOW & JOOSTEN (2001) beschrieben.

Grundsätzlich ist es sinnvoll, die Torfmächtigkeit (Moorbohrer, Pürckhauer) zu bestimmen.

4.3.2.1 Torfarten

Im Gegensatz zu Horizonten, die pedogenetische Prozesse in den Vordergrund stellen, bezeichnen Torfarten (oder Substrate) den botanischen Ursprung des Torfs. Im ständig wassergesättigten Bereich ist die Ansprache der Torfarten entscheidend, da dort die KA5 häufig keine Ausdifferenzierung der Horizonte mehr vorsieht. Substrate geben Aufschluss über die Moorentstehung und -entwicklung, den hydrogenetischen Moortyp und damit Hinweise für mögliche Wiedervernässungsstrategien. Daneben weisen unterschiedliche Substrate charakteristische hydraulische Eigenschaften auf; Schilftorfe haben beispielsweise aufgrund ihrer Schichtung eine hohe laterale hydraulische Leitfähigkeit.

Wichtige Torfarten im Hochmoor sind:

- Bleichmoostorf (Sphagnumtorf, Torfmoostorf): Sphagnen sind die wichtigsten Torfbildner in Hochmooren. Torfmoostorfe sind gelblich bis rötlich-braun und häufig locker gelagert.
- Wollgrastorf: Die braunen, zähen und strohigen Faserbündel (meist *Eriophorum vaginatum*) durchziehen meist eine Matrix aus Torfmoostorf und sind sehr zersetzungsresistent.
- Blasenbinsentorf: Flachgedrückte Rhizome von *Scheuchzeria palustris* mit behaarten Knoten, meist in einer Torfmoostorfmatrix.
- Reisertorf: Torfart mit mindestens 15% Zwergstrauch-Resten; selten vorkommend.

Im Niedermoorbereich kommen in Deutschland im Wesentlichen vor:

- Radizellentorf: Grob- und Feinseggentorfe bestehen aus dem Wurzelfilz und Pflanzenresten von Groß- bzw. Kleinseggenrieden in einer braunen, eher strukturlosen Matrix. Der Großteil der Torfmasse besteht aus feinen Wurzelfragmenten (Radizellen).
- Schilftorf: Häufig gelbliche Rhizome von *Phragmites australis* in einer meist strukturlosen Matrix mit H₂S-Geruch, teilweise mit mineralischen Beimengungen oder Mudeanteilen.
- Schachtelhalmtorf: Schwarze oder dunkelrot-braune Reste von *Equisetum fluviatile* in einer braunen, stark zersetzten Matrix aus Seggen und Röhrichtpflanzen.
- Fieberkleetorf: Sehr selten, meist stark zersetzt, mit linsenförmigen rötlich-braunen Samen.
- Schneidriedtorf: Seltene Torfart mit Stengelbasen von *Cladium mariscus* in brauner, strukturloser Grundsubstanz.

- Holztorfe: Erlen-, Kiefern- und Birkentorfe. Die letzten beiden Torfarten treten auch in Übergangsmooren auf.
- Laubmoostorfe: Laubmoos- oder Braunmoostorfe treten auch in Übergangsmooren auf.

Neben diesen Haupttorfbildnern können zahlreiche Beimengungen weiterer Pflanzenreste auftreten. Stark zersetzte Torfe, deren botanischer Ursprung nicht mehr festgestellt werden kann, werden als amorphe Torfe bezeichnet. Die oben aufgeführte Beschreibung und Einteilung nach bodenkundlicher Kartieranleitung ist stark vereinfacht. Einen hervorragenden Überblick über Torf- und Muddearten bieten die „Steckbriefe Moorsubstrate“ (MEYER-UHLHERR et al., 2015), die auch online unter <http://www.mire-substrates.com> zur Verfügung stehen.

4.3.2.2 Muddearten

Im Gegensatz zu Torfen sind Mudden limnisch abgelagerte Sedimente. Insbesondere Kalk- und Organomudden haben häufig sehr niedrige hydraulische Leitfähigkeiten. Daher ist Wissen über ihr Vorkommen entscheidend für die Beurteilung der Moorhydrologie. Die bodenkundliche Kartieranleitung unterscheidet organo-mineralische Mudden (5-30 % OBS: Sand-, Schluff, Ton-, Diatomeen- und Kalkmudden) und organische Mudden (> 30 % OBS: Leber-, Torf- und Detritusmudden). Detailliertere Informationen zu Eigenschaften, Klassifikationsansätzen und Ansprache finden sich in CHMIELESKI (2006), MEYER-UHLHERR et al. (2015) und STEGMANN et al. (2001).

4.3.2.3 Zersetzungsgrad nach VON POST

Der Zersetzungsgrad gibt Aufschluss über das Ausmaß des Abbaus der torfbildenden Vegetation und ist ein wertvoller Proxy sowohl für bodenphysikalische Eigenschaften als auch für die Wahrscheinlichkeit von Stoffausträgen (gelöster organischer Kohlenstoff, Phosphor) nach Wiedervernässung.

Die Bestimmung des Zersetzungsgrades nach VON POST (1924) erfolgt an feldfrischen Proben nach Tabelle 14 (AD-HOC AG BODEN, 2005). Auch wenn die Bestimmung mittels Quetschprobe einem gewissen Maß an Subjektivität unterliegt, ist es bisher nicht gelungen, einen analytisch einfach bestimmbaren Parameter zur Charakterisierung des Zersetzungsgrades zu entwickeln.

Tabelle 14: Bestimmung des Zersetzungsgrades (AD-HOC AG BODEN, 2005, VON POST, 1924)

Merkmale trockener Torfe			Merkmale feuchter, grubenfrischer Torfe			
ZG	Farbe	strukturierte Pflanzenreste im Torf	Pflanzenstrukturen im Torf	beim Quetschen zwischen den Fingern hindurchgehend	Rückstand nach dem Quetschen	
H1	weißlich bis gelblich	einzigere erkennbarer Torfbestandteil	deutlich	farblose, klares	Wasser	nicht breiartig
H2	ziemlich hellbraun			schwach gelbbraunes, fast klares		
H3	dunkelbraun			braunes, deutlich trübes		
H4				braunes, stark trübes		
H5		nahezu einziger		etwas Torfsubstanz, stark trübes		etwas breiartig
H6		über 2/3	etwas undeutlich	etwa 1/3 der	Torfsubstanz	stark breiartig
H7	ziemlich dunkel bis schwarz	etwa 1/2	noch einigermaßen erkennbar	etwa 1/2 der		Pflanzenstrukturen deutlicher als vorher aus besonders widerstandsfähigen Resten (z.B. Fasern, Holz)
H8		etwa 1/3	sehr undeutlich	etwa 1/3 der		
H9		nur sehr wenig	fast nicht mehr erkennbar	fast die gesamte		
H10		keine pflanzlichen Strukturen	nicht mehr erkennbar	die gesamte	kein Rückstand	

Bei der Anwendung von Tabelle 14 gilt zu beachten (MEIER-UHLHERR, 2015; AD HOC-AG BODEN, 2005):

- Nur gleichartige Torfe besitzen bei gleicher Zersetzung die gleiche Farbe. Das Merkmal „Farbe trockener Torfe“ wurde mit Fokus auf Hochmoore mit naturgemäß hellen Torfmoostorfen entwickelt. In Niedermooren können auch sehr schwach zersetzte Torfe dunkel gefärbt sein.
- **Tabelle 14** gilt streng genommen nur für primäre im Zuge des Moorbewachstums abgelagerte Torfe und nicht für infolge von Entwässerung sekundär zersetzte Torfe. Sie wird dennoch häufig auch für diese angewendet.
- Für holzhaltige Torfe wird der Zersetzungsgrad der Grundsubstanz, nicht der Holzbestandteile angegeben.
- Bei „muddigen“ Torfen ist der Muddeanteil bei der Quetschprobe zu ignorieren, da ansonsten das durch die Finger hindurchgehende Material eine höhere Zersetzung vortäuschen kann.

4.3.3 Physikalische Torfeigenschaften

Für die Bestimmung physikalischer Torfeigenschaften mit Labormethoden ist eine Entnahme von Proben mit einem definierten Volumen notwendig. Dies geschieht in der Regel mit Stechzylindern. Zur Bestimmung der Trockenrohddichte können – insbesondere an dichter gelagerten Standorten – auch Rammkernsonden zum Einsatz kommen. Liner- und Schlauchsonden sind in diesem Falle besser geeignet als Klappsonden, bei denen mit Probenverlusten und starken Stauchungen zu rechnen ist (WALTER et al., 2016). Bei allen Sondentypen ist eine sorgfältige Stauchungs- und Streckungskorrektur notwendig (WALTER et al., 2016).

Die Entnahme von Stechzylindern erfolgt üblicherweise aus der Wand eines Bodenprofils. Wenn die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt werden soll, muss je nach Fragestellung entschieden werden, ob die Proben horizontal oder vertikal entnommen werden sollen, da die hydraulische Leitfähigkeit z.B. bei Schilftorfen richtungsabhängig („anisotrop“) sein kann. Desweiteren sind folgende Punkte zu beachten:

- Aufgrund der Heterogenität des Bodens und der hohen Variabilität der bodenhydraulischen Eigenschaften z.B. durch präferenzielle Fließpfade (Regenwurmgänge, ehemalige Trockenrisse) sollten mindestens 3 Proben pro Bodenhorizont entnommen werden, zur Bestimmung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit eher mehr.
- Vor dem Einschlagen der Stechzylinder sollte die Bodenoberfläche geglättet werden.
- Zur Vermeidung struktureller Störungen sollte das Einschlagen der Stechzylinder möglichst schonend (Gummihammer) erfolgen. Probenahmeartefakte z.B. entlang der Stechzylinderwand können zu sehr großen Ungenauigkeiten insbesondere bei der Messung der hydraulischen Leitfähigkeit führen.
- Die eingeschlagenen Stechzylinder sollten erschütterungsarm ausgegraben werden und überstehendes Material vorsichtig glattgeschnitten (Brotmesser, Schere) werden. Wenn die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt werden soll, ist das „Verschmieren“ von Poren zu vermeiden.
- Die Größe der Stechzylinder sollte so gewählt werden, dass ein repräsentatives Bodenvolumen erfasst wird, welches die Bodenstruktur adäquat darstellt. Aufgrund der hohen Heterogenität von Torfen empfehlen sich generell möglichst große Stechzylinder, allerdings dauern Versuche, die ein hydraulisches Gleichgewicht innerhalb der Probe benötigen, bei größeren Proben länger.

4.3.3.1 Trockenrohddichte

Die Trockenrohddichte ρ_d ist die Masse trockenen Bodens (m_s) pro Volumen (V):

Gleichung 1:

$$\rho_d = \frac{m_s}{V}$$

Die Trockenrohddichte wird anhand von ungestörten Bodenproben mit definiertem Volumen bestimmt, die bei 60°C bis zur Massekonstanz getrocknet und dann gewogen werden.

Die Trockenrohichte von Torfen ist aufgrund von Schrumpfungs- und Zersetzungsprozessen sehr variabel und steigt mit sinkenden C_{org} -Gehalten sowie höheren Zersetzungsgraden (Abbildung 17).

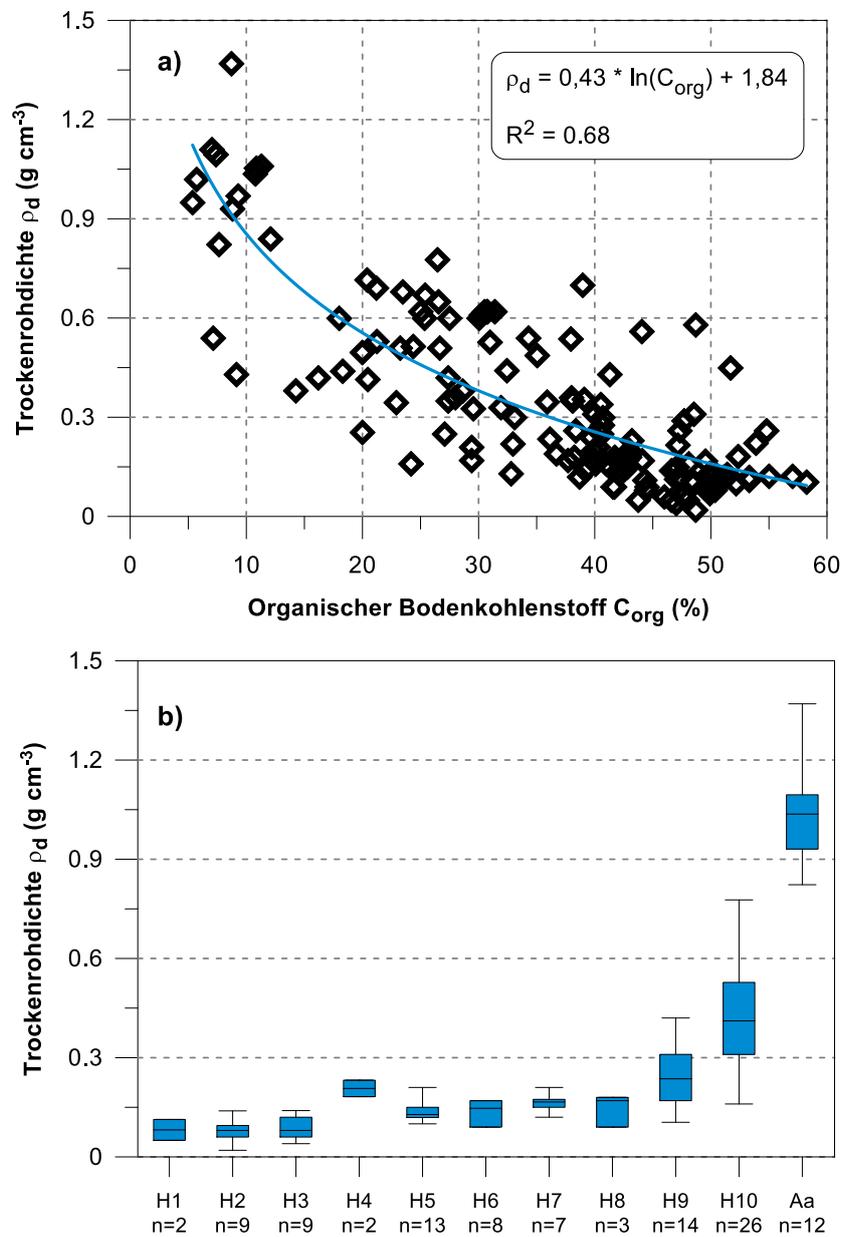


Abbildung 17: Zusammenhang zwischen Trockenrohichte und C_{org} (a) bzw. Zersetzungsgrad nach von Post (b) Aa: Anmoorige Substrate mit weniger als 30 % organischer Bodensubstanz (Daten: BEYER et al. (2015), BEYER & HÖPER (2014), FRANK et al. (2014), HÖLL et al. (2009), KECHAVARZI et al. (2010), LEIBER-SAUHEITL et al. (2014), LEIFELD et al. (2011), OLESCZUK et al. (2010), REDDING & DEVITO (2006), SCHINDLER & MÜLLER (2010), SCHWÄRZEL et al. (2002), TIEMEYER et al. (2007))

Anhand dieser Parameter kann p_d auch für gestörte Proben (Bohrstock, Moorbohrer) geschätzt werden. Die Unsicherheit ist aber vor allem bei stark gestörten Torfen sehr hoch. Bei der Berechnung von Kohlenstoffvorräten und bei der Anwendung der Sackungsmethode (Kapitel 4.7.6) ist p_d ein entscheidender Parameter, der die Unsicherheit des Ergebnisses häufig stärker beeinflusst als die analytische Genauigkeit bei der Messung des Kohlenstoffgehalts. Vor allem bei Anwendung der Sackungsmethode sollte p_d gemessen und nicht aus Hilfsgrößen abgeleitet werden.

4.3.3.2 Hydraulische Leitfähigkeit

Die hydraulische Leitfähigkeit (auch Filtrationskoeffizient oder Durchlässigkeitsbeiwert genannt) beschreibt die Fähigkeit eines Bodens Wasser zu leiten. Zusammen mit dem hydraulischen Gradienten können mit ihr Fließraten berechnet werden. Dabei gilt im gesättigten Bereich (Grundwasser, wassergesättigter Torfkörper) die Darcy-Gleichung (DARCY, 1856) und im ungesättigten Boden die Richards-Gleichung (RICHARDS, 1931).

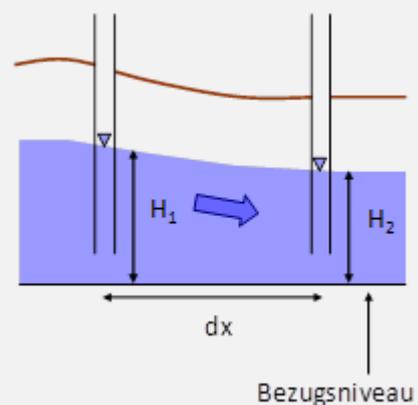
Das Darcy-Gesetz

Das Darcy-Gesetz ist *die* fundamentale Gleichung der Boden- und Geohydrologie und beschreibt den Zusammenhang zwischen Fließrate q , hydraulischer Leitfähigkeit bei Sättigung K_s und hydraulischem Gradienten $grad H$:

$$q = -K_s \times gradH = -K_s \times \frac{H_2 - H_1}{dx}$$

Die Skizze visualisiert die Berechnung des hydraulischen Gradienten am Beispiel eines horizontalen Wasserflusses. Das Darcy-Gesetz ist aber ebenso für vertikalen Fluss (z.B. durch eine stauende Muddeschicht) gültig.

Für ungesättigte Bedingungen setzt sich die Druckhöhe (H) aus Saugspannung und Lagepotenzial (Höhe über Bezugsniveau) zusammen und statt K_s wird die Leitfähigkeitsfunktion K_u verwendet (Richards-Gleichung).



Die hydraulische Leitfähigkeit hängt maßgeblich von der Struktur des Torfes, der Porengrößenverteilung und ihrer Form sowie der Verbindung der Poren untereinander ab (REYNOLDS et al., 2002a). Es wird zwischen gesättigter (K_s) und ungesättigter Leitfähigkeit (K_u) unterschieden. K_s beschreibt die Leitfähigkeit des wassergesättigten Bodens (Grundwasser, wassergesättigter Torfkörper). Die hydraulische Leitfähigkeit unter ungesättigten Verhältnissen im Porenraum wird als Funktion in Abhängigkeit von der Saugspannung oder vom Wassergehalt beschrieben. K_u nimmt mit zunehmender Saugspannung bzw. abnehmendem Wassergehalt des Bodens ab.

Für die Moorhydrologie ist die hydraulische Leitfähigkeit von entscheidender Bedeutung. Sie steuert maßgeblich wasserhaushaltsrelevante Größen wie Infiltration, Grundwasserneubildung, Evapotranspiration, Gebietszufluss und -abfluss. Dadurch ist sie neben den klimatischen Randbedingungen, den Wasserretentionseigenschaften des Bodens sowie den anthropogenen Einflüssen ein wichtiger Standortfaktor für die Wasserverfügbarkeit und die damit verbundene Ausprägung der Vegetation.

Kenntnisse über die hydraulische Leitfähigkeit sind für eine präzise Bewertung des derzeitigen und zukünftigen Moorwasserhaushalts sowie für die Erstellung von Bodenwasser-, Grundwasser- und Wasserhaushaltmodellen unerlässlich. Diese Modelle können wiederum in vielen Bereichen wichtige Hinweise liefern und Fragestellungen beantworten:

- Planung, Durchführung und Überprüfung von Wiedervernässungsmaßnahmen,
- Optimierung des Wassermanagements,
- Dimensionierung von hydrologischen Pufferzonen,
- Abschätzung von Fließrichtung und -geschwindigkeit,
- Berechnung der Ausbreitung von Nähr- und Schadstoffen im Grundwasser,
- Abschätzung der Regenerationsfähigkeit eines Moores bei aktuellen Zu- und Abflüssen,
- Berechnung von Dränabständen für Ent- oder Bewässerungszwecke,
- Planung und Umsetzung torf- und klimafreundlicher Moornutzung.

In Abhängigkeit von Moortyp, Ausgangssubstrat, Genese, Entwässerungshistorie und Degradierung variiert die hydraulische Leitfähigkeit von Mooren stark. Abbildung 18 stellt die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus einer Vielzahl von Literaturwerten für Hoch- und Niedermoores für verschiedene Zersetzungsgrade dar. Dabei werden besonders folgende Aspekte deutlich:

- Mit zunehmendem Zersetzungsgrad (VON POST & GRANLUND, 1926) des Torfes nimmt der K_s -Wert erheblich ab. Anhand dieses Datensatzes konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen Hoch- und Niedermoores festgestellt werden.
- Die Variabilität innerhalb eines Zersetzungsgrades ist bedingt durch die hohe Variabilität sowohl innerhalb eines Moores als auch zwischen verschiedenen Substraten. Darüber hinaus kann die hydraulische Leitfähigkeit auch methodisch bedingt (unterschiedliche Feld- und Labormethoden) stark variieren.
- Naturnahe Moore zeigen ein typisches Tiefenprofil der K_s -Werte mit sehr hohen Leitfähigkeiten nahe der Oberfläche, die mit der Tiefe schnell abnehmen. Dies trägt zur hydrologischen Selbstregulation der Moore bei (EDOM, 2001).
- Niedrige hydraulische Leitfähigkeiten stark degradiertes Torfes erschweren die Wiedervernässung, insbesondere mittels Grabenanstau.

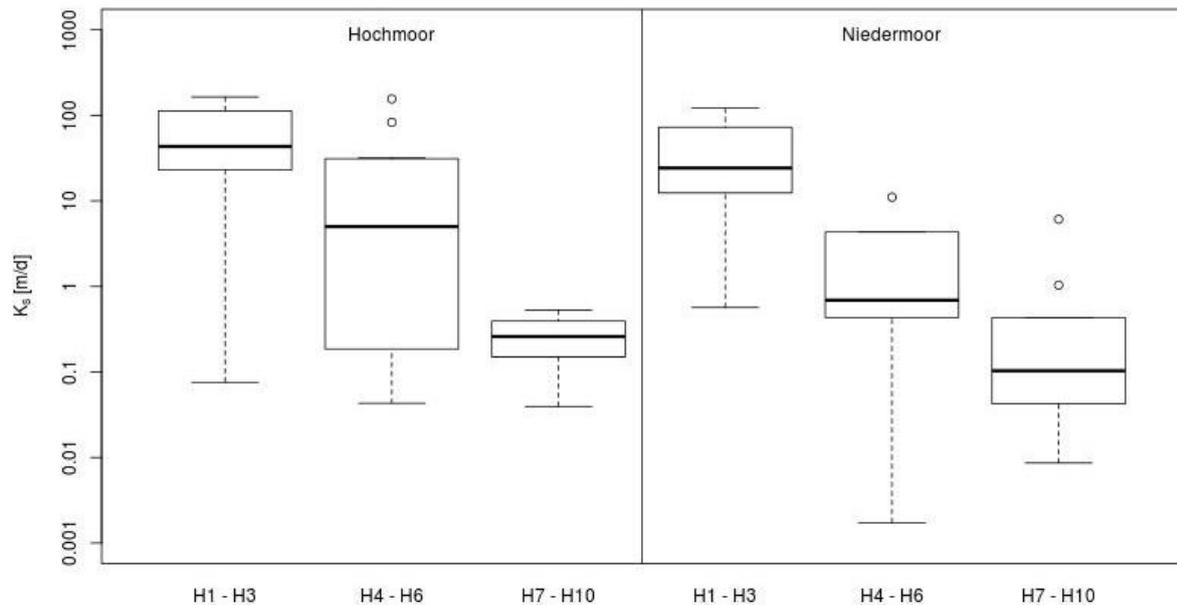


Abbildung 18: Abhängigkeit der gesättigten Leitfähigkeit (K_s) vom Zersetzungsgrad (VON POST H1-3, VON POST H4-6 und VON POST H7-H10) und Moortyp (Daten: BAIRD (1997), BARTELS & KUNTZE (1973), BOELTER (1965), DETTMANN et al. (2014), GAFNI (1986), HEMOND & CHEN (1990), IVANOV (1981), INGRAM et al. (1975), IRWIN (1968), LETTS et al. (2000), MAGNUSSEN (1994), RADFORTH (1977), ROMANOV (1968), RONKANEN & KLØVE (2005) und SCHWÄRZEL et al. (2006a))

Aufgrund der hohen Variabilität der hydraulischen Leitfähigkeit ist eine Ableitung aus Literaturwerten für standortbezogene Fragestellungen sehr unsicher. Eine Verwendung der Literaturwerte ist für die meisten räumlichen Skalen kritisch zu sehen. Für grobe Abschätzungen und für großskalige Anwendungen können sie jedoch gute Hinweise liefern.

Für eine experimentelle standortspezifische Bestimmung gibt es eine Vielzahl von verschiedenen Methoden, die sich in Genauigkeit, Skala und Messaufwand stark unterscheiden (DURNER & LIPSIVS, 2005).

Generell muss zwischen Labormethoden und Feldmethoden sowie zwischen direkten und indirekten Ansätzen unterschieden werden (Abbildung 19). Wie der Name schon sagt, wird bei der direkten Bestimmung der Zielparame-ter direkt gemessen. Dies ist für die gesättigte Leitfähigkeit vergleichsweise einfach möglich und für die ungesättigte Leitfähigkeit aufwendiger. Die direkte Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit beruht unabhängig von der Methode auf der Darcy-Gleichung, mit der die Leitfähigkeit aus Fließrate, Fließquerschnitt und Gradient berechnet wird.

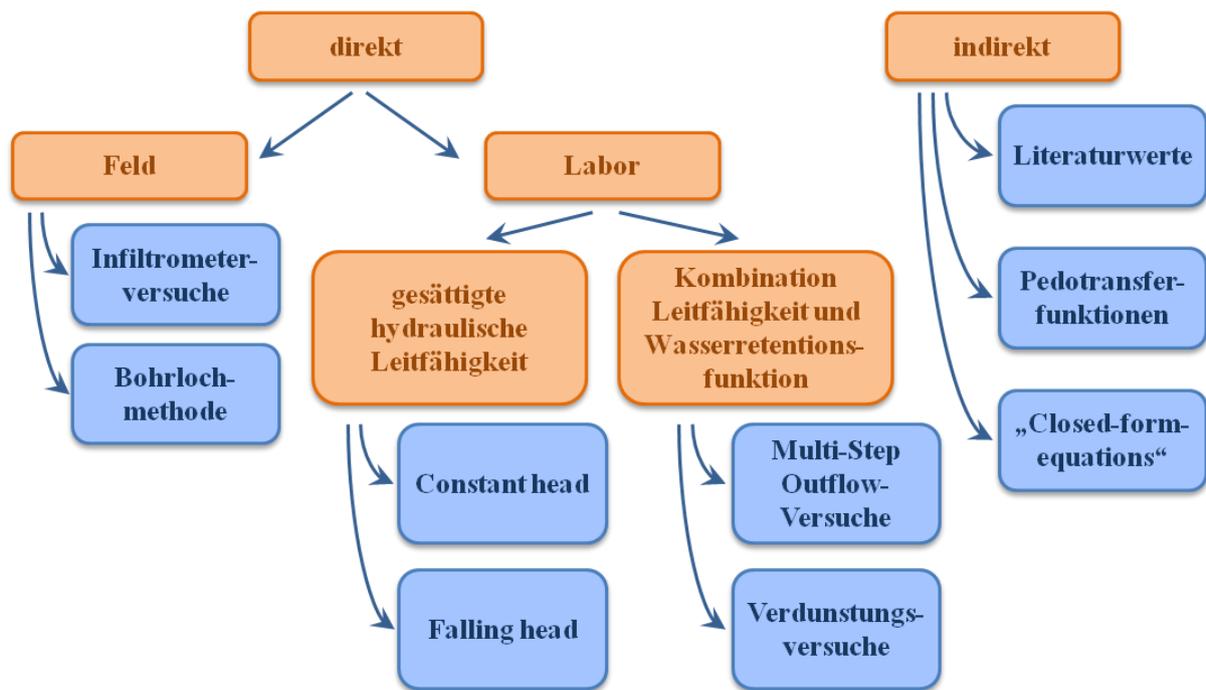


Abbildung 19: Übersicht über Methoden zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit

Labormethoden

Für die Labormessungen werden „ungestörte“ Stechzylinderproben im Feld entnommen und die Messung wird in kontrollierter Umgebung mit genauer Steuerung der Randbedingungen im Labor durchgeführt. Ein Nachteil der Labormethoden ist die Störung des Bodens durch die Probenahme und das kleinere Probenvolumen. Da die Probenahme häufig die größten Messfehler verursacht, muss sie mit größter Sorgfalt durchgeführt werden (siehe dazu Kapitel 4.3.3). Vor der Messung der hydraulischen Leitfähigkeit müssen die Proben aufgesättigt werden. Hierbei sollte nach REYNOLDS (2002a) folgendes beachtet werden:

- Zur Verhinderung von Lufteinschlüssen in den Poren sollten die Proben langsam von unten aufgesättigt werden (BOHNE, 2005).
- Hydraulische Leitfähigkeiten sind abhängig von der Temperatur und sollten über eine Referenztemperatur korrigiert werden.
- Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers beeinflusst den K_s -Wert. Daher empfiehlt es sich entweder Wasser aus dem Gebiet oder ähnliches Wasser bezüglich der elektrischen Leitfähigkeit zu verwenden. In den meisten Fällen hat sich Leitungswasser als gute Approximation erwiesen. Deionisiertes Wasser sollte nicht verwendet werden.

Nach der Aufsättigung erfolgt die eigentliche Messung. Zwei klassische Labormethoden für die Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Labor sind die „constant head“ und „falling head“ Methode.

„Constant head“: Über einen passenden Probenaufsatz wird mit Hilfe einer Mariotte’schen Flasche ein konstanter Überstau an der Stechzylinderoberkante eingestellt. Der Zufluss wird über die Vorratsänderung in der Mariotte’schen Flasche und der Ausfluss über Wägung er-

mittelt. Bei stationärem Zu- und Abfluss kann die hydraulische Leitfähigkeitsmessung des Gesamtsystems erfolgen (DURNER & IDEN, 2011). Mit der "constant head" Methode können in etwa K_s -Werte von 1000 bis $0,01 \text{ m d}^{-1}$ gemessen werden (REYNOLDS et al., 2002a), was nach Abbildung 18 für die meisten Torfe ausreicht. Alternativ können Haubenpermeameter zum Einsatz kommen (Abbildung 20). Bei diesen werden die Proben in eine wassergefüllte Wanne gesetzt und über an den Stechzylinderköpfen angebrachte Hauben und Schläuche ein konstanter hydraulischer Gradient eingestellt (BOHNE, 2005). Die Berechnung des K_s -Wertes erfolgt auf Basis des Darcy-Gesetzes über die Fließrate und den eingestellten hydraulischen Gradienten *grad H*. Vorteile dieser Methode sind, dass der Gradient zum einen sehr klein sein (weniger Störung des Porenraums) und zum anderen dem Probenmaterial angepasst werden kann.

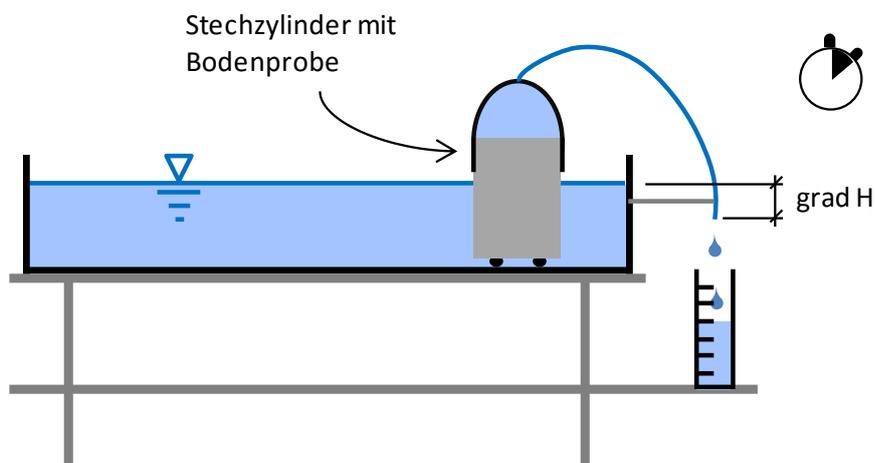


Abbildung 20: Prinzip der Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_s -Wert) mittels Haubenpermeameter (nicht maßstabsgetreu)

„*Falling head*“: Auf den Stechzylinder wird ein Aufsatz gesetzt, welcher mit einer Bürette verbunden ist. Durch das vollständig gesättigte System fließt das Wasser bei abnehmender Druckhöhe in der Bürette mit abnehmender Geschwindigkeit durch die Bodenprobe bis die Durchflussrate gegen Null geht. Die Auswertung erfolgt mit der kumulativ ausgelaufenen Wassermenge und dem zeitlichen Verlauf der Druckhöhendifferenz in der Bürette (DURNER & IDEN, 2011). Diese Näherungsmethode ist eher für niedrige Leitfähigkeiten geeignet.

Im Gegensatz zur Messung des K_s -Wertes ist die Messung von K_u -Werten vergleichsweise schwierig. Durch sogenannte „unit-gradient“ Experimente können K_u -Werte zu verschiedenen eingestellten Unterdrücken gemessen werden. Da sich die Einstellung der Gradienten meist als sehr schwierig gestaltet, ist diese Methode größtenteils durch instationäre Fließexperimente ersetzt worden, mit denen die ungesättigte Leitfähigkeit und die Wasserretentionseigenschaften des Bodens simultan gemessen werden. Darunter fallen „Verdunstungsversuche“ (WIND, 1968; SCHINDLER, 1980) und „Multi-step-outflow“ Versuche (VAN DAM et al., 1994; HOPMANS et al., 2002). Eine genauere Beschreibung erfolgt im Kapitel 4.3.3.3 (Retentionseigenschaften).

Feldmethoden

Feldmessungen der hydraulischen Leitfähigkeit lassen sich in „Infiltrationsmethoden“ und „Bohrlochmethoden“ unterscheiden und werden üblicherweise mit Infiltrometern bzw. an Brunnen oder Bohrlöchern durchgeführt. Im Vergleich zu Laborversuchen ist mit einem deutlich höheren Anteil an Lufteinschlüssen im Porensystem des Bodens zu rechnen. Daher bezeichnet man die durch Feldmessungen bestimmte hydraulische Leitfähigkeit als feldgesättigte hydraulische Leitfähigkeit. Die mit diesen Methoden bestimmte Leitfähigkeit ist somit als repräsentativ für Feldbedingungen anzusehen, was ein Vorteil für die spätere Anwendung ist. Des Weiteren sind Werte aus Feldmethoden oft aussagekräftiger, weil bei ihnen ein größeres Bodenvolumen gemessen wird.

„Infiltrometer“: Es gibt eine Vielzahl unterschiedlicher Infiltrationsmethoden bei denen primär die Infiltrationsrate bei gegebenem Überstau oder gegebener Saugspannung („Tensionsinfiltrometer“) gemessen und daraus die hydraulische Leitfähigkeit berechnet wird. Ausführliche Beschreibungen befinden sich in REYNOLDS et al. (2002b) und DURNER & LIPSIVS (2005).

Üblicherweise wird durch einen konstanten Überstau oder durch eine konstante Tension ein quasistationärer Fluss herbeigeführt. Für die Messung des K_s -Wertes werden hierfür oft Ringinfiltrometer verwendet. Lateraler Wasserfluss bei der Infiltration erschwert die Auswertung solcher Versuche. Daher empfiehlt sich der Einsatz eines Doppelringinfiltrometers (Abbildung 21).

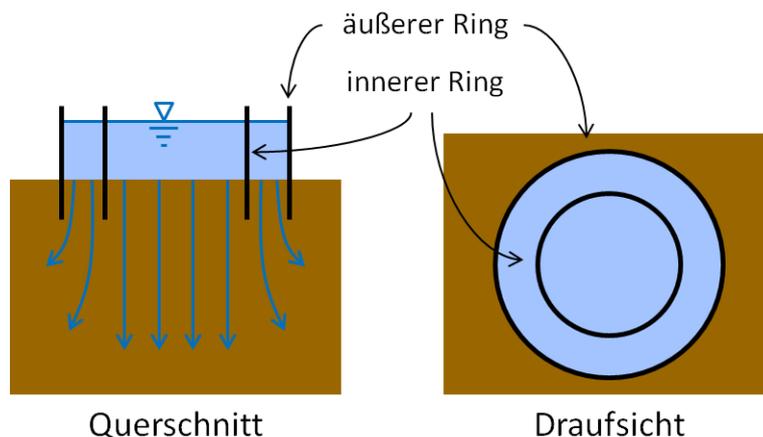


Abbildung 21: Aufbau eines Infiltrationsversuches mit Doppelringinfiltrometer

Dabei werden zwei unterschiedlich große Ringe etwa 3 bis 10 cm in den Boden eingebracht. In beiden Ringen wird z. B. mit einer Mariotte'schen Flasche ein konstanter Überstau eingestellt, woraus die Menge des versickerten Wassers bestimmt werden kann. In der Regel wird die Infiltrationsrate nach einer hohen initialen Rate mit der Zeit konstant und die feldgesättigte hydraulische Leitfähigkeit ist erreicht. Allerdings ist aufgrund des Überstaus mit einer Überschätzung der Infiltration zu rechnen. Da Infiltrometerversuche Punktinformationen darstellen, empfehlen sich Wiederholungsmessungen. Nachteile der Methode bestehen darin, dass zur Messung des K_s -Wertes tieferer Horizonte ein Abtragen der oberen Horizonte not-

wendig ist und bei flurnahen Wasserständen die Infiltration durch diese beeinflusst wird. Dadurch werden grundlegende Annahmen der Methode verletzt.

„Bohrlochversuche“: Bei Bohrlochversuchen wird Wasser aus einem Bohrloch oder Brunnen entnommen bzw. diesen zugeführt. Mit dem gemessenen zeitlichen Verlauf des darauf folgenden Anstieges (oder Abfalls) kann die hydraulische Leitfähigkeit für den gesättigten Bereich integriert berechnet werden. Die Messung lässt sich einfach durchführen und auswerten. Die Methode setzt voraus, dass die Zielhorizonte zum Messzeitpunkt wassergesättigt sind. Genaue Beschreibungen befinden sich in REYNOLDS (2002b) und DIN 19682-8. Bei der Bohrlochmethode gilt zu beachten, dass die resultierenden Leitfähigkeitswerte besonders vom leitfähigsten und damit für den lateralen Zustrom entscheidenden Horizont bestimmt werden (geometrisches Mittel). Wenn K_s -Werte für einzelne Horizonte benötigt werden, sollten daher Laborversuche durchgeführt werden. Bei geringen Torfmächtigkeiten, tiefen Grundwasserständen oder einer zur tiefen Einbringung der Bohrlöcher besteht die Gefahr, dass der K_s -Wert des darunter liegenden Bodens (z.B. Sand) und nicht des Torfes bzw. je nach Grundwasserstand eine Kombination aus beidem gemessen wird. Eine Abwandlung der Bohrlochmethode ist die Piezometermethode, die für K_s -Messungen für tieferliegende Aquifere (z.B. unter einer Mudde) Anwendung findet. Diese unterscheiden sich in ihrer Art und Durchführung lediglich durch die Verwendung eines Piezometers (siehe Kapitel 4.5.2.2) anstatt eines voll verfilterten Pegelrohres.

Indirekte Ansätze

Indirekte Methoden versuchen die Schwierigkeit der Leitfähigkeitsmessung zu umgehen, indem sie über Transferfunktionen die hydraulische Leitfähigkeit aus einfacher zu bestimmenden Parametern abschätzen. Diese Pedotransferfunktionen erlauben die Ableitung der hydraulischen Eigenschaften aus anderen Bodeneigenschaften (z.B. Bodentextur, Lagerungsdichte und C_{org} -Gehalt). Im Gegensatz zu mineralischen Böden liegen diese für Torfe allerdings nicht vor.

Ein andere Möglichkeit ist die Anwendung von sogenannten „closed-form-equations“ z.B. nach van Genuchten-Mualem (VAN GENUCHTEN, 1980; MUALEM, 1976), welche aus der vergleichsweise einfach zu bestimmenden gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und den Parametern der Wasserretentionsfunktion die ungesättigte Leitfähigkeitsfunktion ableitet.

Durch die Vielzahl der vorhandenen Messmethoden stellt sich die Frage nach der geeigneten Auswahl. Diese Frage muss individuell entsprechend der spezifischen Anforderungen und der vorhandenen Mittel beantwortet werden. Tabelle 15 kann bei der Auswahl Hilfestellung geben.

4.3.3.3 Retentionseigenschaften

Die Retentionseigenschaften eines Bodens steuern maßgeblich die Speichereigenschaften, Pflanzenverfügbarkeit und Bewegung von Wasser und sind somit essentiell für das Verständnis des Bodenwasserhaushalts. Unter der Wasserretention eines Bodens versteht man die Beziehung zwischen dem volumetrischen Wassergehalt Θ und der Saugspannung (Matrixpotential). Sie wird als Retentionsfunktion (pF -Kurve, Retentionskurve, Saugspannungs-

kurve, Bodenwassercharakteristik) bezeichnet. Der pF -Wert ist der dekadische Logarithmus der Saugspannung in cm Wassersäule bzw. hPa.

Sowohl für hydrologische als auch für vegetationskundliche Fragestellungen sind Wasserretentionseigenschaften von großer Bedeutung, da sie Prozesse wie Verdunstung, Grundwasserneubildung, kapillaren Aufstieg und Abfluss beeinflussen. Für das Pflanzenwachstum wichtige operationelle Kennwerte wie die Feldkapazität (pF 1,8) und der permanente Welkepunkt (pF 4,2) sind Einzelwerte der Retentionsfunktion.

Die Retentionseigenschaften eines Bodens hängen maßgeblich von der Porengrößenverteilung und dem Porenvolumen ab. Bei Torfen haben demnach die Trockenrohdichte und der Zersetzungsgrad den größten Einfluss (BARTELS & KUNTZE, 1968). Abbildung 22 zeigt die Retentionseigenschaften von zwei unterschiedlich stark degradierten Torfen und zwei mineralischen Böden (Sand und Ton). Folgende Eigenschaften sind darin sehr gut zu erkennen:

Der Hauptunterschied zu mineralischen Böden ist der durch die sehr hohe Porosität bedingte wesentlich höhere Sättigungswassergehalt.

Das Entwässerungsverhalten der Torfe hängt sehr stark vom Zersetzungsgrad ab. Schwach zersetzte Torfe können im relevanten Druckbereich wesentlich mehr Wasser abgeben als stark zersetzte Torfe. Dabei ähnelt die Entwässerungscharakteristik eines gering zersetzten Torfes der eines Sandes und die Entwässerungscharakteristik eines stark zersetzten Torfes der eines bindigen Bodens wie z.B. Ton (Bartels & Kuntze, 1968).

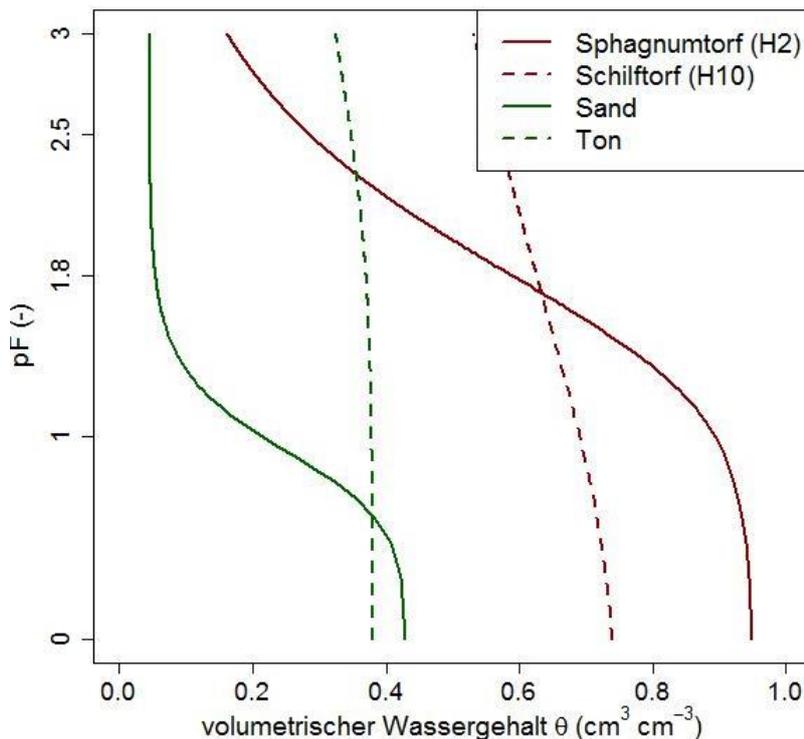


Abbildung 22: Retentionsfunktion von zwei organischen Böden (H2 und H10 nach DETTMANN et al. 2014) und zwei Beispielen für mineralische Böden (Sand und Ton nach HYDRUS-1D Soil Catalog, ŠIMŮNEK et al., 2013)

Die Retentionseigenschaften von Torfen sind äußerst variabel und von Ausgangssubstrat, C_{org} -Gehalt, Zersetzungsgrad, Genese, Stratigraphie, Lagerungsdichte und Porosität abhängig. Dies verdeutlicht Abbildung 23, die Literaturwerte volumetrischer Wassergehalte bei verschiedenen pF -Werten in Abhängigkeit vom Degradierungsgrad zusammenfasst. Besonders deutlich werden dabei folgende Aspekte:

- Sowohl pedogenetisch (natürlich und anthropogen) als auch methodisch bedingt sind die Wassergehalte für die einzelnen pF -Werte sehr variabel.
- Alle Torfe weisen sehr hohe Sättigungswassergehalte auf, wobei die Sättigungswassergehalte von wenig degradierten Torfen höher als die von degradierten Torfen sind.
- Wenig degradierte Torfe entwässern schon bei geringen Saugspannungen sehr stark.
- Trotz hohem Sättigungswassergehalt entwässern mittel bis stark degradierte Torfe mit steigenden Saugspannungen nur wenig.

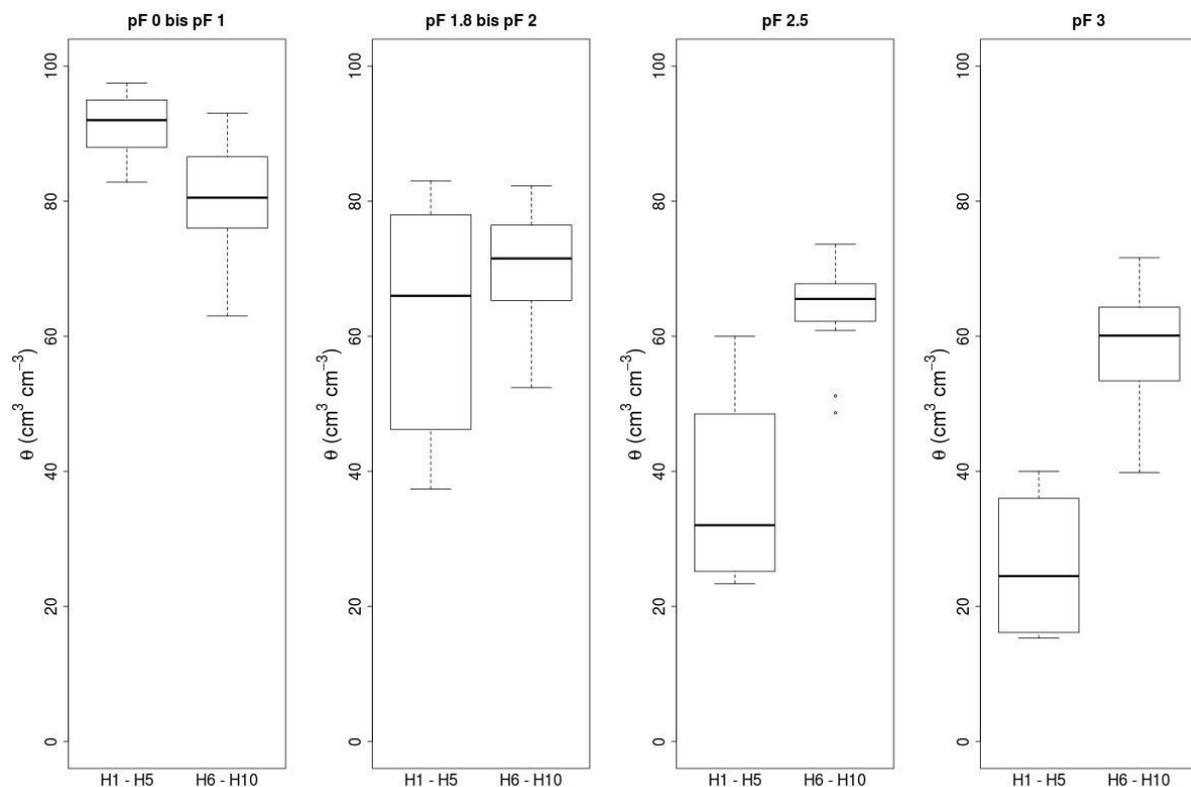


Abbildung 23: Volumetrischer Wassergehalt bei verschiedenen pF -Werten ($pF = \log_{10}(\text{Saugspannung})$) von unterschiedlich stark zersetzten Torfen nach BARTELS & KUNTZE (1968), BURGHARDT & KUNTZE (1984), DETTMANN et al. (2014) und SCHWÄRZEL et al. (2006b)

Auch für die Messung der Wasserretentionseigenschaften stehen verschiedene Methoden zur Verfügung (Tabelle 16). Im Gegensatz zur gesättigten Leitfähigkeit sind **Feldmessungen** der Retentionseigenschaften schwierig, theoretisch jedoch durch simultane Messung von Bodenfeuchte und Matrixpotential möglich. Allerdings sind Bodenfeuchtemessungen in Tor-

fen schwierig und teilweise fehlerbehaftet. Daher empfiehlt sich in der Regel die Bestimmung der Retentionseigenschaften im **Labor**.

Hierbei sind zwei klassische Methoden die „*Unterdruckmethode*“ und die „*Überdruckmethode*“, die häufig kombiniert werden. Bei beiden Methoden wird der Wassergehalt bei verschiedenen Druckstufen gemessen.

„*Unterdruckmethode*“: Die gesättigten Proben werden auf eine poröse Platte gestellt und per Unterdruck stufenweise entwässert. Dabei ist es wichtig, die Proben so lange zu entwässern, bis sich ein hydraulisches Gleichgewicht eingestellt hat, d.h. keine weitere Entwässerung bei gegebener Druckstufe mehr stattfindet. Zwischen den einzelnen Unterdruckstufen wird das Probengewicht aufgenommen. Am Ende des Experiments werden die Proben im Trockenschrank bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Dadurch kann für jede Unterdruckstufe die volumetrische Bodenfeuchte einschließlich des Sättigungswassergehalts zu Beginn des Experiments berechnet werden. Torfe schrumpfen mit zunehmender Austrocknung, so dass sich bei der Berechnung der volumetrischen Bodenfeuchte der ungesättigten Probe die Frage nach dem Bezugsvolumen stellt. In der Regel wird hierfür das Stechzylindervolumen verwendet und von einer Berücksichtigung des abnehmenden Bodenvolumens bei Schrumpfung abgesehen. Das allgemeine Problem dabei ist, dass man auch über eine Berücksichtigung der Schrumpfung die Wasserretention im Feld nur fehlerhaft beschreiben kann, da sich die Schrumpfung der gestochenen Zylinderproben durch die Störung deutlich von der im Feld unterscheiden wird. Die Unterdruckmethode eignet sich für pF -Werte bis 2,5 (DURNER & IDEN, 2010).

Für höhere Matrixpotentiale – insbesondere zur Bestimmung des permanenten Welkepunktes (pF 4,2) – wird die „*Überdruckmethode*“ (DIN ISO 11274) verwendet, bei der Wasser per Überdruck aus der Probe gepresst wird. Die Bestimmung des permanenten Welkepunktes per Überdruckmethode (Drucktopf) wird häufig mit den anderen Methoden kombiniert, da nur sie sich für sehr hohe Saugspannungen eignet. Alternativ kann man die Retentionseigenschaften im Bereich ($pF > 3$) auch über die Messung der Luftfeuchtigkeit, z.B. über einen Taupunktsensor, und deren Abhängigkeit vom Matrixpotenzial im Boden bei Gleichgewichtsbedingungen bestimmen (REYNOLDS et al., 2002b).

Wie im Kapitel hydraulische Leitfähigkeit bereits erwähnt, eignen sich Verdunstungsversuche (WIND, 1968; SCHINDLER, 1980) und Multi-Step-Outflow (MSO)-Versuche (VAN DAM et al., 1994; HOPMANS et al., 2002) für eine simultane Bestimmung von Retentionseigenschaften und hydraulischer Leitfähigkeit an derselben Probe. Bei beiden Methoden werden der Wasserfluss aus und das Matrixpotential in der Bodenprobe gemessen. Wie bei der Unterdruckmethode wird das Restwasser in der Probe am Ende durch Ofentrocknung bestimmt.

Bei MSO-Versuchen wird der Boden wie bei der Unterdruckmethode bei verschiedenen Druckstufen entwässert. Entsprechend ähneln sich die Nachteile:

- Je nach Probengröße und Druckstufe kann es sehr lange dauern, bis ein hydrostatisches Gleichgewicht in der Probe erreicht ist.
- Die Wasserretentionseigenschaften werden nur zu wenigen definierten pF -Werten und nicht über die gesamte Kurve aufgenommen.

Daher sind in den letzten Jahren vermehrt Verdunstungsversuche in den Fokus gerückt. Dabei verdunstet Wasser aus der zu Beginn vollständig gesättigten Probe. Durch regelmäßige Wägung und Messung der Saugspannung in mindestens zwei Tiefen können die Retentions- und Leitfähigkeitsfunktion bestimmt werden. Limitierend ist hierbei der begrenzte Messbereich von Tensiometern bis etwa pF 3. Des Weiteren kann die ungesättigte Leitfähigkeit nahe Sättigung aufgrund zu kleiner Gradienten, die mit Tensiometern nicht messbar sind, nicht gemessen werden. Allerdings überwiegen folgende Vorteile gegenüber den klassischen Verfahren:

- Simultane Messung von Leitfähigkeits- und Retentionsfunktion.
- Hydraulische Gradienten innerhalb der Säule können mit Hilfe entsprechender Korrekturfunktionen (PETERS & DURNER, 2008) vernachlässigt werden.
- Erhebliche Zeiteinsparung und weniger Arbeitsaufwand.

Aufgrund der Vorteile empfiehlt sich bei einem Neuanschaffungsbedarf von Geräten die Bestimmung von Wasserretentionseigenschaften anhand von Verdunstungsversuchen.

Bei der Anwendung der Retentionsfunktion sollte bedacht werden, dass die oben beschriebenen Methoden die Retentionseigenschaften der Proben meist bei fallenden Wassergehalten (Entwässerung) messen. Ausnahme sind MSO-Versuche, bei denen die Retentionseigenschaften sowohl bei Ent- als auch bei Bewässerung (steigende Wassergehalte) gemessen werden können. Üblicherweise unterscheidet sich die Retentionsfunktion bei Bewässerung von der bei Entwässerung. Aufgrund von Lufteinschlüssen innerhalb der Poren ist bei der Bewässerung des Bodens mit niedrigeren Wassergehalten bei gleichem Matrixpotential zu rechnen (Hysterese-Effekt).

Tabelle 15: Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise für verschiedene Methoden der Bestimmung der gesättigten (K_s) und ungesättigten (K_u) hydraulischen Leitfähigkeit von Torfen

Methode	Indirekte Methoden		Feld		Labor			
	Literaturwerte	Closed-form-equations	Infiltrationsversuche	Bohrlochversuche	constant head	falling head	Verdunstungsversuche	Multi-Step Outflow-Versuche
Parameter	K_s, K_u	K_u	K_s, K_u	K_s	K_s	K_s	K_u Retentions-eigenschaften	K_u Retentions-eigenschaften
Anschaffungskosten	niedrig	zusätzlich*: keine	niedrig	niedrig	mittel	mittel	hoch	hoch
Betriebskosten (ohne Personal)	keine	zusätzlich*: keine	keine	keine	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig
Installationsaufwand	kein	zusätzlich*: keiner	niedrig	niedrig	mittel	mittel	mittel-hoch	mittel-hoch
Betriebsaufwand (Zeit)	klein	zusätzlich*: niedrig	mittel	mittel	mittel-hoch	mittel	mittel-hoch	hoch
Expertise	niedrig	mittel	mittel	mittel	mittel	mittel	mittel-hoch	hoch
Grenzen der Anwendbarkeit	Verfügbarkeit, Übertragbarkeit	nur anwendbar, wenn Messtechnik oder Werte für K_s und Retention verfügbar	problematisch bei flurnahen Wasserständen, nicht für tiefere und gesättigte Horizonte, K_u nur nahe der Sättigung	Mischsignal über mehrere Horizonte, nur für zum Versuchszeitpunkt gesättigte Horizonte	mittel	nur für niedrige Leitfähigkeiten	keine Bestimmung von K_s , Versuchsdauer abhängig von Probengröße	lange Versuchsdauer (abhängig von Probengröße), keine Bestimmung von K_s
Räumliche Skala	abhängig von Methode	Punkt (cm^3)	Punkt (dm^3 bis m^3)	dm^3 bis m^3 , Horizontzuordnung nicht eindeutig	Punkt (cm^2)	Punkt (cm^3)	Punkt (cm^3 bis dm^3)	Punkt (cm^3 bis dm^3)

* Die Anwendung von „closed-form-equations“ erfordert die Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit K_s und der Wasserretentionsfunktion (typischerweise durch eine Kombination aus Unter- und Überdruckmethode, siehe Tabelle 16)

Tabelle 16: Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise für verschiedene Methoden zur Bestimmung der Wasserretentionseigenschaften von Torfen

Methode	Literaturwerte	Labor				Feld
		Unterdruckmethode	Überdruckmethode	Verdunstungsversuche	Multi-Step Outflow-Versuche	
Anschaffungskosten	niedrig	mittel-hoch	mittel-hoch	hoch	hoch	mittel-hoch
Betriebskosten (ohne Personal)	keine	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig-mittel
Installationsaufwand	keine	mittel-hoch	mittel	mittel-hoch	mittel-hoch	mittel-hoch
Betriebsaufwand (Zeit)	niedrig	mittel	mittel	mittel	hoch	mittel bis groß
Expertise	niedrig	mittel bis hoch	mittel	mittel bis hoch	hoch	hoch
Grenzen der Anwendbarkeit	Verfügbarkeit, Übertragbarkeit	bis $pF < 2.5$ Retentionseigenschaften werden nur für Entwässerung bestimmt	Retentionseigenschaften werden nur für Entwässerung bestimmt	k_u ab $pF 1.5 - 2$, nur für Messbereich der Tensiometer (bis ca. $pF 3$), Retentionseigenschaften werden nur für Entwässerung bestimmt	k_u ab $pF 1.5 - 2$, nur für Messbereich der Tensiometer (bis ca. $pF 3$)	Bodenfeuchtemessungen in Torfen problematisch, sehr hoher Aufwand, wenn Werte für sehr unterschiedliche Standorte benötigt werden.
Räumliche Auflösung	Abhängig von Methode	Punkt (cm^3)	Punkt (cm^3)	Punkt (cm^3 bis dm^3)	Punkt (cm^3 bis dm^3)	Punkt (cm^3 bis dm^3)

4.3.4 Chemische Torfeigenschaften

Tabelle 17 gibt eine Übersicht über die Analysemethoden wichtiger chemischer Torfeigenschaften. Zur Bestimmung chemischer Torfeigenschaften (mit Ausnahme des pH-Wertes) werden die Proben (meist ca. 10 - 20 g Frischmasse) bei einer Temperatur von 60°C bis zur Massekonstanz getrocknet. Die getrockneten Proben müssen vor den chemischen Analysen homogenisiert werden. Dazu eignen sich z.B. eine Achatkugelmühle oder eine Schwing-scheibenmühle (kurze Homogenisierungszeit von < 2 min). Möglich ist auch die allerdings aufwändige manuelle Homogenisierung mittels eines Achatmörser.

Tabelle 17: Analytische Methoden ausgewählter chemischer Bodenparameter

Parameter	Methode	Referenz
pH	Messung mit Glaselektrode in CaCl ₂ -Suspension	DIN ISO 10390
TC	Elementaranalyse	DIN ISO 10964
Carbonat	Elementaranalyse vor und nach Carbonatentfernung Elementaranalyse + Bestimmung Glühverlust	DIN ISO 10964 DIN 19684-3
C _{org}	Elementaranalyse nach Carbonatentfernung	DIN ISO 10964
N _t	Elementaranalyse	DIN EN 16168
P _t	Chemischer Aufschluss mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid + Photometrie	GELBRECHT et al. (2008)
Fe _t	Chemischer Aufschluss mit Salzsäure und Salpetersäure im geschlossenen Mikrowellensystem + Atom-Absorptions-Spektrometrie (AAS)	GELBRECHT et al. (2008)
P-Fraktionierung	Sequentielle Extraktion + Photometrie	PSENNER et al. (1984) modifiziert nach ZAK et al. (2008)

4.3.4.1 pH-Wert

Der pH-Wert des Bodens wird nach DIN ISO 10390 bestimmt. Dazu wird eine Suspension im Volumenverhältnis 1:5 aus Boden und 0,01 molarer Calciumchloridlösung (CaCl₂) hergestellt (1 h Schütteln) und der pH-Wert mit einer kalibrierten Glas- und Bezugselektrode oder einer kombinierten Elektrode gemessen.

4.3.4.2 Kohlenstoff und Stickstoff

Der gesamte Bodenkohlenstoff (TC) setzt sich aus dem organischen Bodenkohlenstoff (C_{org}) und dem anorganischen Kohlenstoff (Carbonate) zusammen. Der Gesamtkohlenstoff lässt sich über Elementaranalyse, d.h. über Verbrennung der Probe bei mindestens 900°C und der anschließenden Messung des freiwerdenden CO₂ bestimmen. Die Bestimmung von C_{org} erfolgt nach Entfernen des Carbonats durch Salzsäurezugabe oder durch Abzug des separat ermittelten Carbonatgehalts. Eine Bestimmung des Carbonatgehalts nach SCHEIBLER ist nach DIN ISO 10694 ungeeignet, da dolomitisches Carbonat nicht vollständig erfasst wird.

Der Glühverlust ist der Massenanteil in Prozent, der beim Glühen einer Probe bei 550 ± 25°C verloren geht (DIN 19684-3). Der Glührückstand (auch als Aschegehalt bezeichnet) ist der

von der Probe zurückbleibende Masseanteil bezogen auf die bei 105°C bis zur Massekonstanz getrockneten Probe. Wenn keine methodischen Probleme auftreten (Freisetzung von Kristallwasser), entspricht der Glühverlust der organischen Bodensubstanz (OBS). Aus dem Glühverlust lässt sich der C_{org} -Gehalt abschätzen, allerdings trifft der üblicherweise angenommen Umrechnungsfaktor von 0,5 nicht auf alle Torfe zu (KLINGENFUß et al., 2014).

Der Gesamtstickstoff wird üblicherweise ebenfalls per Elementaranalyse gemessen. Dazu wird die Probe auf mindestens 850°C erhitzt, die entstehenden Verbrennungsprodukte (NO_x) in N_2 umgewandelt und gemessen (DIN EN 16168). Moderne Elementaranalysatoren messen den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt an derselben Probe, so dass der zusätzliche Aufwand der Stickstoffanalyse meist gering ist.

4.3.4.3 Eisen und Phosphor

Die Gehalte von Eisen (Fe) und Phosphor (P) in Torfen weisen natürlicherweise eine hohe Schwankungsbreite auf. Sie werden in Niedermooren maßgeblich durch die chemische Zusammensetzung des anströmenden Grundwassers oder bei Überflutungsmooren zusätzlich vom Oberflächenwasser angrenzender Gewässer beeinflusst (Tabelle 18). In Hochmooren, die hauptsächlich durch Regenwasser gespeist werden, liegen die Fe- und P-Gehalte der Torfe meist deutlich unter denen der Niedermoore.

Unter aeroben Bedingungen liegt Fe vorwiegend dreiwertig vor und bewirkt u.a. in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial eine starke Sorption von P. Entsprechend liegt bei belüfteten eisenreichen Porenwässern kaum P gelöst vor (Abbildung 24). Unter anaeroben Bedingungen (z.B. nach Wiedervernässung) wird Fe(III) zu Fe(II) reduziert und Phosphor freigesetzt. Aus diesem Grund ist das Fe:P Verhältnis von Torfen, das stark mit dem Fe:P-Verhältnissen im Porenwasser korreliert (Abbildung 24), ein guter Indikator für das Risiko einer P-Freisetzung bei Wiedervernässung (siehe Kapitel 2.3). Eine noch genauere Abschätzung des P-Freisetzungspotenzials bietet die sequentielle P-Extraktion nach ZAK et al. (2008).

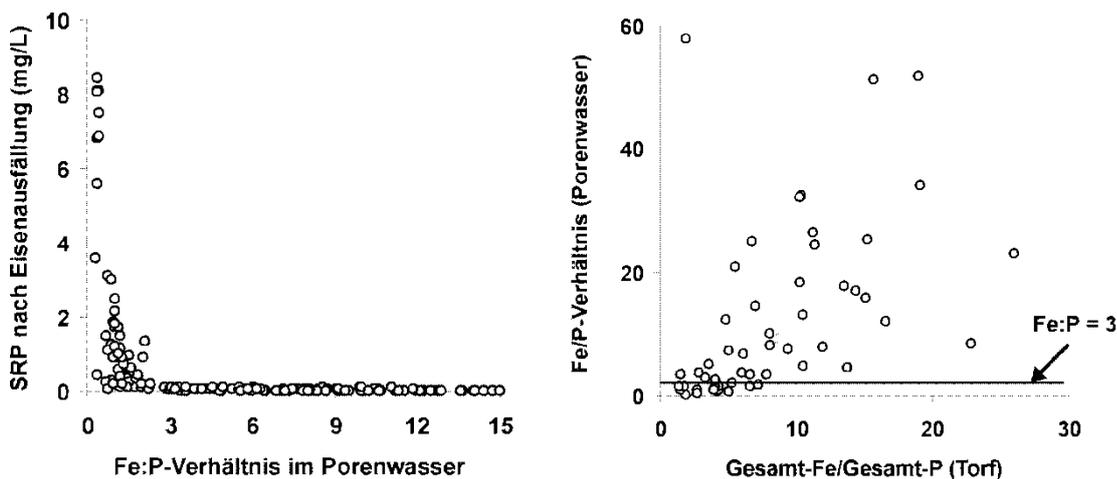


Abbildung 24: Gelöster reaktiver Phosphor (SRP) im aeroben Porenwasser nach Eisenaussfällung in Abhängigkeit vom Fe:P-Verhältnis (links) und Zusammenhang zwischen Fe:P-Verhältnis im Torf und im Porenwasser (rechts) (Zak et al., 2010, verändert).

Werden Moore entwässert, kann es zu einer erheblichen Änderung der natürlichen Stoffzusammensetzung der Torfe kommen. Der oxidative Abbau der Torfe unter den günstigen mikrobiellen Abbaubedingungen bei jahrzehntelanger Trockenlegung und landwirtschaftlicher Nutzung hat zu einer Umwandlung von organisch gebundenen Nährstoffen und Metallen in anorganische Verbindungen geführt. Diese Veränderungen sind insbesondere in der entwässerten Bodenschicht, aber teilweise durch Verlagerungsprozesse auch in tiefer liegenden Schichten sichtbar. Anders als beim Kohlenstoff, der im Zuge der Mineralisierung zum großen Teil gasförmig (CO_2) entweicht (s. Kap. 4.3.5.1), wird ein großer Anteil des Phosphors und des Eisens als „nichtflüchtige Substanz“ angereichert (ZAK et al. 2008). Eine zusätzliche P-Anreicherung in den Torfen durch Düngung der landwirtschaftlich genutzten Flächen kann grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Der jedoch oftmals ähnliche Anstieg der Eisen- und Phosphorgehalte um den Faktor 2-3 in den stark zersetzten Niedermoortorfen gegenüber darunter liegenden geringer zersetzten Torfen (Tabelle 18) zeigt jedoch, dass die landwirtschaftliche Düngung bei der P-Akkumulation eine untergeordnete Rolle spielen kann. Dies soll anhand eines Rechenbeispiels für einen schwach zersetzten Torf aus einem naturnahen Moor mit einer typischen Trockenrohdichte von $0,2 \text{ g cm}^{-3}$ (SCHINDLER et al., 2003) und einem mittleren P-Gehalt von $0,5 \text{ mg g}^{-1}$ Trockenmasse (Tabelle 18) deutlich gemacht werden. Der Verlust von nur 10 cm Torf durch den verstärkten (vollständigen) oxidativen Abbau der organischen Substanz resultiert bereits in einer „internen P-Düngung“ von 100 kg ha^{-1} . In stark sauren und eisenarmen Hochmooren kommt es dagegen zu einer geringeren P-Anreicherung, was zu hohen P-Austrägen über Sicker- und Dränwässer führt (z.B. KUNTZE & SCHEFFER, 1979; siehe Kapitel 2.3).

Tabelle 18: Beispiele für Eisen- und Phosphorgehalte in Torfen (Angaben in mg/g Trockenmasse) mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad (H) nach VON POST (1924) ausgewählter entwässerter, wiedervernässter und naturnaher Niedermoore. (Daten: GELBRECHT et al., 2008, SCHEFFER & BLANKENBURG, 1983)

	Standort	Tiefe (cm)	H	Eisen (mg/g)	Phosphor (mg/g)
wiedervernässte Niedermoore	Zarnekow	10-20	10	24	1,34
		100-120	3	8	0,37
	Beestland	0-10	10	27	1,8
		20-30	6-7	18	0,73
	Menzlin	0-10	10	16	2,01
		60-70	3	7	0,46
	Jargelin	0-30	10	31	1,44
		50-60	4	16	0,49
	Großer Skabybruch	0-25	10	1,4	1,39
		25-50	4-6	0,5	0,47
Stangenhagen	5-25	10	1,3	1,32	
	60-70	6-7	0,3	0,34	
naturnahe Niedermoore	Gützkow	10-60	3	5,8	0,62
	Triebsee	15-60	1-3	1,8	1,04
	Kablow Ziegelei	5-35	3-4	3,1	0,59
	Dollgengrund	5-60	2-3	8,0	1,07
	Rzecin	5-45	2	2,1	0,62
	Zolwia Bloc	5-60	1-3	1,1	0,37
	Rosicka	5-60	1-2	0,4	0,35
	Mzar	5-60	1-2	0,6	0,24
entwässerte Niedermoore	Stade	5-30	5-6	6,8	0,8
	Ochsenmoor	5-30	6-7	27,5	1,3

Analytik der Phosphor- und Eisengehalte in den Torfen

Für die Bestimmung der P_T -Gehalte in Torfen eignet sich ein chemischer Aufschluss mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid (GELBRECHT et al. 2008). Bei diesem Verfahren werden 5 - 10 mg der homogenisierten Probe in Quarzglasröhrchen überführt. Die Proben werden mit 20 mL deionisiertem Wasser, 2 mL 10 M Schwefelsäure und 2 mL 30 % Wasserstoffperoxid versetzt. Der Aufschluss der Proben erfolgt in einem offenen Aufschlussblock mit Rückflusssystem nach einem kontrollierten Temperaturregime (GELBRECHT et al., 2008). Nach vollständigem Aufschluss – die Proben müssen klar sein – erfolgt die Zugabe von 15 mL deionisiertem Wasser zur Hydrolyse eventuell gebildeter Polyphosphate (90°C; 0,5 h). Nach Abkühlung auf Zimmertemperatur wird der pH-Wert der Proben zwischen 5 bis 8 durch Titration mit 5 M Natronlauge (Indikator p-Nitrophenol) bis zur Gelbfärbung und tropfenweise Zugabe von 5 M Schwefelsäure bis zur Entfärbung eingestellt. Nach dem Überführen der

Proben in Messkolben (25 mL oder 50 mL), der Zugabe von deionisiertem Wasser und den Reagenzien (Molybdätschwefelsäure und 10 %ige Ascorbinsäure) erfolgt die Bestimmung der Phosphatkonzentrationen als gelöster reaktiver P photometrisch (ZWIRNMANN et al., 1999).

Zur Bestimmung der Fe_T-Gehalte werden 50-100 mg homogenisierter Torfprobe in Teflongefäße eingewogen und mit 2 mL konzentrierter Salzsäure (37 %) und 6 mL konzentrierter Salpetersäure (65 %) versetzt. Der Aufschluss erfolgt vorzugsweise in einem geschlossenen Mikrowellensystem unter schrittweiser Erhöhung der Temperatur bei 160°C für 15 min und bei 210°C für 5 min. Die Bestimmung der Konzentrationen in den Aufschlüssen kann an einem Atom-Absorptions-Spektrometer erfolgen.

Bestimmung des Phosphorfreisetzungs potenzials in den Torfen

Die Gesamtstoffgehalte in den Torfen lassen keine Aussage zu, wie hoch der P-Anteil ist, der nach der Wiedervernässung freigesetzt werden kann. Ausschlaggebend dafür ist, in welcher Weise sich die Stoffzusammensetzung der Torfe in der Phase der Trockenlegung und landwirtschaftlichen Nutzung verändert hat – die Betrachtung einzelner P-Fractionen, die in Abhängigkeit von vorherrschenden Milieubedingungen (Redoxbedingungen und pH) und daraus resultierenden Stofffreisetzungsprozessen (Anionen-/Kationenaustausch, Redoxreaktionen, Hydrolyse und Fermentation) mobilisierbar sind. Die bislang in Moorböden eingesetzten Fraktionierungsverfahren (aus der Bodenkunde) wurden vornehmlich unter dem Gesichtspunkt der Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen genutzt (z.B. SCHLICHTING et al., 2002). Für die Frage, welcher Anteil des P in wiedervernässten Mooren freigesetzt werden kann, wurde das Verfahren von PSENNER et al. (1984) bzw. „die Psennermethode“, ursprünglich für die Anwendung in limnischen Sedimenten entwickelt, für die Übertragung auf Torfe modifiziert (ZAK et al., 2008). Auf diese Weise ließen sich signifikante Veränderungen in der Stoffzusammensetzung der stark zersetzten Torfe im Vergleich zu mittel und schwach zersetzten Torfen herausstellen und damit das Stofffreisetzungspotential in wiedervernässten Mooren abschätzen.

Nachfolgend aufgeführte Arbeitsschritte stimmen mit der „Psenner-Methode“ überein:

- Einwaage von frischem Material (5-8 g) in 40 mL Zentrifugenröhrchen und sofortige Zugabe von 25 mL der sauerstofffreien 1M NH₄Cl Lösung.
- Ausführung der Extraktionsschritte mittels Überkopfschüttler und definierter Extraktionsdauer.
- Zentrifugieren der Extrakte bei 10.600 g (= relative Zentrifugalbeschleunigung) für 5 min.
- Waschschrift im Anschluss an chemische Extraktion (ausgenommen NH₄Cl-Schritt) mit 25 mL deionisiertem Wasser, Schütteln (5min) und Zentrifugieren analog zum Extraktionsschritt.
- Filtration der zusammengeführten Zentrifugenüberstände mittels Spritzenfilter (0,45 µm Porenweite) vor der Bestimmung von P und eventuell weiterer Substanzen.

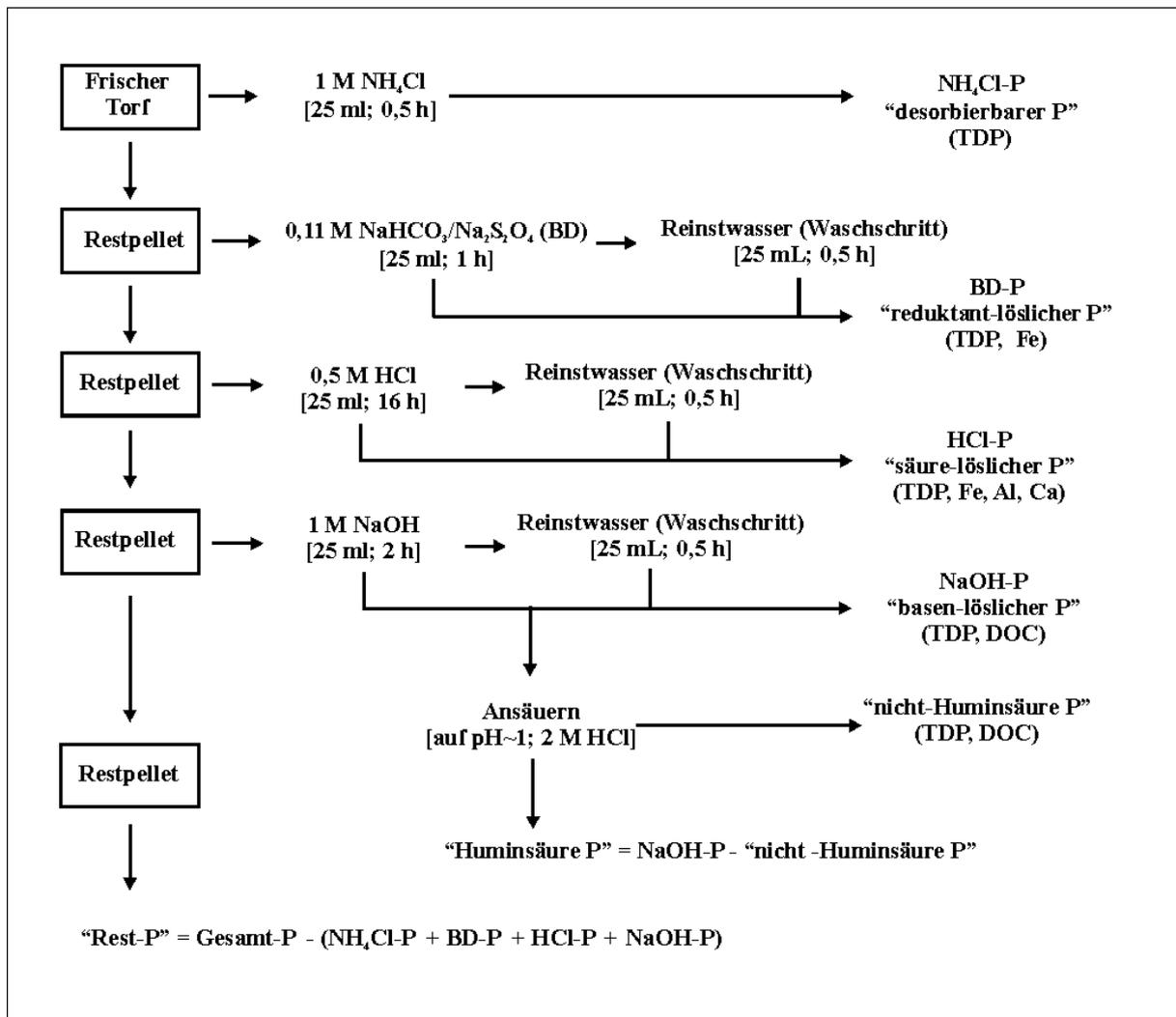


Abbildung 25: Sequentielles chemisches Extraktionsverfahren zur Bestimmung von unterschiedlich mobilisierbaren P-Fractionen nach ZAK et al. (2008); die analysierten gelösten Stoffe in den Extrakten sind in Klammern aufgeführt (TDP: gesamter gelöster Phosphor, DOC: gelöster organischer Kohlenstoff); gelöster reaktiver Phosphor kann häufig aufgrund der starken Eigenfärbung der Extrakte nicht bestimmt werden

Das sequentielle Extraktionsverfahren ist in Abbildung 25 dargestellt und kann zur Unterscheidung von fünf operationell definierten P-Fractionen in Torfen genutzt werden (ZAK et al. 2008):

- „Desorbierbarer P“ bzw. $\text{NH}_4\text{Cl-P}$: Im Gegensatz zur „Psennermethode“ wurde für den ersten Schritt eine 1 M NH_4Cl Lösung anstelle von deionisiertem Wasser genutzt. Auf diese Weise werden gelöste sowie schwach gebundene Eisen- und Calciumspezies entfernt, die zu unerwünschten Interferenzen in den nachfolgenden Extraktionsschritten führen können. Bei dem extrahierten P handelt es sich um P, der im Porenwasser gelöst ist, oder um schwach gebundenen P an der Oberfläche von Fe/Ca-Verbindungen oder an organischem Material (PSENNER & PUCSKO 1988, HUPFER et al. 1995).

- „Reduktiv-löslicher P“ bzw. BD-P: In Übereinstimmung mit der „Psennermethode“ wurde eine 0,11 M bicarbonat-gepufferte Dithionit-Lösung für die Extraktion von P genutzt, der hauptsächlich an redox-empfindlichen Fe(III)-Substanzen gebunden vorliegt. Diese Substanzen umfassen sowohl amorphe Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrate als auch Eisen(III)-Huminstoffkomplexe (LIJKLEMA 1980, HUPFER et al. 1995, DOLFING et al. 1999). Bei der Extraktion wurde auf den Einsatz von komplexierenden Substanzen verzichtet, um das Herauslösen von P aus kristallinen redoxunempfindlichen Verbindungen, wie z.B. Apatit, zu vermeiden. Dadurch kann es aber innerhalb weniger Tage nach der Extraktion zur Ausfällung von Fe(III)-P-Verbindungen kommen, so dass die P- und Fe-Analysen unmittelbar nach der Extraktion erfolgen sollten.
- „Säure-löslicher P“ bzw. HCl-P: Die Originalsequenz der Extraktion wurde von NaOH-HCl zu HCl-NaOH in Anlehnung an IVANOFF et al. (1998) geändert. Ein wesentlicher Grund für den Sequenzwechsel war die Zielstellung, all die P-Verbindungen zu erfassen, die im Falle von pH-Änderungen infolge der Wiedervernässung (meist Versauerung) potentiell freisetzbar sind. Es handelt sich hierbei hauptsächlich um P, der in Ca-, Fe- oder Al-gebundener Form vorliegt. Daneben wird vermutlich auch ein Teil an sauer hydrolysierbaren organischen P-Verbindungen extrahiert (IVANOFF et al. 1998).
- „Hydrolisierbarer P“ bzw. NaOH-P: Die ursprüngliche Extraktionsdauer wurde von 16 h („Psennermethode“) auf 2 h verkürzt. Neben einer verbesserten Effizienz der Methode sollte dadurch die weitere Hydrolyse von bereits extrahierten organischen Substanzen im NaOH-Extrakt eingeschränkt werden (z.B. TURNER et al., 2003). Tests mit verschiedenen Torfen haben gezeigt, dass sich die Verkürzung nicht negativ auf die P-Ausbeute im NaOH-Extrakt auswirkt (ZAK et al., 2008). Da durch die vorangegangenen Extraktionsschritte nahezu alle metallgebundenen P-Spezies entfernt sind, setzt NaOH hauptsächlich organisch gebundenen P frei. Hierbei handelt es sich jedoch um unterschiedlich gut abbaubare und mobilisierbare organische P-Verbindungen (z.B. HUPFER et al. 1995). Die im alkalischen Extrakt gelösten Huminsäuren werden als refraktäre Substanzen angesehen und sind sowohl unter neutralen als auch sauren pH-Bedingungen nicht mobilisierbar. Durch den Zusatz von Säure lassen sie sich wieder ausfällen und damit auch der in ihnen gebundene P (= HA-P) (PALUDAN & JENSEN 1995). Die ausgefällten Huminsäuren wurden durch Zentrifugation und Filtration aus den angesäuerten Extrakten entfernt. Als P-Bindungspartner müssen unterschiedliche organische Substanzen wie z.B. die Fulvosäuren in Betracht gezogen werden (ZAK et al., 2008). Da nicht geklärt werden konnte, in welchen Anteilen der Phosphor in den unterschiedlichen Kohlenstofffraktionen vorliegt wurde die Bezeichnung „Nicht-Huminsäure gebundener P“ gewählt.
- „Refraktärer P“ bzw. Rest-P: Phosphor, der nicht aus dem Torf extrahiert werden konnte, wurde durch Differenzbildung zwischen dem Gesamt-P-Gehalt der Torfe und der Summe von NH₄Cl-P, BD-P, HCl-P und NaOH-P berechnet.

In Abhängigkeit von der Fragestellung wird auch eine Verkürzung des Verfahrens auf zwei oder drei Extraktionsschritte praktiziert. Das Weglassen vorangestellter Fraktionierungsschritte, z.B. des NH₄Cl-Schritts, sollte nicht erfolgen, da in den nachfolgenden Schritten Artefakte verursacht werden können (z.B. PSENNER & PUCSKO 1988).

Auf der Grundlage des Extraktionsverfahrens konnte vielfach eine Abschätzung getroffen werden, wie viel P nach der Wiedervernässung von entwässerten Mooren freigesetzt wird. Moore, die aufgrund tiefgründiger und langjähriger Entwässerung stark zersetzte Torfe im Oberboden aufweisen, zeichnen sich durch ein besonders hohes P-Freisetzungspotenzial aus. Der Gehalt an P, der unter anoxischen Bedingungen freigesetzt werden kann, liegt im Oberboden der stark degradierten Moore um das bis zu Hundertfache oberhalb der P-Gehalte in den naturnahen Mooren (GELBRECHT et al. 2008). In ehemals schwach entwässerten oder wechselfeuchten degradierten Mooren mit mittel zersetzten Torfen im Oberboden ist ebenfalls ein erhöhtes P-Freisetzungspotenzial im Vergleich zu den naturnahen Mooren erkennbar, es liegt aber deutlich unterhalb der stark degradierten Moore (GELBRECHT et al., 2008).

4.4 Monitoring und Indikatorfunktion der Vegetation

Die Ausprägung der Vegetation ist sowohl von diversen Standortfaktoren als auch von der Nutzung abhängig. Veränderungen von Klima, Wasserstand, Boden- und Nährstoffverhältnissen führen ebenso wie Änderungen des Managements unterschiedlich schnell zu Vegetationsanpassungen.

Ein vegetationskundliches Monitoring zur Maßnahmenevaluierung sollte vor und mehrmals wiederholt nach Maßnahmenumsetzung erfolgen, Referenzflächen beinhalten und möglichst langfristig angelegt werden, um spät einsetzende Entwicklungen zu dokumentieren. Darüber hinaus dient Monitoring als Instrument der Maßnahmenoptimierung und bei eventuellen Fehlentwicklungen als „Frühwarnsystem“.

Eine Kombination der unterschiedlichen vegetationskundlichen Monitoringmethoden mit abiotischen Parametern (Hydrologie, Boden, Wasserqualität) führt zu einer detaillierten Standortbeschreibung, dient der Erklärung von Veränderungen und ist von daher zu empfehlen. Eine gute Dokumentation der durchgeführten Maßnahmen wie z.B. die Häufigkeit und der Zeitpunkt einer Pflegemahd sind unerlässlich. Die Wahl der vegetationskundlichen Methode ist von der Fragestellung, der Gebietsgröße, dem Untersuchungszeitraum, bereits vorhanden Daten und finanziellen Mitteln abhängig. Im folgenden Kapitel 4.4.1 werden diese Methoden erläutert und hinsichtlich Aufwand, erforderlicher Expertise und räumlicher Auflösung verglichen:

- Dauerbeobachtungsflächen
- Kartierung von Pflanzengesellschaften
- Biotoptypenkartierung
- Flora-Fauna-Habitat-Kartierung
- Kartierung von Indikator- und gefährdeten Pflanzenarten
- Fotodokumentation
- Fernerkundungsmethoden

Im Gegensatz zur punktuellen Messung von Grundwasserständen, Bodeneigenschaften, Treibhausgasemissionen oder anderen Parametern erlaubt eine Vegetationskartierung im Feld oder über Fernerkundungsmethoden eine flächenhafte Charakterisierung eines Unter-

suchungsgebietes. Potenzielle Indikationen von Standorteigenschaften können somit gut auf eine größere Fläche projiziert werden, sofern eine enge Beziehung zwischen Vegetationszusammensetzung und Zielgröße ableitbar ist. Dies stellt einen großen Vorteil der Bioindikation dar. Ein Beispiel dafür sind die Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST-Modell; COUWENBERG et al., 2011) für die flächige Abschätzung von THG-Emissionen (Kapitel 4.7.9.1). Allerdings erwiesen sich Versuche, beispielsweise Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al., 1992) konkreten Wasserständen zuzuordnen, bisher als schwierig und scheinen am besten innerhalb einzelner Vegetationstypen zu funktionieren (WARMELINK et al., 2002). In Kapitel 4.4.2 erfolgt eine ausführliche Diskussion der Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation auf Basis der Auswertung eines neuen umfangreichen Datensatzes.

4.4.1 Monitoring – Vegetation

4.4.1.1 Kartierungsmethoden

4.4.1.1.1 Einleitung

Die Vegetation spiegelt sowohl die Standortbedingungen ihres Wuchsortes als auch das Management wider. Die Veränderungen von Klima, Wasserstand, Boden- und Nährstoffverhältnissen führen ebenso wie die Änderungen des Managements (Extensivierung, Intensivierung, Nutzungsumstellung) wiederum zu Vegetationsanpassungen. Die Vegetation ist als Indikator für die Standortbedingungen auf stark entwässerten und intensiv genutzten Standorten nur eingeschränkt nutzbar. Die Nutzung und die damit verbundene Düngung führen auf diesen Standorten häufig zu einer Artzusammensetzung, die sich trotz deutlich unterschiedlicher Wasserstände stark ähneln kann. In diesen Fällen überlagert der Parameter Nutzung/Düngung die Indikatorfunktion für den Wasserstand (siehe Kapitel 4.4.2). Veränderte Standortparameter können sich unterschiedlich schnell auf die Vegetationszusammensetzung auswirken. Eine Aushagerung einer intensiv genutzten Wiese kann ein langwieriger Prozess sein, der erst nach Jahren zu einer deutlichen Verschiebung der Vegetation führt. Eine einmalige, lang in die Vegetationsperiode anhaltende Überstauung einer Feuchtwiese wird gegebenenfalls bereits in der folgenden Vegetationsperiode mit einem vollständigen Absterben der Vegetation und der Entwicklung zu einem Flutrasen quittiert. Die Geschwindigkeit und Richtung einer Sukzession der Vegetation nach Renaturierungsmaßnahmen hängt wesentlich von den Ausgangsbedingungen, der Art und Dimension der Maßnahmen und den verfügbaren Samenbanken ab.

Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen werden mit dem Ziel durchgeführt, eine bestehende wertvolle Vegetation zu erhalten oder eine Entwicklung zu einer gewünschten Zielvegetation zu erreichen. Die vorgestellten Untersuchungsmethoden führen zu einer unterschiedlichen Detailschärfe in der Dokumentation des Standortes und der Effizienzkontrolle von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen. Ein vegetationskundliches Monitoring, das der Effizienzkontrolle dient, sollte zu unterschiedlichen Zeiten erfolgen (vor und mehrmals wiederholt nach Maßnahmenumsetzung) und möglichst langfristig angelegt werden, um spät einsetzende Entwicklungen zu dokumentieren. Zur Evaluierung von Maßnahmen bietet sich der Vorher-Nachher-Vergleich an oder es werden Flächen mit und ohne Maßnahmen (Referenzflächen) untersucht.

Effizienzkontrollen dienen nicht nur der Dokumentation, sondern sollen vor allem als Instrument der Optimierung eingesetzt werden und dienen bei eventuellen Fehlentwicklungen als

„Frühwarnsystem“. Bei ungünstigen Entwicklungen können Maßnahmen ggf. kurzfristig korrigiert werden.

Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen ermöglichen die Identifikation bereits geringfügiger Veränderungen innerhalb relativ kurzer Zeiträume. Erfassungen von Pflanzengesellschaften und Biotoptypen eignen sich gut für langfristig angelegte Monitoring-Programme und großflächige Untersuchungen. Die Kartierung von Rote-Liste-Arten, Zeigerarten und/oder Problemarten hat sich bei unterschiedlichen Fragestellungen bewährt.

Die Wahl der Methode ist von der Fragestellung, der Gebietsgröße, dem Untersuchungszeitraum und den finanziellen Mitteln abhängig. Eine wichtige Funktion von Bestandserfassungen ist die Vergleichbarkeit mit bereits vorhandenen Gebietsdaten oder Informationen aus ähnlichen Lebensräumen. Ein Monitoring-Programm sollte sich daher immer an bereits etablierten Verfahren orientieren.

4.4.1.1.2 Dauerbeobachtungsflächen

Vegetationskundliche Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen gehören in vielen Bundesländern zum Monitoring-Programm. Meist erfolgt in Schutzgebieten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fragestellungen die Ersteinrichtung repräsentativer Dauerbeobachtungsflächen.

Die Untersuchungen von Dauerbeobachtungsflächen sind relativ zeitaufwendig. Aufgrund der sehr detaillierten Vegetationsaufnahmen können Veränderungen innerhalb kurzer Zeiträume festgestellt werden. Die Auswahl repräsentativer Flächen ermöglicht eine Übertragbarkeit auf eine größere Fläche, ersetzt aber keine flächendeckende Vegetationskartierung.

Die Erfassung von Bestandsänderungen erfordert eine gebietsabhängige Anzahl von Dauerbeobachtungsflächen. In strukturarmen Gebieten mit wenigen unterschiedlichen Vegetationseinheiten reichen wenige Dauerbeobachtungsflächen aus, um eine ausreichende Anzahl repräsentativer und homogener Bestände zu erfassen. Mit Hilfe von Luftbildern kann ein erster Eindruck zur Ermittlung der erforderlichen Anzahl erreicht werden. Pro Vegetationseinheit sollten mindestens zwei Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet werden, um mögliche Zufallsereignisse auszuschließen.

Die Größe der Flächen ist vom Vegetationstyp abhängig und sollte die charakteristische Vegetationszusammensetzung aufweisen, aber eine Schätzung der einzelnen Arten mit einer relativ detaillierten Schätzskala z.B. nach LONDO (1976) ermöglichen (Tabelle 19). Große Flächen haben besonders bei tritempfindlicher Vegetation den Nachteil, dass sie für die Vegetationsaufnahme betreten werden müssen. Kleine Flächen beinhalten häufig nicht das vollständige typische Arteninventar, eignen sich aber, weil sie in größerer Anzahl eingerichtet werden, gut für eine statistische Auswertung. In der Praxis haben sich Flächengrößen von 4 bis 25 m² etabliert. Die Form wird dem Gelände angepasst, sodass eine homogene Aufnahme fläche gegeben ist.

Tabelle 19: Modifizierte Schätzskala nach LONDO

Wert	Deckung/Artmächtigkeit
r	< 1%, 1 Individuum
+	< 1%, 2-5 Individuen
0,1	< 1%, 6-50 Individuen
0,1m	< 1%, > 50 Individuen
0,2	1-3%
0,2m	1-3%, > 50 Individuen
0,4	> 3-5%
0,4m	> 3-5%, > 50 Individuen
1a	> 5-10%
1b	> 10-15%
2	> 15-25%
3	> 25-35%
4	> 35-45%
5a	> 45-50%
5b	> 50-55%
6	> 55-65%
7	> 65-75%
8	> 75-85%
9	> 85-95%
10	> 95-100%

Die Eckpunkte der Dauerfläche werden mit Magneten dauerhaft markiert und mit GPS verortet (Abbildung 26). Auf Flächen, die nicht regelmäßig gemäht werden, empfiehlt sich eine zusätzliche Markierung mit Pflöcken, dieses beschleunigt das Auffinden der Magnete. Die eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen werden mit Hilfe des Magnetsuchgerätes in ein- bis mehrjährigen Abständen aufgesucht und ihre Vegetation nach der gleichen Methode wie bei der Erstaufnahme qualitativ und quantitativ erfasst.



Abbildung 26: Anlage von Dauerbeobachtungsflächen (links), Markierungsmagnete (rechts); Fotos: Susanne Belting

In Tabellen werden der Gesamtdeckungsgrad, der Deckungsgrad getrennt nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht sowie der Deckungsgrad der einzelnen Arten eingetragen. Die Wiederholungsaufnahmen erfolgen, wenn möglich, zum gleichen Zeitpunkt wie die Erstaufnahme. Die Erstaufnahme wird der aktuellen Erfassung gegenübergestellt. Wenn der Deckungsgrad einer Art eine Abweichung von zwei Stufen innerhalb der Schätzskala zeigt, wird dieses als Zu- bzw. Abnahme gewertet.

Die Auswertung von Zeigerwerten ermöglicht das Erkennen von Standortveränderungen. Die ungewichteten und gewichteten Zeigerwert-Mittel werden z.B. für Bodenfeuchte, Stickstoff, Reaktions- und/oder Lichtzahl angegeben (ELLENBERG, 1992), wobei zusätzlich Wechsel-feuchte- bzw. Staunässezeiger dokumentiert werden. Die Auswertung der Zeigerwert-Mittel und der Zeigerwert-Spektren für die jeweiligen Untersuchungsjahre ermöglicht die Darstellung der veränderten Standortparameter und eignet sich besonders gut für Maßnahmen in Grünlandgebieten.

Es empfiehlt sich, für jede Dauerbeobachtungsfläche neben der Vegetationstabelle einen Erfassungsbogen mit einer Lagebeschreibung, dem langfristigen Entwicklungsziel, der Fragestellung / Bemerkungen, den durchgeführten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, einer Fotodokumentation (bei Wiederholungsaufnahmen vom gleichen Standpunkt aus), dem Biotoptyp / der Vegetationseinheit und der Beschreibung der Dauerbeobachtungsfläche anzulegen.

4.4.1.1.3 Kartierung von Pflanzengesellschaften

Die Erfassung von Pflanzengesellschaften ermöglicht die flächige Darstellung unterschiedlicher ökologischer Parameter, die sich in den verschiedenen Vegetationszusammensetzungen widerspiegeln. In mehreren im Gebiet verteilten, repräsentativen und homogenen Probestellen werden Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt (Tabelle 20 und Tabelle 21). Eine Artenliste mit Schätzung der Artmächtigkeit wird pro Probestelle

erstellt. Die Erfassung der Artmächtigkeiten kann in unterschiedlicher Genauigkeit erfolgen, wobei eine genauere Erfassung auch exaktere Aussagen über die Vegetationsentwicklung zulässt. Die Aufnahmen werden klassifiziert und auf größere Kartierflächen übertragen.

Tabelle 20: Schätzskala nach BRAUN-BLANQUET (1964)

Wert	Deckung / Artmächtigkeit
r	< 1%, 1 Individuum
+	< 1%, 2-5 Individuen
1	> 5 – 50 Exemplare und/oder < 5% Deckung
2	> 50 Exemplare, > 5-25% Deckung
3	> 25-50%
4	> 50-75%
5	> 75-100%

Tabelle 21: Schätzskala nach BRAUN-BLANQUET (1964), erweitert von REICHELT & WILMANN (1973)

Wert	Deckung / Artmächtigkeit
r	< 1% / 1 Exemplar
+	< 1% / 2 - 5 Exemplare
1	> 1 - 5% / 6 - 50 Exemplare
2m	< 5 % / > 50 Exemplare
2a	> 5 - 15%
2b	> 15 - 25%
3a	> 25 - 37,5%
3b	> 37,5 - 50%
4	> 50 - 75%
5	> 75 - 100%

Die Vegetation wird flächendeckend und relativ detailscharf erfasst. Der Zeitaufwand ist deutlich höher als bei der gröberen Biotoptypenkartierung.

4.4.1.1.4 Biotoptypenkartierung

Die Biotoptypenkartierung ist in vielen Bundesländern die Standardmethode für flächenbezogene Bestandserfassungen. Die Ermittlung von Bereichen mit besonderer Bedeutung für den Naturschutz, die Schaffung einer Grundlage für die Landschaftsplanung und das Monitoring sind die vorrangigen Aufgaben. „Biotoptypen sind aber auch Träger von Merkmalen, die für weitere Schutzgüter relevant sind: Boden, Wasser, Klima/Luft, Landschaftsbild und Erholungseignung, Artenschutz, geowissenschaftliche Bedeutung. Auch für diese Zwecke können Biotopkartierungen ausgewertet werden, müssen aber in der Regel um die Erfassung zusätzlicher Daten ergänzt werden“ (VON DRACHENFELS, 2010: S.19). Die unterschiedlichen

Ausprägungen der Biotoptypen können die hydrologischen Standortbedingungen widerspiegeln und in solchen Fällen als Proxy herangezogen werden (siehe Kapitel 4.4.2, „Indikatorfunktion der Vegetation“).

Biotoptypenkartierungen sind im Vergleich zur detaillierteren Erfassung von Pflanzengesellschaften und der aufwendigeren Untersuchung auf Dauerbeobachtungsflächen relativ schnell durchzuführen. Der Kartierschlüssel für Biotoptypen wird z.B. in Niedersachsen fortlaufend überarbeitet. Die in der Praxis erworbenen Erfahrungen fließen in die verschiedenen Auflagen ein und haben zu einer relativ genauen Typisierung mit Obergruppen, Untereinheiten und Zusatzmerkmalen geführt.

Die Bundesländer haben ihre jeweils eigenen Biotoptypenschlüssel entwickelt, die über die Landesämter zu beziehen sind. In einigen Bundesländern werden nur gefährdete Biotoptypen erfasst. Eine Verständigung auf eine einheitliche, bundesweite Klassifizierung und Terminologie der Biotoptypen wäre für eine Übertragbarkeit wünschenswert. Die Biotoptypen, die in Niedersachsen und Bayern auf organischen Böden vorkommen, wurden gelistet und der BfN-Systematik der Biotoptypen zugeordnet (siehe auch Kapitel 2.1, Bewertung der Biodiversität - Vegetation).

4.4.1.1.5 Kartierung von Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-LRT)

FFH-LRT-Kartierungen finden unter anderem auch im Rahmen von Biotoptypenkartierungen statt. Innerhalb von FFH-Gebieten dienen sie der flächendeckenden Erfassung der Lebensraumtypen (FFH-LRT) sowie von deren Erhaltungszustände. Sie sind die Grundlage für die Erstellung von Managementplänen und bilden die Basis für Erfolgskontrollen und Monitoring. Außerdem werden die Vorkommen repräsentativer FFH-LRT für das bundesweite Monitoring auf ausgewählten Probeflächen bewertet.

Für die flächendeckende FFH-Kartierung werden in den niedersächsischen Mooren Biotoptypen (Kartierschlüssel nach VON DRACHENFELS, 2011) meist ab ca. 500 m² abgegrenzt und im Maßstab von 1:5000 dargestellt. Für jede Fläche eines FFH-LRTs mit einheitlichem Erhaltungszustand wird ein Geländebogen angelegt. Die Zuordnung des Erhaltungszustandes erfolgt nach einer Bewertungsmatrix. Im Geländebogen erfolgen z. B. Angaben zum Moortyp, zur Nährstoff-, Wasserversorgung, zur Gelände- und Vegetationsstruktur sowie zu Beeinträchtigungen. In offenen Hochmooren wird beispielsweise der Deckungsgrad von Indikatorpflanzen wie Pfeifengras (*Molinia caerulea*) und Torfmoos (*Sphagnum spp.*) auf dem Geländebogen dokumentiert. Der Verbuschungsgrad, meist mit Moor-Birke (*Betula pubescens*), weist wie die erwähnten Indikatorpflanzen auf einen gestörten Wasserhaushalt hin. Das Vorkommen der Pflanzenarten wird in Häufigkeitsklassen eingeteilt (wenige Exemplare, zahlreich, teilweise dominant, großflächig dominant; NLWKN, 2012). Vergleichbare Vorgehensweisen sind für alle Bundesländer beschrieben (s. z.B. Kartieranleitung FFH-Lebensraumtypen Bayerns, BayLfU, 2010).

4.4.1.1.6 Kartierung von Indikator- und gefährdeten Pflanzenarten

Die Kartierung von Pflanzenarten, Indikator- und Problemarten sowie Rote Liste-Pflanzenarten beschreibt die Standortbedingungen und bei mehrmaligen Aufnahmen die Vegetationsentwicklung. Es ergeben sich Hinweise auf die Artenvielfalt. Mit Verschiebungen

der Häufigkeiten bzw. dem Verschwinden oder dem Einwandern von Arten können Veränderungen des Standortes registriert werden. In Hochmooren können Indikatorarten wie Torfmoose oder Wechselfeuchtezeiger wie Pfeifengras (*Molinia caerulea*) Hinweise auf die Wasserversorgung des Standortes geben. Die Identifikation von Indikatorarten kann mittels der Arteigenschaften aus Vegetationsdatenbanken gepaart mit dem Verhalten von Arten in bestimmten Räumen abgeleitet werden.

Für die Häufigkeitsangaben eines einheitlichen Vegetationsbestandes werden Klassen verwendet wie „vereinzelt“, „zahlreich“, „stellenweise dominant“ oder „großflächig dominant“ vorkommende Pflanzenart oder es wird der prozentuale Flächenanteil geschätzt.

Es ergeben sich verschiedene Auswertungsmöglichkeiten: Analyse des Artenspektrums bezüglich des Anteils der Störzeiger, Indikatorarten, Rote-Liste-Arten, ökosystemtypischer Arten, Berechnungen von Zeigerwerten nach Ellenberg und die Beschreibung von Vegetationsentwicklungen ggf. mit Einwirkung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen.

Diese Erfassungen können entlang eines Transekts, auf zufällig verteilten Probeflächen oder auf abgegrenzten, homogenen Flächen durchgeführt werden.

Die Transekt-Methode ermöglicht das Aufzeigen von ökologischen Gradienten oder die Untersuchung einer größeren Fläche. Die dauerhafte Markierung der Transekt-Punkte mit Magneten stellt Wiederholungsaufnahmen am gleichen Standort sicher. Entlang eines Transektes können auch in regelmäßigen Abständen Probeflächen angelegt werden, auf denen der Deckungsgrad einzelner Arten geschätzt wird.

Eine Kartierung gefährdeter Pflanzen sollte vor der Durchführung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen flächendeckend durchgeführt werden. Sie dient als Planungsgrundlage und kann gleichzeitig Bestandteil des Monitoring-Programms sein.

4.4.1.1.7 Fotodokumentation

Die Fotodokumentation ist ein relativ kostengünstiges Verfahren und vermittelt relativ schnell einen bildlichen Eindruck des Standortes. Dabei sind der Fotostandort, die Himmelsrichtung und der Aufnahmezeitpunkt sehr genau zu dokumentieren. Der Wiederholungsaufnahmen sollten nur unwesentlich voneinander abweichen.

Drastische Maßnahmen führen meist zu einer deutlichen Vegetationsveränderungen. Die Einstellung der Schafbeweidung auf einer entwässerten Moorheide führt beispielsweise zum Aufwuchs von Birken (Abbildung 27). Mit der Fotoreihe kann der erfahrene Gebietsbetreuer die Konsequenzen für gefährdete, hochmoortypische Pflanzen- und Tierarten abschätzen. Beispielsweise lässt sich ein möglicher Rückgang der Vogelbestände mit den deutlichen Strukturveränderungen erklären.



2004



2006



2008



2011

Abbildung 27: Fotodokumentation einer Beweidungsausschlussfläche (Fotos: Susanne Belting)

Eine Fotodokumentation eignet sich ebenso für größere Flächen. Eine Zeitreihe von Luftbildern zeigt z.B. einen guten Überblick über die Veränderungen von Vernässungsflächen nach durchgeführten Entwicklungsmaßnahmen (Abbildung 28).



Abbildung 28: Vernässungsflächen nach durchgeführten Maßnahmen (Foto: P. Germer)

Diese Methode ist sehr grob und eignet sich nicht für eine wissenschaftliche Auswertung und Ursachenforschung. Mit Luftbildern und Wiederholungsaufnahmen können jedoch langfristige Veränderungen aufgezeigt werden.

Ein Fotomonitoring mit der Erstellung digitaler Panoramen ist ausführlich in LUTHARDT et al. (2006) beschrieben.

4.4.1.1.8 Zusammenfassung: Aufwand, Kosten, erforderliche Expertise

Tabelle 22 stellt eine Übersicht der verschiedenen Kartierungsmethoden dar.

Tabelle 22: Übersicht für Kartierungen inkl. Fotodokumentation und Luftbilddauswertung

	Dauerbeobachtungsflächen	Kartierung Pflanzengesellschaften	Biotop-typen-kartierung	FFH-Kartierung	Indikator- und gefährdete Pflanzenarten	Fotodokumentation	Luftbilder
Kosten Aufnahme / Zeitaufwand	hoch	mittel-hoch	mittel	mittel	mittel	gering	hoch
Installationsaufwand	gering	entfällt	entfällt	entfällt	entfällt	entfällt	entfällt
Expertise	hoch	hoch	hoch	hoch	mittel	niedrig	hoch
Räumliche Auflösung	Plots	flächen-deckend	flächen-deckend	flächen-deckend	Plots, Transekte und flächen-deckend	Plots/ Gebiets-ausschnitte	großräumig, flächen-deckend
Zeitliche Auflösung	hoch	mittel	mittel	mittel	mittel	hoch	niedrig

4.4.1.2 Fernerkundung im Vegetationsmonitoring

Neben der oft sehr personal- und zeitintensiven Kartierung von Zielflächen des Naturschutzes oder Monitoringflächen durch Experten auf dem Boden stellt die Fernerkundung eine noch oft vernachlässigte, aber kosteneffiziente Analysemethode dar, mittels derer je nach Methode und Maßstab eine Vielzahl von Flächeninformationen gewonnen werden können. Hierbei ist grundsätzlich zwischen (1) einmaligen Erhebungen zur Informationsgewinnung über den Status quo und daraus abgeleitete Flächeninformationen für z.B. Analyse, Bewertung und Planung von Moorschutzprojekten und (2) multitemporalen Erhebungen für die Entwicklung von Zeitreihen zu unterscheiden. Das für die Moorforschung und den Moorschutz relevante Spektrum umfasst dabei z.B. Landnutzungstypen (s. Kapitel 4.8, Landnutzung), Biotop- und Vegetationstypen, Vegetationsgesellschaften, aber auch Einzelstrukturen (Bäume) bis hin zu Einzelarten. Zudem sind auch Informationen über Vitalitäten der Pflanzendecke, Feuchtegrade, Wasserflächen, Gräben erfassbar und für spezielle Fragen des Moorschutzes relevant.

Gerade für Monitoring und Erfolgskontrolle sind Fernerkundungsinformationen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten inklusive vor Maßnahmenbeginn gewonnen wurden, wichtig. Zeit-

lich hoch aufgelöste innerhalb eines Jahres generierte Informationen können dann auch über Nutzungsrhythmen und Intensitäten Aufschluss geben.

Zusammenfassend liegen die Stärken der Fernerkundung gegenüber Vegetationserfassungen am Boden nach LANG 2014 (in BUCK et al., 2014) v.a. in:

- überblicksartige, kostengünstige Informationsgewinnung auch von unzugänglichen Gebieten
- mehrskalige Betrachtungsweise von einzelnen Habitat(-elementen) bis hin zu großen Ökosystemregionen und Biomen
- wiederkehrende Informationsbeschaffung durch Satellitentechnologie oder auch durch Befliegung (Monitoring)

Allerdings wird kaum eine Fernerkundungsauswertung ohne detailliertes groundtruthing erfolgreich sein. Daher ist immer eine Kombination aus z.B. Klassifikation (automatisch überwacht oder manuell) in der Fernerkundungsinformation und Identifikation und Inhaltsbeschreibung der Einheiten vor Ort durch Begehung und Kartierung erforderlich. In einem iterativen Prozess wird dann ein dem Maßstab, Zweck und Objekt angepasster spezifischer Schlüssel entwickelt. Bestehende Typisierungen / Klassifizierungen, wie die für die Biotoptypenerfassung mittels CIR-Bildern, werden in einigen Bundesländern standardmäßig angepasst/aktualisiert (s. Kap. 4.8, Landnutzung). Für spezifischere Fragestellungen, wie z.B. die Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen sind aber keine Standardtypen einsetzbar, sondern müssen Gebiets- und Maßnahmen-spezifische Indikatoren, wie z.B. Verbuschungstendenzen oder Einwanderung von Feuchtezeigern, erfasst werden.

In diesem Kapitel werden die derzeit verfügbaren Methoden und der Fernerkundung für den Moorschutz mit ihren jeweiligen Einsatzbereichen kurz vorgestellt.

4.4.1.2.1 Grundlagen der Fernerkundung

Fernerkundung kann zur flächendeckenden Erfassung räumlicher und qualitativer Veränderungen von Vegetationseinheiten eingesetzt werden. Mit Hilfe von fotografischen und elektronischen Sensoren kann die Reflexion bzw. Emission von Objekten vom UV- bis zum Mikrowellen-Bereich erfasst und mittels geeigneter computergestützter Anwendungen visualisiert und analysiert werden.

Fernerkundung wird von bestimmten Plattformen aus betrieben. Man kann dabei grob zwischen drei Plattformen unterscheiden:

- Satelliten
- Flugzeuge (Flugzeuge / Hubschrauber / Heißluftballons / Drohnen)
- Boden

Von diesen Plattformen werden verschiedene Typen von Fernerkundungssensoren eingesetzt. Grundsätzlich wird dabei zwischen passiven und aktiven Sensoren unterschieden. Während passive Sensoren die von Objekten oder Oberflächen reflektierte (Sonnenlicht) oder emittierte (Wärme) elektromagnetische Strahlung aufzeichnen, senden aktive Sensoren selbst Strahlung aus (meist Mikrowellen oder Laser) und zeichnen deren Rückstreuung

auf. Heutzutage überwiegen selbst im fotografischen (passiven) Bereich digitale Sensoren, egal ob auf satellitenbasierten, flugzeuggetragenen oder bodenbasierten Plattformen.

Die Art der Sensoren bestimmt die anschließende Datenanalyse. Herkömmliche (visuelle) Bildanalyse wird hauptsächlich bei räumlich hochaufgelösten fotografischen Bildern auf großem Maßstab eingesetzt. Großflächige Auswertungen digitaler Daten werden üblicherweise mittels automatisierten Analyseverfahren durchgeführt. Bei Dauerbeobachtungen (Monitoring) werden Einzelaufnahmen verschiedener Zeitpunkte miteinander verglichen und auf Veränderungen hin untersucht (= Veränderungsanalyse), entweder durch direkten Vergleich der Einzelaufnahmen, oder durch Vergleich der Analyseprodukte.

Der gängigste Einsatzmaßstab für fernerkundliche Verfahren sind Untersuchungen auf Landschaftsniveau, üblicherweise mittels satelliten- oder flugzeuggestützten Sensoren. Es gibt jedoch eine Reihe von Anwendungen, die Fernerkundung vom Flugzeug, von unbenannten Luftfahrzeugen (Drohnen) oder Boden aus für detaillierte Untersuchungen bis auf Individuenniveau einsetzen. Bei diesen Untersuchungen werden häufig sogenannte „Low Cost-Fernerkundungssysteme“ (Digital- oder Videokameras) eingesetzt.

Da sich die Reflektions- und Absorptionseigenschaften verschiedener Oberflächen oder Objekte in unterschiedlichen Wellenlängenbereichen des elektromagnetischen Spektrums unterscheiden, sind je nach Anwendungszweck andere Wellenlängenbereiche für die Auswertung interessant.

Die Reflexion von Vegetation in unterschiedlichen spektralen Wellenlängen von optischen Fernerkundungsdaten gibt Aufschluss über deren Zustand und die Morphologie der untersuchten Pflanzen. So lassen die Reflektionseigenschaften im roten und grünen Wellenlängenbereich Rückschlüsse über die Vitalität der Pflanzen zu (Absorptionsmaxima und -minima des Chlorophylls). Eine reduzierte Vitalität erhöht die Reflexion in diesen Bereichen. Die Reflexion im nahen Infrarot (NIR) gibt Informationen über die Vitalität der Pflanzen sowie über Biomasse und Blattmorphologie. Letztere unterscheidet sich in hohem Maße zwischen einzelnen Pflanzenarten, was sich wiederum in unterschiedlichen Reflexionen und Reflexionsbandbreiten widerspiegelt.

Das mittlere Infrarot (MIR) gilt als gutes Maß für den Wassergehalt der Blätter. Insbesondere im Bereich der Wasserabsorptionsbanden wird die Strahlung hier besonders stark absorbiert.

Das thermale Infrarot (TIR) wird an der Oberfläche als Wärmestrahlung emittiert, wobei diese tageszeitlich stark schwanken kann. Das TIR ist insbesondere dafür geeignet, frische bis feuchte Lebensräume von trockenen abzugrenzen, da erstere tagsüber kühler bleiben, nachts jedoch vergleichsweise warm sind.

4.4.1.2.2 Gängige Erfassungsmethoden in der Fernerkundung

Satellitengestützte Methoden

Unter den satellitengestützten Fernerkundungssensoren werden generell die passiven (Optisch und Thermal) und aktiven Aufnahmetechniken unterschieden. Abhängig von der benötigten Detailschärfe (räumliche Auflösung) für die Identifikation von Vegetationseinheiten und den reflektiven Eigenschaften der zu kartierenden Vegetation sind die verschiedenen Systeme unterschiedlich gut geeignet. Optische satellitengestützte Sensoren sind üblicherweise sogenannte Multispektral-Scanner, und erfassen mehrere Wellenlängenbereiche des elektromagnetischen Spektrums in separaten Kanälen. Die Anzahl der Kanäle wird dabei auch als spektrale Auflösung bezeichnet. Die Erdbeobachtungssatelliten, die zum Monitoring von Mooren geeignet sind, umkreisen die Erde in einer polaren Umlaufbahn und zeichnen jeden Orbit mit einer definierten Wiederholrate auf (zeitliche Auflösung).

Im Folgenden sind einige momentan operationelle Satelliten aufgeführt, die für ein Monitoring von Mooren in Frage kommen. Meist sind die Satellitenbilder kostenpflichtig über die entsprechenden Betreiber der Satelliten oder Vertriebspartner zu beziehen (s. Geoportale und Tabelle 23).

IKONOS

IKONOS ist ein von der Firma GeoEye betriebener Erdbeobachtungssatellit, der mit 4 Kanälen (Blau, Grün, Rot, nahes Infrarot) ausgestattet ist und bei einer Bildgröße (Schwadbreite) von 11 km eine maximale räumliche Auflösung von 82 cm ermöglicht. Der derzeit maximal nutzbare Maßstab der Bilder liegt bei ca. 1:5.000.

Landsat

Die Landsat Satelliten gehören zu einer Serie ziviler Erdbeobachtungssatelliten der NASA. Der neueste Ableger der Landsat-Familie Landsat 8 bietet eine räumliche Auflösung von bis zu 15 m (panchromatisch), wie es bereits vom Vorgänger Landsat 7 bekannt ist, allerdings mit einer spektralen Auflösung von 11 Kanälen (im Vergleich zu 8 bei Landsat 7). Im thermischen Bereich ist eine Auflösung von 100 m möglich. Der maximal empfohlene Auswertungsmaßstab der Bilder liegt bei 1:50.000. Landsat Daten können global kostenfrei über das Archiv des USGS (United States Geological Survey) bezogen werden.

QuickBird

QuickBird ist ein kommerzieller Satellit des Unternehmens DigitalGlobe. Er ist in der Lage, panchromatische Bilder mit einer räumlichen Auflösung von 0,61 m und multispektrale Bilder mit 4 Kanälen in einer räumlichen Auflösung von 2,5 m aufzunehmen. Die Bilder sind für einen Auswertungsmaßstab von maximal 1:5.000 geeignet. Allerdings fliegt der Satellit seit Januar 2015 nicht mehr. Daher können diese Bilder eher für eine Rückschau im Monitoring verwendet werden.

RapidEye

Das RapidEye Erdbeobachtungssystem besteht aus fünf identischen Satelliten mit einer spektralen Auflösung von 5 Bändern (sichtbares Licht, red Edge und nahes Infrarot). Die räumliche Auflösung liegt bei 6,5 m. Die maximale Aufnahmewiederholungsrate liegt bei 24 h. Die Bilddaten können bis zu einem Maßstab von 1:25.000 ausgewertet werden.

SPOT

Das SPOT Satellitensystem wurde von der französischen Weltraumagentur CNES in Kooperation mit Belgien und Schweden entwickelt. Die maximale räumliche Auflösung der Bilder der neuesten Spot Satelliten Spot 6 und Spot 7 liegt bei 1,5 m und die Daten werden in vier Spektralkanälen sowie einem panchromatischen Kanal aufgezeichnet. Die Spot-Daten können über Airbus Defence & Space bezogen werden. Der maximal empfohlene Auswertungsmaßstab der Bilder liegt bei 1:25.000 für die multispektralen Daten, bei 1:10.000 für die panchromatischen Daten.

WorldView 2 und WorldView 3

WorldView 2 ist ein kommerzieller Erdbeobachtungssatellit von Ball Aerospace, der Bilder mit einer maximalen räumlichen Auflösung von 0,5 m in vier Spektralkanälen liefert. 2014 wurde WorldView 3, der eine panchromatische Auflösung von 0,31 m bietet, in die Erdumlaufbahn gebracht. Der maximale Maßstab der Bilder liegt bei 1:2.500.

Luftbilder

Werden optische Daten höherer räumlicher Genauigkeit gefordert als mit den aktuellen Satellitenbildern möglich ist, kommen Luftbilder zum Einsatz. Diese können entweder von flugzeuggetragenen analogen oder digitalen Kameras erzeugt werden, und werden in den letzten Jahren im großmaßstäbigen Bereich auf kleineren Untersuchungsgebieten zunehmend mittels unbemannter Fluggeräte (Unmanned Aerial Vehicle, UAV), im allgemeinen Sprachgebrauch Drohnen genannt, aufgezeichnet. Diese Methode kommt auch für Laserscans (siehe Kapitel 3.2, Topographie) zum Einsatz und ist kostengünstiger als die Aufnahme mit Flugzeugen (200 bis 300€ für 10 bis 20 Aufnahmen). Die anschließende Datenaufbereitung ist vergleichsweise aufwändig. Vorteil dieser Methode ist jedoch die sehr hohe Auflösung (bis unter 15 cm), die dazu geeignet ist, die Oberflächen von terrestrischen Vegetationseinheiten und deren Veränderung (Erosion, Vegetationswechsel) hochaufgelöst darzustellen.

Historische Luftbilddaten liegen im Normalfall bei den Vermessungsämtern der Länder in analoger Form vor und können angefordert werden. Auch die analogen Produkte wurden von den Vermessungsämtern weitgehend digitalisiert. Neuere Luftbilder werden heutzutage mit digitalen Sensoren aufgezeichnet, und erlauben dadurch den Einsatz digitaler Auswertemethoden. An dieser Stelle wird ausdrücklich auf die Angebote der Vermessungsämter der Bundesländer verwiesen. Diese bieten neben den bekannten topographischen Karten (TK) auch digitale Orthophotos (CIR-DOP), digitale Geländemodelle (DGM) oder digitale Landschaftsmodelle (DLM) an. Diese Erzeugnisse sind Teil der ATKIS-Produktpalette, die von den Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik seit 1990 ständig erweitert wurde.

Im Folgenden sind die Geoportale der Bundesländer aufgeführt (Stand Juli 2016):

Baden Württemberg: <http://www.geoportal-bw.de>

Freistaat Bayern: <http://geoportal.bayern.de>

Berlin: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/geoinformation>

Brandenburg: <http://geoportal.brandenburg.de>
Bremen: <http://www.geo.bremen.de>
Hamburg: <http://www.geoportal-hamburg.de>
Hessen: <http://www.geoportal.hessen.de>
Mecklenburg-Vorpommern: <https://www.geoportal-mv.de>
Niedersachsen: <http://www.geodaten.niedersachsen.de>
Nordrhein-Westfalen: <https://www.geoportal.nrw.de>
Rheinland-Pfalz: <http://www.geoportal.rlp.de>
Saarland: <http://geoportal.saarland.de>
Freistaat Sachsen: <http://geoportal.sachsen.de>
Sachsen Anhalt: <http://www.lvermgeo.sachsen-anhalt.de>
Schleswig-Holstein: <http://www.geoportal.gdi-sh.de>
Freistaat Thüringen: <http://www.geoportal-th.de>

Die Kosten für die Karten bzw. Bilder sind den entsprechenden Internetseiten zu entnehmen.

Echtfarbenbilder

Echtfarbenbilder sind, dazu geeignet, die Vegetation anhand ihrer Struktur (Wald, Felder, lineare Strukturen, Siedlungen etc.) teils relativ grob zu differenzieren und gemäß deren Vitalität einzuordnen.

CIR-Luftbilder (CIR = Color Infrared)

Luftbilder, die neben dem sichtbaren Spektralbereich auch den nahen Infrarotbereich abdecken, sind dazu geeignet, die Vitalität der Vegetation abzubilden, da die lebende Vegetation im nahen Infrarot das einfallende Licht besonders stark reflektiert und daher rot leuchtet (Farbbild). Mit Hilfe von CIR-Bildern lässt sich die Vegetation nach verschiedenen Kriterien, wie dem Feuchtigkeitsgehalt, den Wachstumseigenschaften oder etwaigem Krankheitsbefall analysieren. Degradiertere oder mit einem großen Anteil abgestorbener Pflanzen ausgestattete Areale erscheinen auf CIR-Bildern weißlich-grün. Beispielsweise wurden Farb-Infrarot-Luftbilder bei der Waldschadenserhebung genutzt.

Infrarot-Luftbilder sind über das Spektrum der meisten Erdbeobachtungssatelliten abgedeckt und in unterschiedlichen Auflösungen verfügbar (s.o.). Zudem können Infrarot-Luftbilder durch Verwendung eines Farb-Infrarotfilms im Rahmen einer Befliegung per Flugzeug selbst angefertigt bzw. geordert werden.

Die folgenden Bundesländer verfügen flächendeckend über bereits für Biotoptypen klassifizierte historische CIR-Luftbilder, die sich je nach Fragestellung gut für die historische Gebietsbetrachtung und Gebietsvergleiche eignen: Brandenburg (1992, 2009), Mecklenburg-

Vorpommern (1992), Sachsen (1992, 2005), Sachsen-Anhalt (1992, 2005, 2009), Schleswig-Holstein (1992), Thüringen (1992).

Multispektrale digitale Luftbilder

Moderne digitale Luftbildsensoren zeichnen, wie auch die optischen Satellitensensoren, Bilder in mehreren Spektralkanälen auf. Üblicherweise wird der Spektralbereich des sichtbaren Lichts bis Infrarot in vier Spektralkanälen aufgezeichnet. Die Sensoren können hierbei sowohl Flächensensoren (vergleichbar mit einer Digitalkamera) als auch Scannersysteme sein (welche die Bilder Zeile für Zeile aufzeichnen). Solche Bilddaten bieten maximale Möglichkeiten zur digitalen Bildanalyse und sind sehr gut geeignet für die Betrachtung von Moor-Vegetation. Bekannte Sensoren sind Microsoft/ Vexcel UltraCam, Leica ADS 80 oder Leica RCD30.

Lasergestützte Methoden

Airborne-Laserscanning-Systeme dienen der Erstellung digitaler Gelände- und Oberflächenmodelle und werden im Detail im Kapitel 4.2 (Topographie) beschrieben.

4.4.1.2.3 Auswahl der Methode

Welche Fernerkundungsmethode und welche Sensorik zum Einsatz kommt, ist von den Zielen des jeweiligen Projektes abhängig. Wesentliches Auswahlkriterium ist neben der Auswahl der Aufnahmetechnik die zielangepasste räumliche und ggf. spektrale Auflösung.

Tabelle 23 zeigt, dass bei einem erforderlichen hohen Detailgrad, wie er für eine artgenaue Vegetationsanalyse erforderlich ist, Satellitenbilder meist eine zu geringe Auflösung bieten und daher auf Material aus Befliegungen von Flugzeugen oder Drohnen mit entsprechend hochauflösenden Sensoren zurückgegriffen werden sollte. Für das Monitoring von Vegetationsveränderungen in Folge von Moor-Renaturierungen ist i.d.R. ein Maßstab zwischen 1:2000 und 1:5000 und eine sehr hohe räumliche Auflösung erforderlich. Generell ist hier die Kombination aus Luftbildern und bodenbasierten Kartiermethoden am besten geeignet, die Vegetationsdynamik zu begleiten. Für die Analyse großflächigerer Einheiten, wie eine Kartierung (Kap 4.4.1.1) der Biotoptypen oder FFH-LRT-Kartierung sind vergleichsweise geringere Auflösungen bzw. kleinere Maßstäbe (1:5000 bis 1:15.000) ausreichend. Auf der Ebene „Gebiet – Übersicht“ oder „Region – Übersicht“ (Kap 1.7) sind vorhandene Fernerkundungsinformationen der Landnutzung und Vegetation als vorliegende Daten beispielsweise für die Gebietsauswahl heranzuziehen. Die Maßstäbe liegen hier i.d.R. bei 1:25.000 oder kleiner.

Für einzelne Fragestellungen insbesondere in der Erfolgskontrolle von Moorrenaturierungen kann es erforderlich sein, artgenaue Abgrenzungen vorzunehmen (detaillierteste Ebene). Ein Monitoring auf Artebene ist jedoch nur dann in Erwägung zu ziehen, wenn die Ausbreitung einzelner Arten als indikatorisch bedeutsam für das Monitoring eingeschätzt wird. Beispiele sind der sukzessive Grabenschluss von renaturierten Gräben mit z.B. *Eriophorum vaginatum* oder eine fortgesetzte Verbuschung trotz Renaturierung. Für die sichere Identifikation von *Eriophorum vaginatum*-Bulten sind Luftbilder mit einer Auflösung von unter 20 cm erforderlich. Eine Kombination von Echtfarben und Infrarotluftbildern ist hier hilfreich für die sichere Ansprache. Ein Abgleich mit den Vegetationsdaten einer zeitnahen, terrestrischen Kartierung ist dabei unerlässlich.

Das Bundesland Brandenburg hat basierend auf den brandenburgischen Biotoptypen im Rahmen des EFRE-Projektes „Homogenisierung der Biotoptypen- und Landnutzungsdaten auf Basis der ALK und des ATKIS DLM im Land Brandenburg“ (Projektnummer MI 09-046 L / 80140147) für jeden Biotoptyp Mindestflächen für eine Ansprache in einem ATKIS DLM erarbeitet. Diese sind abrufbar unter http://www.mlul.brandenburg.de/lu/kartiereinheiten_btln_2009.pdf (Stand: 13.02.2015)

Tabelle 23 gibt einen Überblick über derzeit verfügbare optische Fernerkundungssensoren, in welchen Trägersystemen diese verwendet werden, welche geometrische Auflösung und welchen Maßstab der Aufnahmen diese zulassen und für welche Anwendungsbereiche diese geeignet sind.

Tabelle 23: Klassifikation optischer FE-Sensoren nach geometrischer Auflösung und Anwendungsmaßstab (aus MÖLLER 2011 in STROBL et al. 2011 - modifiziert und ergänzt nach NEER 1999)

Geom. Auflösung (m)	Auflösungskategorie	Beispiele optischer Sensoren	Anwendungsmaßstab	Anwendungsbeispiele	Kosten (€/km ²)
0,05 – 0,25	Extrem hohe Auflösung	Flugzeug: ADS80; DMC; Ultracam	1:100 – 1:2.500	3D Daten, Einzelbaumerfassung, Verbuschungsmonitoring Einzelartenerfassung der Moorvegetation (z.B. Eriophorum Bulte),	35-55
0,25 – 0,5	Extrem hohe Auflösung	Satelliten: GeoEye-1; WorldView-1&2	1:2.500 – 1:5.000	Identifikation von Moor- Vegetationseinheiten bzw.- Gesellschaften	15-40
0,5 – 1,0	Sehr hohe Auflösung	Satelliten: Ikonos panchr.	1:5.000 – 1:10.000	FFH-Lebensraumtypen, Moorbiotope	15-35
1,0 – 4,0	Hohe Auflösung	Satelliten: Ikonos ms. SPOT-6/7	1:10.000 – 1:15.000	FFH-Lebensraumtypen, Moorbiotope	3-20
4,0 – 12,0	Mittlere Auflösung	Satelliten: IRS pan, SPOT 5, RapidEye	1:15.000 – 1:25.000	Großräumigere Moorgebietsanalyse, Nutzungsintensitäten	
12,0 – 50,0	Grobe Auflösung	Satelliten: Landsat 8, IRS LISS, Aster	1:25.000 – 1:100.000	Moorplanungsebene: „Gebiet-Übersicht“ „Region-Übersicht“	meist kostenfrei
50,0 – 250,0	Sehr grobe Auflösung	Satelliten: MODIS, Landsat MSS, IRS WIFS	1:100.000 – 1:500.000	Allg. Großräumige Ernteabschätz., Nat. Forstkartierung, Wetter	meist kostenfrei
> 250,0	Extrem grobe Auflösung	Satelliten: NOAA, Meteosat	< 1:500.000	Wetter und Klima, Meeres- und Meereismonitoring	meist kostenfrei

Für den flächendeckenden Einsatz von Luft- oder Satellitenbildern muss zunächst das zu untersuchende Moor bzw. Moorbereiche über Vegetationseinheiten und unter Verwendung bodenkundlicher Übersichtskarten (Moorübersichtskarten, Bodenschätzungskarten o.ä., beziehbar z.B. über die entsprechenden Landesämter oder Geodatenportale der Länder) abgegrenzt werden.

Im Anschluss werden die Fernerkundungsdaten georeferenziert, und idealerweise mit einem Digitalen Landschaftsmodell (DLM) topographisch bedingte Verzerrungen ausgeglichen. Je

nach gewähltem Fernerkundungsdatensatz sind solche orthographisch projizierten und geometrisch korrigierten Daten schon vom Datenanbieter erhältlich, so dass diese Schritte entfallen können. Anschließend können die so korrigierten Bilder in einem geographischen Informationssystem (GIS) weiter verwendet werden (GINZLER et al. in TRAXLER (1997)).

Grundsätzlich ist es für alle Fernerkundungsdaten entscheidend, dass gewisse Qualitätskriterien erfüllt sind. So sind unerwünschte Nebeneffekte wie Wolken, tages- oder gar jahreszeitliche Schwankungen zu vermeiden. Letzteres kann im Rahmen eines Monitorings, das den Erfolg einer Renaturierung oder mögliche Fehlentwicklungen dokumentieren soll, zu Fehlinterpretationen und infolge dessen zu Fehlschlüssen für etwaige zukünftige Vorgehensweisen führen. Zudem sollten die Bilder eines dann meist größeren Gebietes innerhalb eines Tages erstellt werden. PETERSON et al. (2008) empfehlen beispielsweise die Befliegung unter optimalen Beleuchtungsbedingungen (mittags; max. 5% Bewölkung), um Schattenwürfe zu vermeiden. Zudem sollten sich die entscheidenden Pflanzenarten oder Vegetationstypen in ihrem optimalen Entwicklungszustand befinden (PETERSON et al., 2008).

4.4.1.2.4 Forschungsprojekte zur Fernerkundung im Naturschutz

In den vergangenen Jahren beschäftigten sich mehrere Forschungsprojekte in Deutschland mit der Nutzung von Fernerkundungsindikatoren für die Identifikation von Natura 2000 Flächen und zur Bestimmung von Entwicklungstendenzen dieser Flächen (DeCOVER2 und MS.MONINA).

Im Rahmen des EU-Projekts MS.MONINA wurden speziell angepasste, nutzerorientierte Informationsdienste verschiedener Maßstabsebenen für das Monitoring des Natura-2000-Netzwerkes und darüber hinaus entwickelt. Das Copernicus-Projekt MS.MONINA (Multi-Scale Service for Monitoring Natura 2000 Habitats of European Community Interest) bietet fernerkundungsbasierte Monitoringdienste zur kosteneffizienten Erfassung von Informationen für die Beobachtung verschiedener Zustände von Natura 2000 Flächen, aber auch anderer wertvoller Habitats, mit dem Ziel, dem Verlust an Biodiversität entgegenzuwirken, bzw. Biodiversität zu erhalten. (www.ms-monina.eu).

Im Rahmen des DeCover2 Projektes wurden unter anderem Dienste entwickelt, die zur großflächigen Erfassung der Nutzungsintensität von Grünlandflächen und FFH-Flächen beitragen. (FRANKE et al. 2012).

4.4.2 Grundwasserstand: Indikatorfunktion der Vegetation

4.4.2.1 Einleitung

Die Ausprägung der Vegetation von Feuchtgebieten ist abhängig sowohl von diversen Standortfaktoren als auch von der Nutzung. Entscheidenden Einfluss haben unter den Standortfaktoren in erster Linie die feuchtebestimmenden (Wasserstände und bodenhydraulischen Eigenschaften: Bodenwasserretention und -leitfähigkeit) und bodenchemischen (Nährstoffverfügbarkeit und pH-Wert) Standortfaktoren. Darüber hinaus können auch weitere Faktoren wie Lichtverhältnisse und Temperatur je nach Standort ausschlaggebende Wirkungen haben. Die Nutzung kann sich indirekt über eine Änderung der Standortbedingungen auf die Vegetationszusammensetzung auswirken (Wasserstand, Nährstoffangebot), oder auch direkt die Artenszusammensetzung beeinflussen (z.B. Einsaat, Wiesenutzung vs. Weidenutzung, Einzelartenbekämpfung etc.).

Die Kartierung im Feld und über Luft- und Satellitenbilder erlaubt eine flächige Erfassung der Vegetation. Potenzielle Indikationen von Standorteigenschaften können somit gut auf eine größere Fläche projiziert werden, sofern eine enge Beziehung zwischen Vegetationszusammensetzung und Standorteigenschaften nachgewiesen werden konnte. Dies stellt einen großen Vorteil der Bioindikation dar. Ein Beispiel dafür sind die Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST-Modell; COUWENBERG et al., 2011) für die flächige Abschätzung von THG-Emissionen. Eine ausführliche Diskussion der Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation erfolgt im Zusammenhang mit der Auswertung der Ergebnisse eines neuen umfangreichen Datensatzes (siehe unten).

Biotoptypenklassifikationen und Fauna-Flora-Habitat-Lebensraumtypen (BayLfU, 2010; VON DRACHENFELS, 2011; RIECKEN et al., 2006), die im Wesentlichen auf Struktur- und Artenparametern (Dominanz- oder Charakterarten) basieren, wurden primär für naturschutzfachliche Fragestellungen, wie die Ableitung von Erhaltungszuständen und Schutzerfordernissen, entwickelt. Die Indikationsschärfe für spezifische Standorteigenschaften stand dabei nicht im Vordergrund, ist aber, wie sich im Folgenden zeigt, durchaus in denjenigen Typen gegeben, die geringe Nutzungseinflüsse aufweisen. Pflanzensoziologische Einheiten sind dagegen aufgrund des klassifikatorischen Ansatzes auf der Assoziationsebene nicht immer standörtlich trennscharf. Neuere Ansätze der Integration der erklärenden Umweltvariablen (zu indizierende Standortbedingungen) in die Gradientenanalyse sind insbesondere hilfreich, um die Indikationsstärke der Vegetationszusammensetzung für Standortbedingungen multivariat auszudrücken (Ordinationsverfahren). Allerdings schließen sich die kartierbare und explizit abgrenzbare Einheitenbildung (Klassen) und die Gradientenbildung gegenseitig aus. Daher sind Vegetationsklassifizierungen hilfreich, die sowohl das Auftreten als auch die Abwesenheit von Artengruppen berücksichtigen, mit dem Ziel eine bestmögliche Bioindikation für Standortbedingungen zu erreichen (z.B. ELLENBERG et al. 1992, KOSKA 2007, DVWK 1996a).

ELLENBERG et al. (1992) weisen einzelnen Arten „Zeigerwerte“ für verschiedene Standortfaktoren zu. Die Feuchtezahl F reicht von 0 (Starktrockniszeiger) bis 12 (Unterwasserpflanze) und kann durch Wechselzeiger (~) und Überschwemmungszeiger (=) ergänzt werden. Versuche, Zeigerwerte konkreten Wasserständen zuzuordnen, erweisen sich als schwierig und scheinen am besten innerhalb einzelner Vegetationstypen zu funktionieren (WARMELINK et al., 2002). Der Nachteil der Zeigerwerte nach Ellenberg ist, dass sie sich auf Einzelarten beziehen, und es daher schwierig ist, Zeigerwerte auf Biotoptypen (oder andere flächige Vegetationseinheiten) zu übersetzen. Dies kann durch die Verrechnung von Zeigerwerten mit Deckungsgraden kompensiert werden (TREMP 2005). Die aus einer vegetationskundlichen Erhebung hervorgehenden Vegetationseinheiten sind dann immer mit den gewichteten Zeigerwerten zu verknüpfen, um Feuchte-Indikation ableiten zu können.

Da Artengruppen eine schärfere Bioindikation für Standortfaktoren darstellen (LEWIS, 2012) als Einzelarten, wurde auch das Vegetationsformenkonzept nach KOSKA (2007) entwickelt. Es bildet die Grundlage für das GEST-Modell (COUWENBERG et al., 2011). Die für Moore und Feuchtgebiete entwickelten Wasserstufen, die dem GEST-Modell zu Grunde liegen, reichen von 6+ bis 2- und werden über Angaben zur Wechselfeuchte ergänzt (KOSKA 2001). Diesen Wasserstufen werden in KOSKA (2001) auch Spannbreiten von Wasserstands-Jahresmedianen zugeordnet. Im Vergleich zu den Zeigerwerten nach Ellenberg hat das Vegetationsformenkonzept den Vorteil, dass es auf Vegetationseinheiten und nicht auf Einzelarten beruht und somit eine einfachere flächige Aufnahme erlaubt. Allerdings wurde es im

Wesentlichen anhand von Daten aus Nordostdeutschland entwickelt, so dass eine Übertragbarkeit z.B. auf süddeutsche oder nordwestdeutsche Hochmoore nicht unbedingt gegeben ist.

Die Indikationsschärfe der Vegetation für Wasserstände (z.B. Jahresmittel oder Sommer-tiefststände) muss jedoch sehr differenziert und im direkten Zusammenhang mit beobachteten Spannweiten (statistische Streuung) und/oder der genauen Datengrundlage betrachtet werden. Regional und/oder innerhalb ähnlicher hydrogenetischer Moortypen lässt sich häufig gut die Verschiebung von Artengruppen entlang eines Feuchtegradienten beobachten. Dies erlaubt jedoch noch keine belastbaren Aussagen über die Indikatorschärfe für eine überregionale Anwendung auf andere Moorgebiete. So gibt es trotz der bestehenden relativ umfangreichen Studien (z.B. KOSKA, 2007, 130 Vegetations-Datensätze mit Wasserständen in der offenen ungenutzten Feuchtgebietsvegetation NO-Deutschland + Ergänzungen aus der Literatur) keine systematische überregionale Evaluierung der Vorhersagegenauigkeit vorgeschlagener Vegetationsklassen/Vegetationsformen für den Wasserstand.

Qualitativ lässt sich aufgrund der Studien schließen, dass bei flurnahen Wasserständen ein direkterer Zusammenhang zwischen Vegetation und Grundwasserflurabstand vorliegt als bei flurferneren Wasserständen. So ist das Vorhandensein von Haupttorfbildnern im Hochmoor (*Sphagnum papillosum*, *S. magellanicum*, *S. capillifolium* und *Eriophorum vaginatum*) ein Zeichen für einen flurnahen moortypischen Wasserstand (NATURAL ENGLAND REVIEW, 2011). Die Bioindikation der Vegetation für Wasserstände wird mit abnehmendem Wasserstand durch den Einfluss weiterer Faktoren (z.B. hydraulische und chemische Eigenschaften des Bodens) jedoch kontinuierlich unschärfer.

Meist ist die Datengrundlage zu schlecht, um belastbare Spannweiten der auftretenden lang-jährigen Mittelwasserstände standortübergreifend für alle gewünschten Vegetationseinheiten abzuleiten. Hier steht der Wunsch, eine möglichst detaillierte Vegetationsklassifizierung zu verwenden bzw. mit Hilfe der bisherigen limitierten Datenlage zu Vegetation und Wasserstand (LEWIS 2012) zu entwickeln, im Widerspruch mit dem Bedarf moorgebietsübergreifende Spannweiten der Bioindikation für Wasserstände abzuleiten. Belastbare Spannweiten einer Vegetationsindikation lassen sich nur abschätzen, wenn moorgebietsübergreifend Wasserstandsdaten vorliegen. Unter "einem Moorgebiet" verstehen wir hier einen hydrologisch zusammenhängenden Moorkörper. Die gleiche Vorsicht ist bei der Zuordnung von THG-Emissionen zu Vegetationstypen (z.B. COUWENBERG 2011) angebracht. Die Varianz, die an nur einem einzelnen Standort beobachtet wird, darf nicht als belastbare moorgebiets-übergreifende Varianz verwendet werden.

4.4.2.2 Grundwasserstand: Indikatorfunktion der Biotoptypen-Klassifikation des BfN und der Länder an den Beispielen Niedersachsen und Bayern

Kartierungen auf Basis von Biotypenklassifizierungen (BfN und Länderschlüssel) haben sich in der Landschaftsplanung etabliert und sind vielerorts die Grundlage für die Zuordnung von Flächen zu Fauna-Flora-Habitat-Lebensräumen. Es liegen daher aus den einzelnen Bundesländern relativ einheitliche und umfangreiche Datensätze vor, die, von Ausnahmen abgesehen, auf den BfN-Biotoptypenschlüssel übertragbar sind. Sie liefern für eine bundesweite Betrachtung die detailliertesten Informationen über Vegetationsverteilungen. Trotz der bereits oben erwähnten Nachteile der gängigen Biotoptypen-Klassifikationen hinsichtlich der

Bioindikation für Wasserstände, präsentieren wir im Folgenden einen umfangreichen Abgleich der Indikation für Wasserstände mittels dieser Biotoptypen. Dies ist als Ergänzung zu den oben genannten Studien zu sehen. Der konzeptionell schlechteren Indikation der Biotoptypen für Wasserstände steht die bessere Datenverfügbarkeit auf dieser Klassifikationsebene gegenüber.

Auf Basis der BfN-Biotoptypen (nach RIECKEN et al. 2006) war es möglich, einen umfangreichen Datensatz zu erzeugen. Der Datensatz basiert zum überwiegenden Teil auf der Thünen-Datenbank zu Moorwiedervernässungsprojekten in Deutschland einschließlich der in den Projekten erhobenen Vegetationskartierungen und Wasserstände (BECHTOLD et al., 2014). An dieser Stelle sei allen "Datenspendern" ganz besonders gedankt (siehe Danksagung am Ende des Leitfadens). Im Rahmen unserer Auswertung haben wir angenommen, dass die Vegetation die Wasserstände der letzten 5 Jahre widerspiegelt (siehe auch z.B. KOSKA, 2007; in dieser Studie wurde ein durchschnittlicher Sukzessionsfortschritt von 40 bis 70 % nach 4 Jahren beobachtet).

Datensatz:

- 1005 Vegetationsaufnahmen mit Wasserstandszeitreihen von 593 Pegeln
- Daten aus 33 verschiedenen Moorkörpern
- Für einen Messzeitraum von 5 Jahren vor der Vegetationsaufnahme lagen für 787 der Vegetationsaufnahmen die Wasserstände in hoher Qualität vor. Entweder wurden sie mit Datenschreibern kontinuierlich geloggt oder mit Zeitreihen-Modellierung (Menyanthes-Modell, nach VON ASMUTH et al. 2008) auf tägliche Auflösung für die letzten 5 Jahre vor der Vegetationsaufnahme gebracht. Systematische Fehler durch kurzfristige klimatische Effekte (klimatische Abweichungen vom langjährigen Mittel) und Unsicherheiten durch lückenhafte manuelle Messungen konnten so minimiert werden.
- Für die restlichen 218 Vegetationsaufnahmen konnte zwar keine zufriedenstellende Modellgüte mit dem Menyanthes-Modell erreicht werden, aber es lagen manuelle Wasserstands-Daten für 3 bis 6 Jahre vor. Kürzere Zeitreihen wurden nicht berücksichtigt.

Methodik der Auswertung:

1) Aggregation:

Um belastbare Spannweiten der auftretenden langjährigen Wasserstände je Biotoptyp zu erhalten, wurde bei der Auswertung auf der nächst höheren Klassifikationsebene aggregiert, wenn nicht mindestens aus 3 verschiedenen Gebieten Wasserstandsdaten zu den Vegetationsaufnahmen vorgelegen haben. Da zum Teil Biotoptypen mit nur wenigen Daten hinterlegt waren, war in manchen Fällen eine sehr starke Aggregation nötig. Dies zeigt den Bedarf, diese Lücken mit der Erhebung weiterer Daten im Rahmen kommender Projekte zu decken. Für drei Biotoptypen (34.06 Borstgrasrasen, 36.04 Torfabbau, und 36.05 Moorregenerationsfläche) wurden Ausnahmen gemacht; trotz vorliegender Daten aus nur zwei Gebieten erfolgte hier keine weitere Aggregation. Das Aggregationsergebnis ist in Tabelle 24 dargestellt.

2) Gewichtung der Daten:

Um innerhalb eines Biotoptyps den Einfluss der Daten aus den verschiedenen Moorkörpern anzugleichen, wurden die Daten mit $1/\sqrt{n}$ (mit n : Anzahl der Aufnahmen des Biotoptyps innerhalb eines Moorstandorts) gewichtet (siehe BECHTOLD et al. 2014). Der Gewichtungsfaktor ist ein Kompromiss zwischen den Ansprüchen eine gute Übertragbarkeit zu gewährleisten und möglichst alle Daten zu verwenden.

3) Darstellung des Bioindikationspotenzials für Wasserstände:

Für die Darstellung der Bioindikation der Wasserstände werden für die aggregierten Biotoptypen gewichtete Boxplots (Abbildung 29 bis Abbildung 34) und statistische Kennwerte für die Streuung in Form von Tabellen (Tabelle 24 bis Tabelle 32) (jeweils für den durchschnittlichen Wasserstand im hydrologischen Sommerhalbjahr und den ganzjährigen durchschnittlichen Wasserstand) vorgestellt.

4.4.2.3 Indikationspotenzial mittels Biotoptypen: Möglichkeiten und Grenzen

Die Ergebnisse zeigen zunehmend größere Spannweiten von auftretenden Wasserständen je trockener die Standortbedingungen der Biotoptypen sind (siehe auch ELLENBERG et al., 1992, und KOSKA, 2001). Dies trifft sowohl für die durchschnittlichen Sommer- als auch Ganzjahreswasserstände zu. Für die Sommerwerte sind die Spannweiten im allgemein noch größer als die der Ganzjahreswerte. Biotoptypen des trockeneren Grünlands sind somit wenig geeignet für eine Indikation des Wasserstands. Die Einteilung der unterschiedlichen Grünlandflächen erscheint in den Biotoptypenschlüsseln teilweise unbefriedigend. Der Biotoptyp „Artenarmes Extensivgrünland“, der in den Schutzgebieten nach Extensivierungsmaßnahmen sehr häufig vorkommt, fehlt im BfN-Schlüssel. Im niedersächsischen Biotoptypenschlüssel werden unter diesem Typ Grünländer unterschiedlicher Feuchtestufen vereint. Möglicherweise bietet sich hier, zusätzlich zu einer Erweiterung der Biotoptypenschlüssel, eine Kombination mit dem Vorkommen von Indikatorarten an. Biotoptypen des nassen bis feuchten Grünlands zeichnen dagegen etwas besser. Wasserstände der Moordegenerationsstadien des BfN-Schlüssels zeichnen mit am besten, weisen jedoch in der hier durchgeführten "Moorgebiets- und regionsübergreifenden" Auswertung trotzdem immer noch eine recht große Spannweite auf.

Es zeigt sich, dass das Potenzial der Bioindikation mit tieferen Wasserständen und intensiverer Nutzung abnimmt. Je ungestörter der Standort ist, desto unabhängiger von der Nutzung wirken die Standortfaktoren auf die Vegetationszusammensetzung und können deswegen umgekehrt aus der Vegetation indiziert werden. Der indirekte und direkte Nutzungseinfluss wirken in Kombination auf die Artenzusammensetzung. Dies geschieht so, dass der enge Zusammenhang zwischen Standort und Vegetation beeinflusst wird. In den naturnahen feuchten und nassen Bereichen kann die Vegetation gut in Hinblick auf die Indikation des Grundwasserstandes ausgewertet werden. Die Zuverlässigkeit der Indikation von Standortbedingungen durch die Vegetation nimmt aber mit steigender Nutzungsintensität ab. Hier überlagert die Nutzung (Nährstoffzufuhr, Schnittregime etc.) den Wasserstand. Die Spannweite der Wasserstände, bei denen derselbe Vegetationstyp auftreten kann, ist z.T. um ein mehrfaches größer als bei den naturnäheren Vegetationstypen. Die Wasserstandindikation der Vegetationszusammensetzung ist hier nicht trennscharf. Da der Wasserstand für die Treibhausgasemission aber ein wesentlicher steuernder Parameter ist, und die Emissionen

generell mit sinkendem Wasserstand ansteigen, ist eine zuverlässige Indikation erforderlich. Die Limitierung auf die gut indizierbaren feuchten und naturnäheren Bedingungen ist bei der Emissionsabschätzung mittels Bioindikation, z.B. über die Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST-Modell; COUWENBERG et al., 2011), zu berücksichtigen.

Die feinere Differenzierung der Moordegenerationsstadien im Niedersächsischen Biotoptypenschlüssel erlaubt eine etwas bessere Bioindikation des Wasserstands für diese Biotoptypen. Bei länderspezifischen Auswertungen verschlechtert sich jedoch die Datenlage und es liegen nur noch für wenige Biotoptypen Daten aus mehreren unterschiedlichen Moorkörpern vor. Aufgrund der hier definierten Bedingung, dass für belastbare Aussagen aus drei oder mehr Gebieten Daten vorliegen müssen, war es deswegen nötig, Biotoptypen noch stärker zu aggregieren.

Die hier vorgestellte systematische Auswertung von Biotoptypaufnahmen mit dazugehörigen langjährigen Wasserstandsdaten zeigt die Unsicherheit der Bioindikation von Biotoptypen auf. Diese ist zu berücksichtigen, wenn mittels Biotoptypen quantitative Aussagen über die Effizienz von Wiedervernässungsmaßnahmen getroffen werden sollen, insbesondere bei der Abschätzung der Klimaschutzwirkung. Mit weiteren Erhebungen im Rahmen zukünftiger Projekte können diese Unsicherheiten weiter reduziert werden, bzw. auch feinere Klassifizierungsebenen genügend mit Daten hinterlegt werden.

Tabelle 24: Aggregierte BfN-Biotoptypen (RIECKEN et al., 2006); es wurde aggregiert, bis Vegetationsaufnahmen mit Wasserständen aus mindestens 3 verschiedenen Gebieten vorgelegen haben (Ausnahmen: Borstgrasrasen, Torfabbaubereich und Moorregenerationsfläche)

Anzahl Gebiete mit Daten	Anzahl Aufnahmen	BfN-Biotoptyp (aggregiert)	Beschreibung nach BfN Biotoptypen	Zugeordnete BFN Codes
8	28	33.05	Äcker und Ackerbrache auf Torf- oder Anmoorboden	33.05, 33.05.02, 33.05.03
5	18	33.05.03	intensiv bewirtschafteter Acker auf Torf- oder Anmoorboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	33.05.03
2	4	34.06	Borstgrasrasen	34.06.02, 34.06.02.02.02
7	31	34.07	artenreiches, frisches Grünland	34.07.01, 34.07.02.03, 34.07.01.01
6	29	34.07.01	artenreiches, frisches Grünland der planaren bis submontanen Stufe	34.07.01, 34.07.01.01
3	7	34.07.01.01	artenreiche, frische Mähwiese der planaren bis submontanen Stufe	34.07.01.01
6	82	34.08.01	artenarmes, frisches Intensivgrünland der planaren bis submontanen Stufe	34.08.01, 34.08.01.01, 34.08.01.03
3	19	34.08.01.01	intensiv genutztes, frisches Dauergrünland der planaren bis submontanen Stufe	34.08.01.01

Anzahl Gebiete mit Daten	Anzahl Aufnahmen	BfN-Biotoptyp (aggregiert)	Beschreibung nach BfN Biotoptypen	Zugeordnete BFN Codes
4	69	GEM	artenarmes Extensivgrünland auf Moorböden	kein Schlüssel vorhanden
6	30	35.01	waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe	35.01.01.02, 35.01.02, 35.01.02.01, 35.01.02.02
4	21	35.01.02	oligo- bis mesotrophe, kalkreiche Niedermoore	35.01.02, 35.01.02.01, 35.01.02.02
4	15	35.02.01	Pfeifengraswiesen (auf mineralischen und organischen Böden)	35.02.01.02, 35.02.01.03
16	152	35.02.03	sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland der planaren bis submontanen Stufe	35.02.03, 35.02.03.01, 35.02.03.02, 35.02.03.03
3	12	35.02.03.01	sonstige extensive Feucht- bzw. Nasswiese der planaren bis submontanen Stufe	35.02.03.01
5	39	35.02.03.02	sonstige extensive Feucht- bzw. Nass(mäh)weide der planaren bis submontanen Stufe	35.02.03.02
5	38	35.02.04	sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland der montanen bis hochmontanen Stufe	35.02.04.01, 35.02.04.02, 35.02.04.03
6	58	35.02.05	Flutrasen	35.02.05
7	44	35.02.06	artenarmes, intensiv genutztes Feuchtgrünland der planaren bis submontanen Stufe	35.02.06, 35.02.06.02
3	52	36.01	Hochmoore (intakt)	36.01.01, 36.01.02
4	26	36.02.02	Übergangsmoore und Zwischenmoore der montanen bis hochmontanen Stufe	36.02.02
27	145	36.03	Moordegenerationsstadien	36.03, 36.03.01.01, 36.03.01.02, 36.03.02, 36.03.03
11	52	36.03.01.01	Moordegenerationsstadien mit Dominanz von Wollgräsern	36.03.01.01
4	14	36.03.01.02	Moordegenerationsstadien mit Dominanz von Pfeifengras	36.03.01.02
9	71	36.03.02	Moordegenerationsstadium mit Dominanz von Zwergsträuchern	36.03.02
2	3	36.04	Torfabbaubereiche	36.04.02, 36.04.02.02
2	4	36.05	Moorregenerationsfläche	36.05, 36.05.02
14	45	37.	Großseggenriede	37.01, 37.02,

Anzahl Gebiete mit Daten	Anzahl Aufnahmen	BfN-Biototyp (aggregiert)	Beschreibung nach BfN Biotypen	Zugeordnete BFN Codes
				37.01.01, 37.02.01, 37.01.02, 37.02.02
4	11	37.0x.01	bultiges Großseggenried	37.01.01, 37.02.01
6	28	37.0x.02	rasiges Großseggenried	37.01.02, 37.02.02
3	5	38.06	Rohrglanzgrasröhricht	38.06
3	7	39.	Wald- und Ufersäume, Staudenfluren	39.03, 39.03.01.02, 39.06.03
4	17	43.01.01	Birken-Moorwald mit intaktem Wasserhaushalt	43.01.01
4	16	43.01.02	degradierter Birken-Moorwald	43.01.02
7	11	43.02	Bruchwälder	43.02.01, 43.02.02
3	3	43.02.02.01	Erlenbruchwald mit intaktem Wasserhaushalt	43.02.02.01
4	8	43.07/43.09	Laub- und Mischwälder und Laub(misch)holzforste	43.07.01, 43.07.03, 43.09, 43.09.01
9	56	44.	Nadelwald und Nadelforst	44.01.01.02, 44.01.02, 44.04, 44.04.01.02, 44.01.02.01, 44.01.03.01, 44.04.01.01, 44.04.03.01
4	36	44.0x.0x.01	Nadelwald (feucht) und Nadelforst (feucht)	44.01.02.01, 44.01.03.01, 44.04.01.01, 44.04.03.01

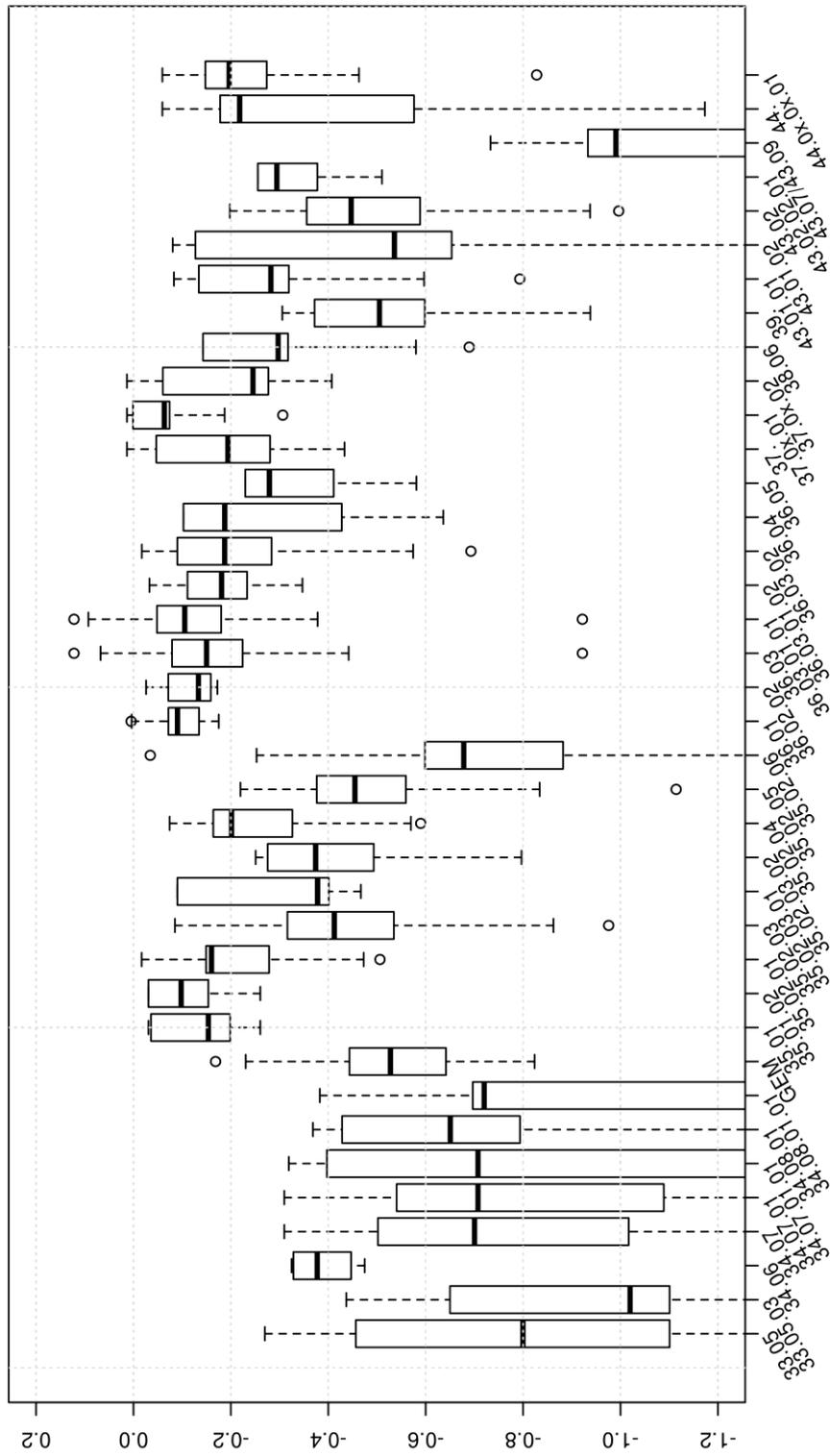


Abbildung 29: Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrol. Sommerhalbjahres, Mai bis Oktober) mit BfN-Biotypen um trockenes extensives Grünland "GEM" ergänzt (RIECKEN et al, 2006); Boxplot der Sommermittel (für die jeweilige Datenbelegung siehe Tabelle 24)

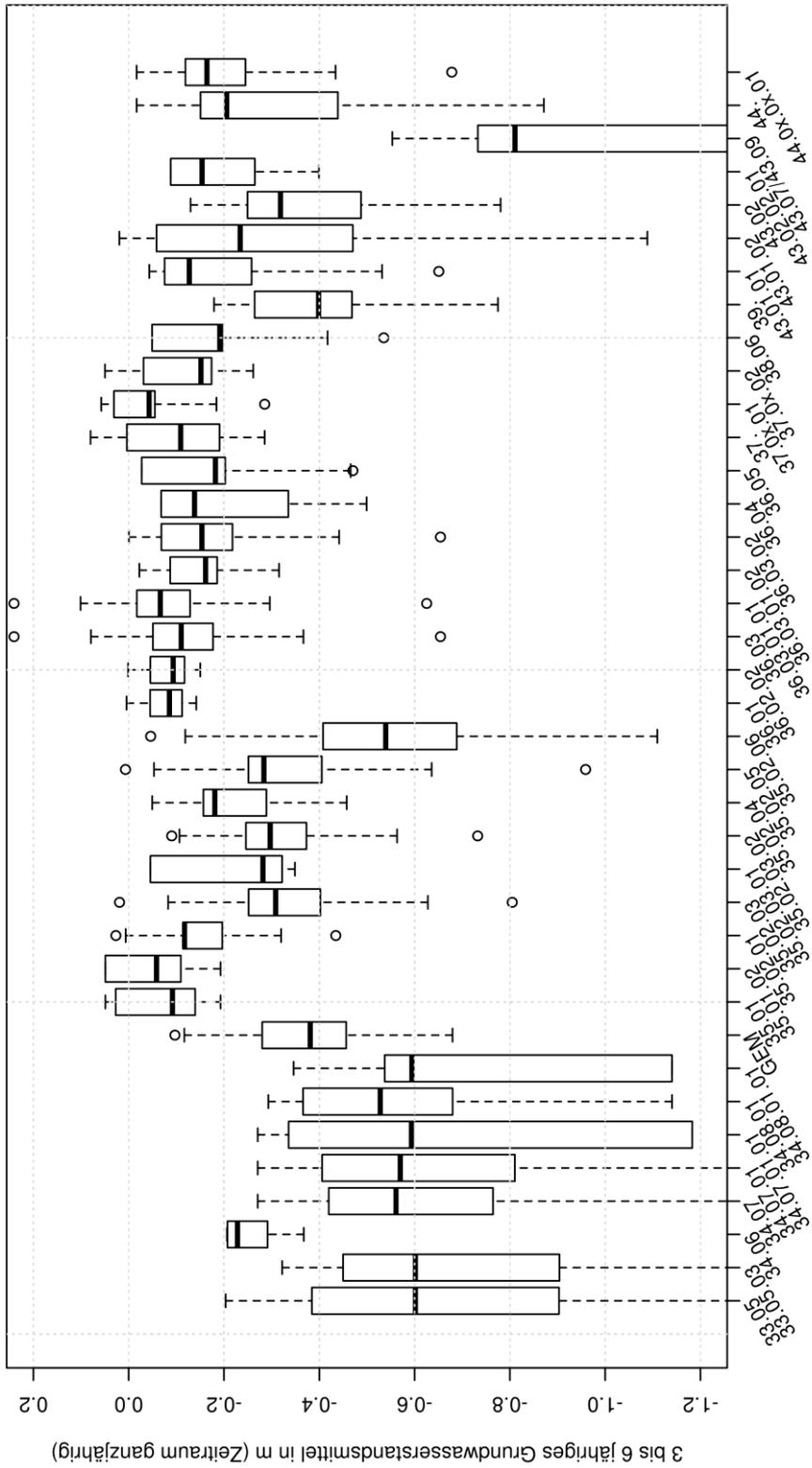


Abbildung 30: Bioindikation von Wasserständen (3-6 jähriges Mittel) mit BfN-Biotypen um trockenes extensives Grünland "GEM" ergänzt (RIECKEN et al, 2006); Boxplot der Jahresmittel der Grundwasserstände (Datenbelegung siehe Tabelle 24)

Tabelle 25: Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrologischen Sommerhalbjahr, 3 bis 6 jährig) mit BfN-Biototypen (RIECKEN et al, 2006); gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen

BfN Biototyp (aggregiert)	Beschreibung nach BfN Biototypen	n	Gewichtete Statistik (hydrologisches Sommerhalbjahr, 3 bis 6 jährig)						
			Mittelwert	Standard-abw.	2.50%	25%	50% (=Median)	75%	97.50%
33.05	Äcker und Ackerbrache auf Torf- oder Anmoorböden	22	-0.88	0.42	-0.27	-0.46	-0.80	-1.10	-1.62
33.05.03	intensiv bewirtsch. Acker auf Torf- oder Anmoorböden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	15	-1.00	0.43	-0.44	-0.65	-1.02	-1.10	-1.62
34.06	Borstgrasrasen	4	-0.41	0.07	-0.32	-0.33	-0.38	-0.45	-0.47
34.07	artenreiches, frisches Grünland	31	-0.80	0.37	-0.31	-0.50	-0.70	-1.02	-1.49
34.07.01	artenreiches, frisches Grünland der planaren bis submontanen Stufe	29	-0.81	0.38	-0.31	-0.54	-0.71	-1.09	-1.49
34.07.01.01	artenreiche, frische Mähwiese der planaren bis submontanen Stufe	7	-0.85	0.41	-0.32	-0.40	-0.71	-1.29	-1.29
34.08.01	artenarmes, frisches Intensivgrünland der planaren bis submontanen Stufe	82	-0.72	0.38	-0.37	-0.43	-0.65	-0.79	-1.49
34.08.01.01	intensiv genutztes, frisches Dauergrünland der planaren bis submontanen Stufe	19	-0.95	0.43	-0.38	-0.70	-0.72	-1.49	-1.49
GEM	artenarmes Extensivgrünland auf Moorböden	69	-0.53	0.15	-0.17	-0.44	-0.53	-0.64	-0.79
35.01	waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe	30	-0.14	0.08	-0.03	-0.04	-0.15	-0.20	-0.26
35.01.02	oligo- bis mesotrophe, kalkreiche Niedermoore	21	-0.11	0.08	-0.03	-0.03	-0.10	-0.15	-0.26
35.02.01	Pfeifengraswiesen (auf mineralischen und organischen Böden)	15	-0.24	0.14	-0.02	-0.15	-0.16	-0.28	-0.49
35.02.03	sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland der planaren bis submontanen Stufe	152	-0.44	0.19	-0.09	-0.32	-0.41	-0.53	-0.91
35.02.03.01	sonstige extensive Feucht- bzw. Nasswiese der planaren bis submontanen Stufe	12	-0.32	0.16	-0.09	-0.09	-0.38	-0.40	-0.47
35.02.03.02	sonstige extensive Feucht- bzw. Nass(mäh)weide der planaren bis submontanen Stufe	39	-0.41	0.14	-0.25	-0.28	-0.37	-0.49	-0.69
35.02.04	sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland der montanen bis hochmontanen Stufe	32	-0.26	0.13	-0.07	-0.16	-0.20	-0.33	-0.54
35.02.05	Flutrasen	58	-0.48	0.16	-0.22	-0.38	-0.45	-0.56	-0.81
35.02.06	artenarmes, intensiv genutztes Feuchtgrünland der planaren bis submontanen Stufe	44	-0.73	0.26	-0.28	-0.60	-0.68	-0.88	-1.33
36.01	Hochmoore (intakt)	52	-0.10	0.05	0.00	-0.07	-0.09	-0.13	-0.16
36.02.02	Übergangsmoore und Zwischenmoore der montanen bis hochmontanen Stufe	26	-0.12	0.05	-0.03	-0.07	-0.13	-0.16	-0.17
36.03	Moordegenerationsstadien	136	-0.18	0.15	0.04	-0.08	-0.15	-0.22	-0.59
36.03.01.01	Moordegenerationsstadien mit Dominanz von Wollgräsern	48	-0.13	0.14	0.09	-0.05	-0.11	-0.18	-0.36
36.03.01.02	Moordegenerationsstadien mit Dominanz von Pfeifengras	14	-0.19	0.10	-0.03	-0.11	-0.18	-0.23	-0.35
36.03.02	Moordegenerationsstadium mit Dominanz von Zweifengras	69	-0.22	0.16	-0.02	-0.09	-0.19	-0.28	-0.63
36.04	Torfabbaubereiche	3	-0.34	0.28	-0.10	-0.10	-0.19	-0.43	-0.62
36.05	Moorregenerationsfläche	3	-0.40	0.20	-0.23	-0.23	-0.28	-0.41	-0.56
37	Großseggenriede	45	-0.18	0.13	0.01	-0.05	-0.19	-0.28	-0.42
37.0x.01	bultiges Großseggenried	11	-0.09	0.12	0.01	0.00	-0.06	-0.07	-0.31
37.0x.02	rasiges Großseggenried	28	-0.20	0.12	0.01	-0.06	-0.25	-0.28	-0.36
38.06	Rohrglanzgrasröhricht	5	-0.32	0.19	-0.14	-0.14	-0.30	-0.32	-0.63
39	Wald- und Ufersäume, Staudenfluren	7	-0.71	0.47	-0.31	-0.37	-0.51	-0.60	-1.37
43.01.01	Birken-Moorwald mit intaktem Wasserhaushalt	14	-0.30	0.20	-0.08	-0.13	-0.28	-0.32	-0.73
43.01.02	degradierter Birken-Moorwald	11	-0.64	0.57	-0.08	-0.13	-0.54	-0.65	-1.63
43.02	Bruchwälder	8	-0.55	0.27	-0.20	-0.36	-0.45	-0.59	-0.94
43.02.02.01	Erlenbruchwald mit intaktem Wasserhaushalt	3	-0.37	0.13	-0.26	-0.26	-0.29	-0.38	-0.50
43.07/43.09	Laub- und Mischwälder und Laub(misch)holzforste	8	-1.20	0.33	-0.73	-0.93	-0.99	-1.54	-1.56
44	Nadelwald und Nadelforst	56	-0.43	0.39	-0.06	-0.18	-0.22	-0.58	-1.36
44.0x.0x.01	Nadelwald (feucht) und Nadelforst (feucht)	41	-0.26	0.21	-0.06	-0.15	-0.20	-0.27	-0.73

Tabelle 26: Bioindikation von Wasserständen (Jahresmittel, 3 bis 6 jähriges Mittel) mit BfN-Biotypen (RIECKEN et al, 2006); gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen

BfN Biotyp (aggregiert)	Beschreibung nach BfN Biotypen	n	Gewichtete Statistik (Jahresmittel, 3 bis 6 jährig)						
			Mittelwert	Standard-abw.	2.50%	50% (=Median)	75%	97.50%	
33.05	Äcker und Ackerbrache auf Torf- oder Anmoorböden	28	-0.70	0.38	-0.20	-0.38	-0.60	-0.90	-1.48
33.05.03	intensiv bewirtschaft. Acker auf Torf- oder Anmoorböden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	18	-0.79	0.40	-0.32	-0.45	-0.60	-0.90	-1.48
34.06	Borstgrasrasen	4	-0.28	0.08	-0.21	-0.21	-0.23	-0.29	-0.36
34.07	artenreiches, frisches Grünland	31	-0.67	0.36	-0.27	-0.42	-0.56	-0.76	-1.36
34.07.01	artenreiches, frisches Grünland der planaren bis submontanen Stufe	29	-0.68	0.37	-0.27	-0.41	-0.57	-0.81	-1.36
34.07.01.01	artenreiche, frische Mähweide der planaren bis submontanen Stufe	7	-0.75	0.40	-0.27	-0.34	-0.59	-1.18	-1.18
34.08.01	artenarmes, frisches Intensivgrünland der planaren bis submontanen Stufe	82	-0.60	0.28	-0.29	-0.37	-0.53	-0.68	-1.14
34.08.01.01	intensiv genutztes, frisches Dauergrünland der planaren bis submontanen Stufe	19	-0.75	0.31	-0.35	-0.54	-0.59	-1.14	-1.14
GEM	artenarmes Extensivgrünland auf Moorböden	69	-0.38	0.14	-0.10	-0.28	-0.38	-0.46	-0.63
35.01	waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Stümpfe	30	-0.07	0.08	0.05	0.03	-0.09	-0.14	-0.19
35.01.02	oligo- bis mesotrophe, kalkreiche Niedermoore	21	-0.05	0.09	0.05	0.05	-0.06	-0.11	-0.19
35.02.01	Pfeifengraswiesen (auf mineralischen und organischen Böden)	15	-0.17	0.12	0.03	-0.11	-0.12	-0.20	-0.39
35.02.03	sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland der planaren bis submontanen Stufe	152	-0.33	0.16	-0.04	-0.25	-0.31	-0.40	-0.75
35.02.03.01	sonstige extensive Feucht- bzw. Nassweide der planaren bis submontanen Stufe	12	-0.23	0.13	-0.05	-0.05	-0.28	-0.32	-0.35
35.02.03.02	sonstige extensive Feucht- bzw. Nass(mäh)weide der planaren bis submontanen Stufe	39	-0.31	0.15	-0.09	-0.25	-0.30	-0.37	-0.60
35.02.04	sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland der montanen bis hochmontanen Stufe	38	-0.22	0.10	-0.05	-0.16	-0.18	-0.29	-0.43
35.02.05	Flutrasen	58	-0.33	0.15	0.01	-0.25	-0.28	-0.41	-0.69
35.02.06	artenarmes, intensiv genutztes Feuchtgrünland der planaren bis submontanen Stufe	44	-0.58	0.25	-0.10	-0.41	-0.54	-0.69	-1.20
36.01	Hochmoore (intakt)	52	-0.08	0.04	0.00	-0.04	-0.09	-0.11	-0.14
36.02.02	Übergangsmoore und Zwischenmoore der montanen bis hochmontanen Stufe	26	-0.09	0.05	0.00	-0.05	-0.09	-0.12	-0.15
36.03	Moordegenerationsstadien	145	-0.13	0.14	0.14	-0.05	-0.11	-0.18	-0.50
36.03.01.01	Moordegenerationsstadien mit Dominanz von Wollgräsern	52	-0.07	0.12	0.22	-0.02	-0.07	-0.13	-0.29
36.03.01.02	Moordegenerationsstadien mit Dominanz von Pfeifengras	14	-0.16	0.09	-0.02	-0.09	-0.16	-0.19	-0.32
36.03.02	Moordegenerationsstadium mit Dominanz von Pfeifengras	71	-0.18	0.14	0.00	-0.07	-0.15	-0.22	-0.55
36.04	Torfabbauereiche	3	-0.26	0.22	-0.07	-0.07	-0.14	-0.34	-0.48
36.05	Moorregenerationsfläche	4	-0.22	0.18	-0.03	-0.03	-0.18	-0.20	-0.44
37	Großseggenriede	45	-0.10	0.11	0.08	0.00	-0.11	-0.19	-0.29
37.0x.01	bultiges Großseggenried	11	-0.06	0.12	0.06	0.03	-0.04	-0.06	-0.29
37.0x.02	rasiges Großseggenried	28	-0.12	0.10	0.05	-0.03	-0.15	-0.17	-0.26
38.06	Rohrglanzgrasröhricht	5	-0.21	0.17	-0.05	-0.05	-0.19	-0.20	-0.48
39	Wald- und Ufersäume, Staudenfluren	7	-0.58	0.46	-0.18	-0.26	-0.40	-0.47	-1.22
43.01.01	Birken-Moorwald mit intaktem Wasserhaushalt	17	-0.21	0.17	-0.04	-0.08	-0.13	-0.26	-0.61
43.01.02	degradierter Birken-Moorwald	16	-0.42	0.46	0.02	-0.06	-0.23	-0.47	-1.39
43.02	Bruchwälder	8	-0.42	0.23	-0.13	-0.25	-0.32	-0.49	-0.74
43.02.02.01	Erlenbruchwald mit intaktem Wasserhaushalt	3	-0.24	0.16	-0.09	-0.09	-0.15	-0.26	-0.39
43.07/43.09	Laub- und Mischwälder und Laub(misch)holzforste	8	-1.01	0.33	-0.55	-0.73	-0.81	-1.35	-1.38
44	Nadelwald und Nadelforst	56	-0.36	0.32	-0.02	-0.15	-0.21	-0.44	-1.12
44.0x.0x.01	Nadelwald (feucht) und Nadelforst (feucht)	41	-0.22	0.18	-0.02	-0.12	-0.16	-0.25	-0.61

Tabelle 27: Aggregierte Biotoptypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels (VON DRACHENFELS, 2011); es wurde aggregiert, bis Vegetationsaufnahmen mit Wasserständen aus mindestens 3 verschiedenen Gebieten vorgelegen haben (Ausnahmen: GNW und MWD)

Anzahl Gebiete mit Daten	Anzahl Aufnahmen	Kartierschlüssel Niedersachsen (aggregiert)	Beschreibung nach Niedersächsischem Kartierschlüssel	Zugeordnete Codes
4	11	A	Acker	AM, AZ, GA
4	69	GEM	Artenarmes Extensivgrünland auf Moorböden	GEM
3	42	GFS	Sonstiges nährstoffreiches Feuchtgrünland	GFS
4	22	GIM	Intensivgrünland auf Moorböden	GIM
4	22	GM	Mesophiles Grünland	GMA, GMF, GMS
4	8	GNF	Seggen-, binsen- oder hochstaudenreicher Flutrasen	GNF
4	11	GNR	Nährstoffreiche Nasswiese	GNR
2	4	GNW	Sonstiges mageres Nassgrünland	GNW
4	18	MGB	Besenheide-Hochmoordegenerationsstadium	MGB
4	16	MGF	Feuchteres Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium	MGF
4	4	MP	Pfeifengras-Moorstadium	MPT, MPF
2	16	MWD	Wollgras-Degenerationsstadium entwässerter Moore	MWD
3	7	MWS	Wollgras-Torfmoos-Schwingrasen	MWS
8	17	MWT	Sonstiges Torfmoos-Wollgras-Moorstadium	MWT
5	8	NS	Sauergras-, Binsen- und Staudenried	NSA, NSB, NSG, NSM
4	4	WAR	Erlen-Bruchwald nährstoffreicher Standorte, Subkontinentaler Kiefern-Birken-Bruchwald	WAR, WBK
3	13	WBA	Birken- und Kiefern-Bruchwald nährstoffarmer Standorte des Tieflands	WBA
6	16	WV	Birken- und –Kiefernwald entwässerter Moore	WVP, WVS, WVZ

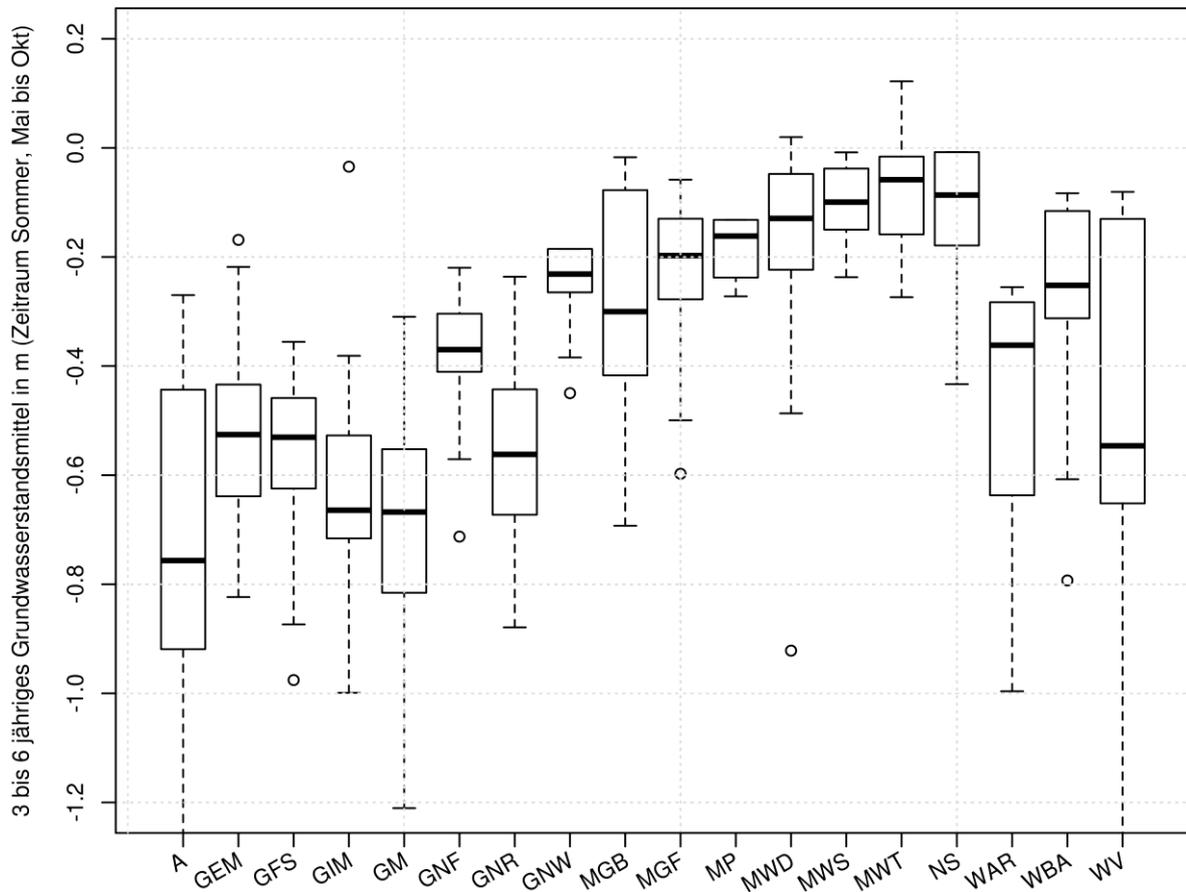


Abbildung 31: Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrol. Sommerhalbjahres, Mai bis Oktober) mit Biotoptypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels (VON DRACHENFELS, 2011); Boxplot der Sommermittel (für die jeweilige Datenbelegung siehe Tabelle 27)

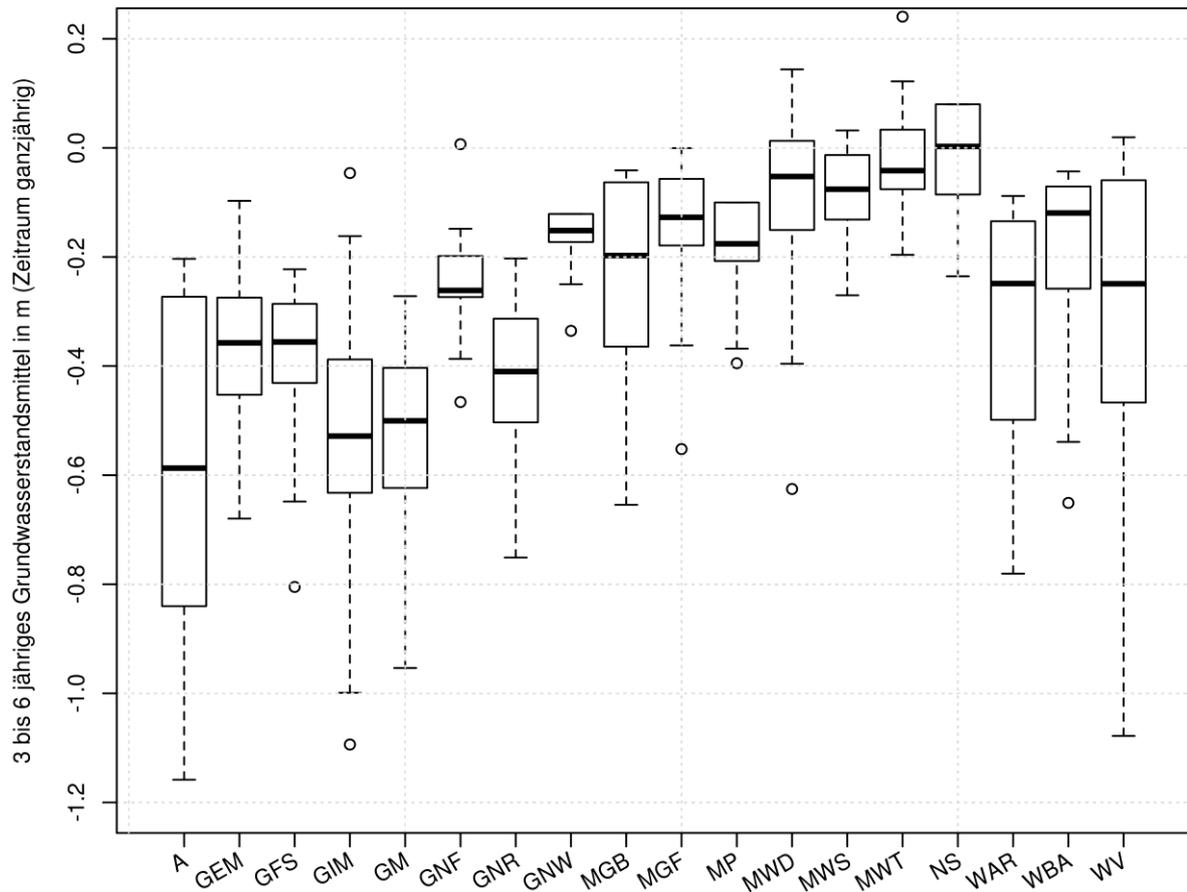


Abbildung 32: Bioindikation von Wasserständen (3-6 jähriges Mittel) mit Biotypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels (VON DRACHENFELS, 2011); Boxplot der Jahresmittel der Grundwasserstände (Datenbelegung siehe Tabelle 27)

Tabelle 28: Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrologischen Sommerhalbjahres) mit Biotoptypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels (VON DRACHENFELS, 2011); gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen

Kartierschlüssel Niedersachsen (aggregiert)	Beschreibung nach Niedersächsischem Kartierschlüssel	n	Gewichtete Statistik (hydrologisches Sommerhalbjahr, 3 bis 6 jährig)						
			Mittelwert	Standard-abw.	2.50%	50% (=Median)	75%	97.50%	
A	Acker	11	-0.78	0.32	-0.27	-0.44	-0.76	-0.92	-1.24
GEM	Artenarmes Extensivgrünland auf Moorböden	69	-0.53	0.15	-0.17	-0.43	-0.53	-0.64	-0.79
GFS	Sonstiges nährstoffreiches Feuchtgrünland	42	-0.59	0.18	-0.36	-0.46	-0.53	-0.62	-0.97
GIM	Intensivgrünland auf Moorböden	37	-0.67	0.24	-0.10	-0.53	-0.66	-0.72	-1.26
GM	Mesophiles Grünland	22	-0.79	0.34	-0.31	-0.55	-0.67	-0.82	-1.50
GNF	Seggen-, binsen- oder hochstaudenreicher Flutrasen	8	-0.39	0.13	-0.22	-0.30	-0.37	-0.41	-0.63
GNR	Nährstoffreiche Nasswiese	11	-0.58	0.18	-0.24	-0.44	-0.56	-0.67	-0.85
GNW	Sonstiges mageres Nassgrünland	4	-0.27	0.10	-0.19	-0.19	-0.23	-0.26	-0.42
MGB	Besenheide-Hochmoordegenerationsstadium	16	-0.32	0.22	-0.02	-0.08	-0.30	-0.42	-0.69
MGF	Feuchteres Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium	16	-0.24	0.16	-0.06	-0.13	-0.20	-0.28	-0.56
MP	Pfeifengras-Moorstadium	3	-0.21	0.08	-0.13	-0.13	-0.16	-0.24	-0.27
MWD	Wollgras-Degenerationsstadium entwässerter Moore	16	-0.20	0.22	0.02	-0.05	-0.13	-0.22	-0.70
MWS	Wollgras-Torfmoos-Schwingrasen	6	-0.12	0.08	-0.01	-0.04	-0.10	-0.15	-0.23
MWT	Sonstiges Torfmoos-Wollgras-Moorstadium	14	-0.08	0.10	0.12	-0.02	-0.06	-0.16	-0.24
NS	Sauergras-, Binsen- und Staudenried	8	-0.13	0.14	-0.01	-0.01	-0.09	-0.18	-0.37
WAR	Erlen-Bruchwald nährstoffreicher Standorte, Subkontinentaler Kiefern-Birken-Bruchwald	4	-0.58	0.36	-0.26	-0.28	-0.36	-0.64	-0.96
WBA	Birken- und Kiefern-Bruchwald nährstoffarmer Standorte des Tieflands	10	-0.33	0.25	-0.08	-0.12	-0.25	-0.31	-0.76
WV	Birken- und -Kiefern-Moorwald	11	-0.65	0.57	-0.08	-0.13	-0.55	-0.65	-1.64

Tabelle 29: Bioindikation von Wasserständen (Jahresmittel, 3 bis 6 jähriges Mittel) mit Biotoptypen des Niedersächsischen Kartierschlüssels (VON DRACHENFELS, 2011); gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen

Kartierschlüssel Niedersachsen (aggregiert)	Beschreibung nach Niedersächsischem Kartierschlüssel	n	Gewichtete Statistik (Jahresmittel, 3 bis 6 jährig)						
			Mittelwert	Standard-abw.	2.50%	50% (=Median)	75%	97.50%	
A	Acker	11	-0.66	0.34	-0.20	-0.27	-0.59	-0.84	-1.14
GEM	Artenarmes Extensivgrünland auf Moorböden	69	-0.37	0.13	-0.10	-0.27	-0.36	-0.45	-0.64
GFS	Sonstiges nährstoffreiches Feuchtgrünland	42	-0.41	0.17	-0.22	-0.29	-0.36	-0.43	-0.79
GIM	Intensivgrünland auf Moorböden	37	-0.53	0.21	-0.06	-0.39	-0.53	-0.63	-1.06
GM	Mesophiles Grünland	22	-0.62	0.33	-0.27	-0.40	-0.50	-0.62	-1.37
GNF	Seggen-, binsen- oder hochstaudenreicher Flutrasen	8	-0.24	0.13	0.01	-0.20	-0.26	-0.27	-0.41
GNR	Nährstoffreiche Nasswiese	11	-0.45	0.16	-0.20	-0.31	-0.41	-0.50	-0.71
GNW	Sonstiges mageres Nassgrünland	4	-0.18	0.08	-0.12	-0.12	-0.15	-0.17	-0.31
MGB	Besenheide-Hochmoordegenerationsstadium	18	-0.24	0.17	-0.04	-0.06	-0.20	-0.36	-0.60
MGF	Feuchteres Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium	16	-0.17	0.16	0.00	-0.06	-0.13	-0.18	-0.50
MP	Pfeifengras-Moorstadium	4	-0.20	0.12	-0.10	-0.10	-0.18	-0.21	-0.37
MWD	Wollgras-Degenerationsstadium entwässerter Moore	16	-0.09	0.17	0.14	0.01	-0.05	-0.15	-0.48
MWS	Wollgras-Torfmoos-Schwingrasen	7	-0.10	0.09	0.03	-0.01	-0.08	-0.13	-0.25
MWT	Sonstiges Torfmoos-Wollgras-Moorstadium	17	-0.03	0.11	0.24	0.03	-0.04	-0.08	-0.18
NS	Sauergras, Binsen- und Staudenried	8	-0.03	0.11	0.08	0.08	0.00	-0.09	-0.20
WAR	Erlen-Bruchwald nährstoffreicher Standorte, Subkontinentaler Kiefern-Birken-Bruchwald	4	-0.43	0.32	-0.09	-0.13	-0.25	-0.50	-0.75
WBA	Birken- und Kiefern-Bruchwald nährstoffarmer Standorte des Tieflands	13	-0.24	0.22	-0.04	-0.07	-0.12	-0.26	-0.63
WV	Birken- und -Kiefern-Moorwald	16	-0.43	0.46	0.02	-0.06	-0.25	-0.47	-1.40

Tabelle 30: Aggregierte Biotoptypen des Bayerischen Kartierschlüssels bzw. wenn nicht vorhanden Biotoptypen aus Biotopwertliste (BAYLFU, 2010); es wurde aggregiert, bis Vegetationsaufnahmen mit Wasserständen aus mindestens 3 verschiedenen Gebieten vorgelegen haben (Ausnahme: GH00BK)

Anzahl Gebiete mit Daten	Anzahl Aufnahmen	Biotoptyp Bayern (aggregiert, z.T. neuer Code)	Beschreibung nach BY Biotoptypen oder Biotopwertliste (wenn kein Biotoptyp)	Zugeordnete Biotoptypen (Biotoptypen; wenn nicht vorhanden Biotopwertliste)
3	12	AM	Äcker / Felder	A1, A11, A12, A13, A2
4	67	GIM	Intensivgrünland (Intensivwiesen /-weiden)	G11, G12
3	6	GE	Artenreiches Extensivgrünland / Kein LRT und 6510	GE00BK, GE6510, GE6520, GB00BK
8	9	GN	Seggen- oder binsenreiche Nasswiesen, Sümpfe	GN00BK, GB00BK
2	44	GH00BK	Feuchte und nasse Hochstaudenfluren, planar bis montan	GH00BK
3	13	GG00BK	Großseggenriede (außerhalb der Verlandungszone)	GG00BK
5	21	VC00BK	Großseggenried der Verlandungszone	VC00BK
4	16	GP	Pfeifengraswiesen	GP00BK, GP6410
5	24	MF	Flachmoore und Quellmoore	MF00BK, MF7230
3	43	MH	lebendes Hochmoor	MO7110*, MO7150, MO3160
4	26	MO7140	Offene Hoch- und Übergangsmoore / 7140 - Übergangs- und Schwingrasenmoore	MO7140
7	71	MG	Offene Hoch- und Übergangsmoore / Geschädigte Hochmoore	MO7120, MO00BK
5	43	MW	Moorwälder	MW91D0*, MW91D1*, MW91D2*, MW91D3*, MW91D4*
3	10	WB00BK	Bruchwälder	WB00BK
3	19	WXWZ	Nicht standortgerechte Laub(misch)wälder und Nadelholzforste	L71, N7

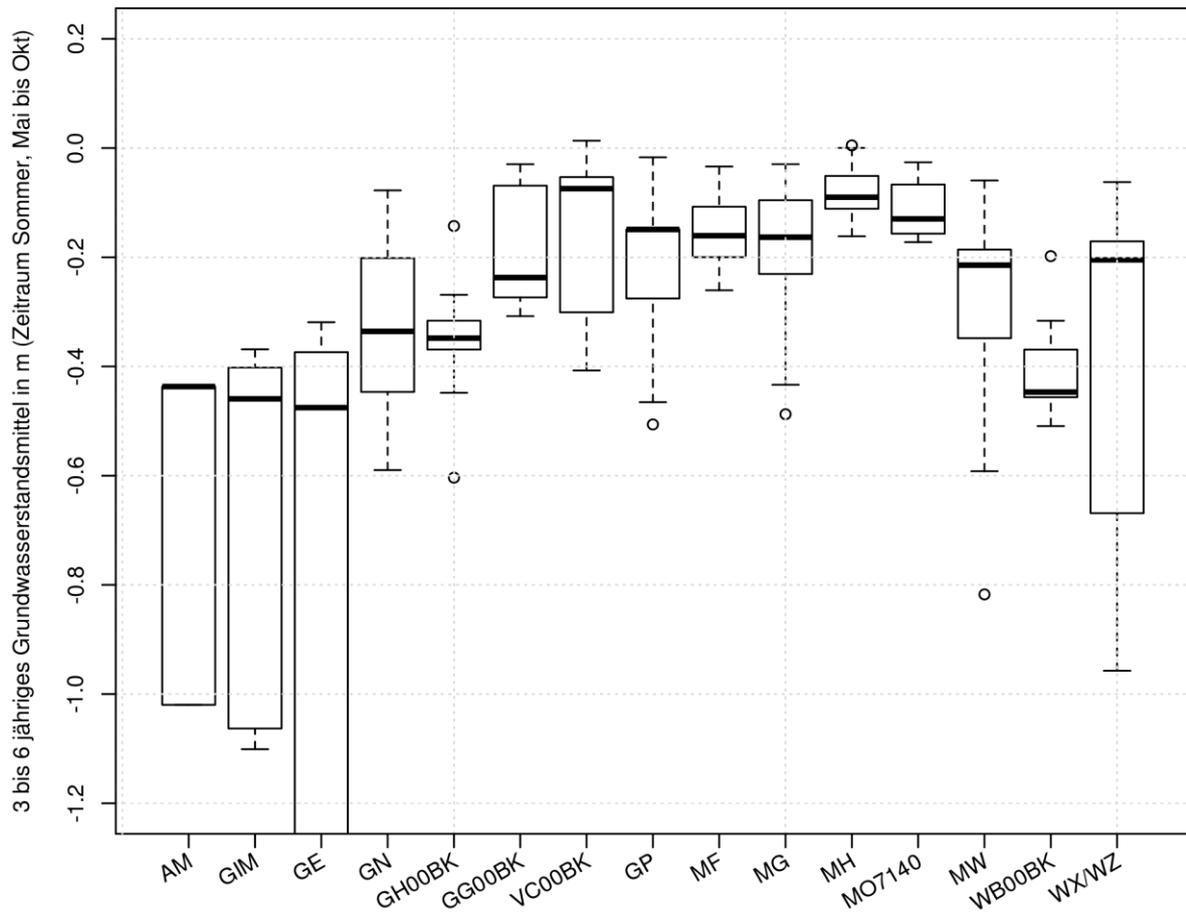


Abbildung 33: Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrol. Sommerhalbjahres, Mai bis Oktober) mit Biotypen des Bayerischen Kartierschlüssels (BAYLFU, 2010); Boxplot der Sommermittel (für die jeweilige Datenbelegung siehe Tabelle 30)

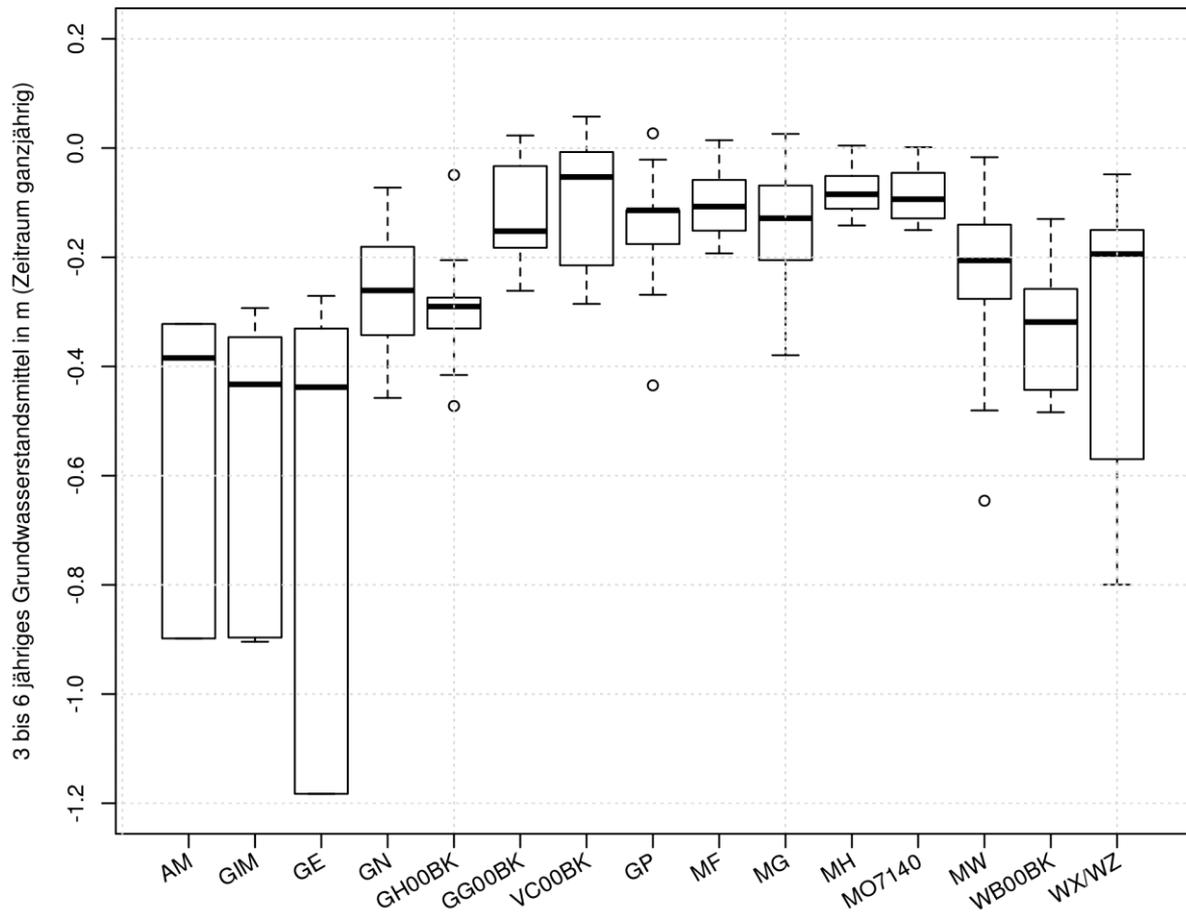


Abbildung 34: Bioindikation von Wasserständen (3-6 jähriges Mittel) mit Biotypen des Bayerischen Kartierschlüssels (BAYLFU, 2010); Boxplot der Jahresmittel der Grundwasserstände (Datenbelegung siehe Tabelle 30)

Tabelle 31: Bioindikation von Wasserständen (3 bis 6 jähriges Mittel des hydrologischen Sommerhalbjahres) mit Biotoptypen des Bayerischen Kartierschlüssels (BAYLFU, 2010); gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen

Kartierschlüssel Bayern (aggregiert, z.T. neuer Code)	Beschreibung nach BY Biotoptypen oder Biotopwertliste (wenn kein Biotoptyp)	n	Gewichtete Statistik (hydrologisches Sommerhalbjahr, 3 bis 6 jährig)						
			Mittelwert	Standard-abw.	2.50%	25%	50% (=Median)	75%	97.50%
AM	Äcker / Felder	6	-0.73	0.32	-0.44	-0.44	-0.44	-1.02	-1.02
GIM	Intensivgrünland (Intensivwiesen /-weiden)	6	-0.81	0.48	-0.32	-0.37	-0.48	-1.29	-1.29
GE	Artenreiches Extensivgrünland / Kein LRT und 6510	13	-0.20	0.10	-0.03	-0.07	-0.24	-0.27	-0.30
GN	Seggen- oder binsenreiche Nasswiesen, Sümpfe	44	-0.35	0.08	-0.14	-0.32	-0.35	-0.37	-0.51
GH00BK	Feuchte und nasse Hochstaudenfluren, planar bis montan	67	-0.65	0.31	-0.37	-0.40	-0.46	-1.06	-1.10
GG00BK	Großseggenriede (außerhalb der Verlandungszone)	63	-0.34	0.13	-0.11	-0.20	-0.34	-0.45	-0.53
VC00BK	Großseggenried der Verlandungszone	16	-0.22	0.13	-0.02	-0.15	-0.15	-0.28	-0.49
GP	Pfeifengraswiesen	24	-0.16	0.07	-0.03	-0.11	-0.16	-0.20	-0.26
MF	Flachmoore und Quellmoore	71	-0.18	0.11	-0.03	-0.10	-0.16	-0.23	-0.42
MH	lebendes Hochmoor	43	-0.08	0.04	0.00	-0.05	-0.09	-0.11	-0.16
M07140	Offene Hoch- und Übergangsmoore / 7140 - Übergangs- und Schwingrasenmoore	26	-0.12	0.05	-0.03	-0.07	-0.13	-0.16	-0.17
MG	Offene Hoch- und Übergangsmoore / Geschädigte Hochmoore	43	-0.29	0.17	-0.06	-0.19	-0.21	-0.35	-0.66
MW	Moorwälder	21	-0.16	0.14	0.01	-0.05	-0.07	-0.30	-0.37
WB00BK	Bruchwälder	10	-0.43	0.10	-0.20	-0.37	-0.45	-0.46	-0.51
WX/WZ	Nicht standortgerechte Laub(misch)wälder und Nadelholzforste	19	-0.42	0.36	-0.06	-0.17	-0.20	-0.67	-0.96

Tabelle 32: Bioindikation von Wasserständen (Jahresmittel, 3 bis 6 jähriges Mittel) mit Biotoptypen des Bayerischen Kartierschlüssels (BAYLFU, 2010); gewichtete Statistik der Streuung (Gewichtungsansatz, siehe Text). n = Anzahl der Vegetationsaufnahmen

Kartierschlüssel Bayern (aggregiert, z.T. neuer Code)	Beschreibung nach BY Biotoptypen oder Biotopwertliste (wenn kein Biotoptyp)	n	Gewichtete Statistik (Jahresmittel, 3 bis 6 jährig)						
			Mittelwert	Standard- abw.	2.50%	50% (=Median)	75%	97.50%	
AM	Äcker / Felder	12	-0.56	0.28	-0.32	-0.32	-0.38	-0.90	-0.90
GIM	Intensivgrünland (Intensivwiesen /-weiden)	6	-0.74	0.44	-0.27	-0.33	-0.44	-1.18	-1.18
GE	Artenreiches Extensivgrünland / Kein LRT und 6510	13	-0.14	0.09	0.02	-0.03	-0.15	-0.18	-0.25
GN	Seggen- oder binsenreiche Nasswiesen, Sümpfe	44	-0.29	0.07	-0.05	-0.27	-0.29	-0.33	-0.41
GH00BK	Feuchte und nasse Hochstaudenfluren, planar bis montan	67	-0.56	0.25	-0.29	-0.35	-0.43	-0.90	-0.90
GG00BK	Großseggenriede (außerhalb der Verlandungszone)	69	-0.27	0.10	-0.11	-0.18	-0.26	-0.34	-0.42
VC00BK	Großseggenried der Verlandungszone	16	-0.16	0.11	0.03	-0.11	-0.11	-0.18	-0.40
GP	Pfeifengraswiesen	24	-0.11	0.06	0.01	-0.06	-0.11	-0.15	-0.19
MF	Flachmoore und Quellmoore	71	-0.15	0.09	0.01	-0.07	-0.13	-0.21	-0.34
MH	lebendes Hochmoor	43	-0.08	0.04	0.00	-0.05	-0.08	-0.11	-0.14
MO7140	Offene Hoch- und Übergangsmoore / 7140 - Übergangs- und Schwingrasenmoore	26	-0.09	0.05	0.00	-0.05	-0.09	-0.13	-0.15
MG	Offene Hoch- und Übergangsmoore / Geschädigte Hochmoore	43	-0.23	0.13	-0.02	-0.14	-0.21	-0.28	-0.52
MW	Moorwälder	21	-0.11	0.12	0.06	-0.01	-0.05	-0.21	-0.29
WB00BK	Bruchwälder	10	-0.34	0.11	-0.13	-0.26	-0.32	-0.44	-0.48
WX/WZ	Nicht standortgerechte Laub(misch)wälder und Nadelholzforste	19	-0.36	0.28	-0.05	-0.15	-0.19	-0.57	-0.79

4.5 Hydrologie

4.5.1 Einleitung

Die Erfassung von hydrologischen Zustandsgrößen und Prozessen ist von grundlegender Bedeutung für ein ganzheitliches Verständnis von Moorökosystemen. Ein hydrologisches Monitoring ist wichtig für die erfolgreiche Planung von Wiedervernässungsmaßnahmen und ermöglicht die Erfolgskontrolle nach den Maßnahmen. In beiden Fällen muss das Monitoring bereits vor der Maßnahme beginnen, um den Ausgangszustand genügend beschreiben zu können. Dies ist umso mehr der Fall, wenn die Wirkung von Vernässungsmaßnahmen auf ÖL wie Klimaschutz und Nährstoffretention quantifiziert werden sollen.

Für ein umfassendes Verständnis eines Standorts müssen alle den Wasserhaushalt bestimmenden Größen erhoben werden. Dies sind Niederschlag, Verdunstung, Grundwasserzufluss und -abfluss, Oberflächenwasserzufluss und -abfluss, sowie Speicheränderungen. In der Praxis ist solch ein Messprogramm meist nicht zu finanzieren. Deswegen sollte man sich auf die für ein Projektziel entscheidenden Größen konzentrieren. Die hydrologischen Parameter, die man im Rahmen eines Projekts erheben sollte, lassen sich dabei in zwei Kategorien unterteilen: 1) Parameter, die hilfreich sind, um eine Maßnahme effizient zu planen und umzusetzen und 2) Parameter, die unmittelbar für die Beurteilung der ÖL wichtig sind. Die Erfordernisse für letztere Parameter unterscheiden sich je nach ÖL. Neben den hydrologischen Größen im Gebiet selber ist für eine erfolgsversprechende Planung die hydrogeologische Einbettung in die Landschaft entscheidend. Eine entsprechende Analyse wie z.B. die Interpretation hydrogeologischer Karten ist jedoch nicht Thema dieses Leitfadens.

In beiden Anwendungen spielen die Grundwasserstände und Grundwasserschwankungen eine zentrale Rolle. (Grundwasserstand bezieht sich auf den Wasserstand im Moor. Der Wasserstand des unter dem Moor befindlichen Grundwasserleiters wird als Wasserstand des tieferen Grundwassers oder piezometrische Druckhöhe angesprochen.) Sie sind die maßgebliche Zielgröße im Rahmen von Moorschutzprojekten. Die Wiederherstellung der typischen Wasserstände und Wasserstandsschwankungen muss ein prioritäres Ziel bei einer vollständigen Moorregeneration sein (NATURAL ENGLAND REVIEW, 2011). Relativ kleine Unterschiede zum naturnahen Moorwasserstand können bereits zu negativen Effekten führen. Zu hohe Wasserstände können beispielsweise die Produktivität der Vegetation verringern und sich so negativ auf die Torfbildung auswirken (COUWENBERG & JOOSTEN, 1999) sowie hohe Methanemissionen auslösen (LEVY et al. 2012). Bei etwas zu niedrigen Wasserständen nimmt dagegen die aerobe mikrobielle Zersetzung zu und verursacht CO₂-Emissionen (DRÖSLER et al. 2013). Mit naturnahen Moorwasserständen kann das Moor dagegen seine Speicherfunktion für Kohlenstoff und Nährstoffe weiterhin wahrnehmen bzw. wieder als Nährstoffsенke fungieren (siehe Ökosystemleistung Nährstoffretention). Während für die ÖL Klima und die Biodiversität (Flora und Fauna) das Monitoring der Wasserstände im Allgemeinen ausreicht, müssen für die Quantifizierung von Nährstoffausträgen weitere hydrologische Parameter (Parameter für die Zu- und Abflussbestimmung) gemessen werden.

Die Erfassung aller hydrologischen Parameter kann sinnvoll sein, wenn bisherige Versuche der Wiedervernässung gescheitert sind und neue Wiedervernässungsmaßnahmen entwickelt werden müssen, oder wenn bereits bei der ersten Planung der Maßnahmen die hydrologische Situation komplex erscheint und die Erfassung der derzeitigen hydrologischen Situation für die optimierte Maßnahmenentwicklung sinnvoll ist. Wenn man durch eine umfassende

Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten die Gründe für die aktuellen Wasserstände versteht, lassen diese sich gewöhnlich in einem optimierten Maßnahmenkonzept erfolgreicher ändern.

Im Folgenden werden die Methoden des hydrologischen Monitorings einschließlich ihrer Vor- und Nachteile zusammengefasst. Sie sind vor, während und nach den Wiedervernässungsmaßnahmen anwendbar. Für die Verwendung der erfassten Parameter in der Maßnahmenplanung oder ÖL-Bewertung sind zum Teil weitere Informationen zu Topographie, Vegetation, Bodenaufbau und hydraulischen Eigenschaften zu erheben. Die Bedeutung eines detaillierten Höhenmodells mittels Laserscan-Befliegung ist besonders hervorzuheben (Kap 4.2). Ab einer bestimmten Projektgebietsgröße ist ein Laserscan-Höhenmodell Voraussetzung für eine erfolgreiche Maßnahmenplanung und eine belastbare Erfolgskontrolle der ÖL. Nur für sehr kleine Gebiete kann ein schlechter aufgelöstes Höhenmodell aus einer Vermessung im Feld ausreichen. Durch die zunehmende Verfügbarkeit von aktuellen Laserscan-Höhenmodellen in den verantwortlichen Landesämtern lässt sich die Anwendung der Daten auch in kleineren Maßnahmen finanzieren (siehe Kapitel 4.2, Topographie).

4.5.1.1 Datenquellen

Für einige wenige hydrologische Parameter kann es sinnvoll sein, verfügbare Datenquellen zu überprüfen. Dies betrifft im Wesentlichen die meteorologischen Parameter. Deren genaues Monitoring am Standort ist vergleichsweise kosten- und betreuungsintensiv. Für viele Anwendungen und Standorte sollte es hier ausreichen, auf die Daten der nächstliegenden Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zurückzugreifen.

Im Allgemeinen sind die Grundwassermessstellen staatlicher Stellen tief unter dem Moorkörper verfiltert. Somit sind meist keine direkten Moorwasserstände verfügbar. Die tiefer verfilterten Pegel können jedoch sehr nützlich dabei sein, um die Dynamik der Druckhöhe des unter dem Moorkörper befindlichen tieferen Grundwasserleiters zu untersuchen und in Kombination mit eigens erfassten Moorwasserständen (= oberes Grundwasser) Rückschlüsse über die prinzipielle Richtung des Wasseraustauschs zwischen Torfkörper und Grundwasserleiter (Aquifer) zu ziehen. Außerdem können Oberflächenwassermessstellen der Länder dazu dienen, die Stabilität der Wasserstände der angrenzenden Oberflächenwässer zu beurteilen.

Des Weiteren unterhalten einige Bundesländer Kartenserver, mit deren Daten der Grundwasserzustrom in das und der Abstrom aus dem Moor (z.B. für Niedersachsen <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/>) und weitere grundlegende hydrogeologische Randbedingungen abgeschätzt werden können.

4.5.2 Grundwasserstände

Verwendete Definitionen (siehe auch Abbildung 35):

Grundwasserstand (Einheit m oder cm): Freier (phreatischer) Wasserstand im Moor relativ zur Bodenoberfläche, wird auch häufig Wasserstand, Moorwasserstand und Grundwasserflurabstand (positive Werte unter Gelände) genannt. Hier definiert als Wasserstand relativ zur Geländeoberfläche (negative Werte unter Gelände).

Absolute Höhe des Grundwasserstands (müNN): Absolute Höhe des phreatischen Grundwassers bezogen auf "Normal Null", im Raum auch als Grundwasseroberfläche bezeichnet.

Piezometrische Druckhöhe (m oder müNN): Druckhöhe der tieferen Grundwasserkörper, auch häufig als Grundwasserstand des tieferen Grundwassers bezeichnet.

Grundwasserstände zeigen Speicheränderungen an, d.h. sind Zuflüsse und Niederschläge im Ungleichgewicht mit Abflüssen und Verdunstung, ändern sich die Grundwasserstände im Gebiet. Bei der Messung von Wasserständen ist es wichtig, zwischen denen des freien ("phreatischen") Grundwassers im Moorkörper und denen der unterliegenden tieferen Grundwasserkörper (piezometrische Druckhöhe) zu unterscheiden. Für die gewünschte Messtiefe ist die Tiefe der Verfilterung des Pegelrohrs entscheidend (Abbildung 35). Stauhorizonte im Torfprofil oder an der Moorbasis (z.B. Mudden) mit niedriger hydraulischer Leitfähigkeit können zu deutlichen Unterschieden zwischen phreatischer und piezometrischer Druckhöhe führen (siehe detaillierte Beispiele in VAN DER GAAST et al. 2009).

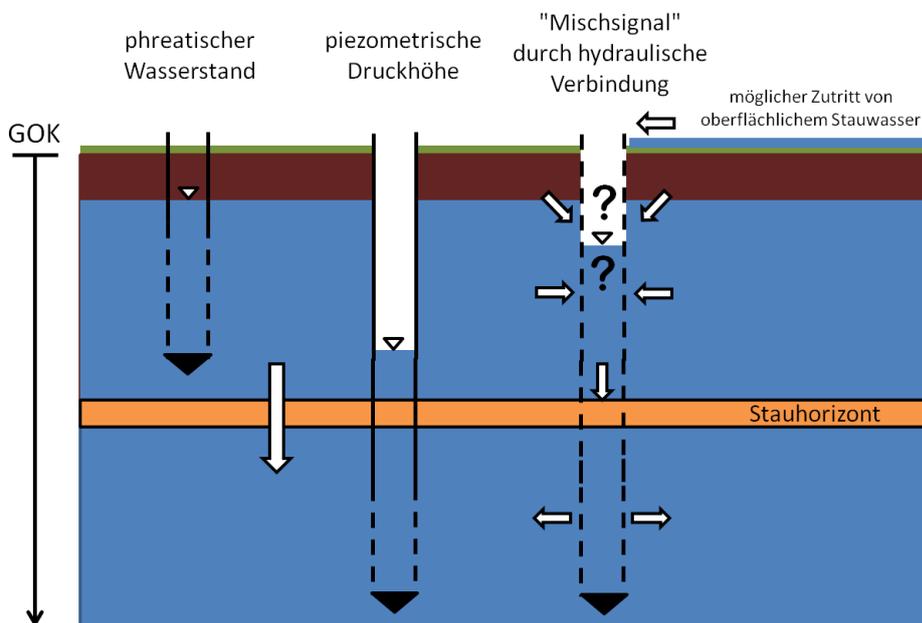


Abbildung 35: Schematische Darstellung des Effekts unterschiedlicher Verfilterungen (gestrichelte Linie) des Pegelrohrs auf Messungen des Wasserstands (Situation Infiltration, Druckhöhe unterhalb Stauhorizont niedriger als Moorwasserstand)

Während die Wasserstände in einem naturnahen Moor vergleichsweise stabil sind, nehmen die Schwankungen mit zunehmender Störung des Wasserhaushalts durch die voranschreitende Torfmineralisation und die damit veränderten hydraulischen Bodeneigenschaften zu. Es handelt sich dabei um einen positiven Rückkopplungseffekt mit negativen Folgen für die Wasserstände. Dabei enthält der Torf meist immer noch große Mengen Wasser, der aktive Speicher im relevanten Druckbereich ist jedoch aufgrund des Verlusts der größeren Poren durch Zersetzung stark reduziert (BURGHARDT 1976; siehe Kapitel 4.3, Bodeneigenschaften).

Die Bioindikation von Wasserständen mittels Vegetation ist bei nasseren/naturnahen Standortbedingungen möglich und ihr Einsatz bietet sich insbesondere bei flächigen Betrachtungen an (siehe Kapitel 4.4.2, Bioindikation von Wasserständen). Die Wichtigkeit der direkten Messung der Wasserstände nimmt aber mit zunehmender Trockenheit und Störungsgrad des Moorkörpers aufgrund der dann schlechteren Bioindikatoren zu. Wasserstände werden dann unentbehrlich für die Erfolgskontrolle im Rahmen von Wiedervernässungsprojekten.

4.5.2.1 Messung des Grundwasserstands (phreatisch) mit Pegelrohren

Die Erfassung guter Wasserstandsdaten beginnt mit der Auswahl einer ausreichenden Anzahl (siehe Abschnitt 4.5.2.4) geeigneter Pegelstandorte. Sonderstandorte wie z.B. entlang von Wegen, auf Dämmen oder direkt an Gräben sollten unbedingt gemieden werden, da repräsentative Aussagen mit an solchen Stellen erhobenen Daten kaum getroffen werden können. Wie oben bereits erwähnt, ist der nächste wichtige Schritt der richtige Einbau der Pegelrohre. Pegelrohre haben gewöhnlich Durchmesser von 5-10 cm und sind bei verschiedenen Anbietern erhältlich. Wenn sehr auf die Kosten geachtet werden muss, lassen sich auch Rohre aus dem Baumarkt verbauen. Ein Filterrohr lässt sich über das Bohren von Löchern herstellen. In jedem Fall sollte das Rohr nach oben gegen das Eindringen von Tieren und nach unten hin gegen Verschlammung abgedichtet werden.

Bei der Einrichtung des Pegelrohrs gibt es mehrere Aspekte zu beachten:

- *Feste Verankerung:* Bei einer oszillierenden Mooroberfläche ist die Erfassung genauer Wasserstände komplexer. Nur an einem fest im mineralischen Untergrund verankerten Pegel kann der Grundwasserstand (als Höhe über NN) korrekt gemessen werden. Zur Berechnung der Grundwasserflurabstände muss in diesem Fall jedoch die Oszillation separat gemessen werden oder ein zweiter „schwankender“ Pegel eingesetzt werden. Die Verankerung kann mit einem Metall- oder Holzstab oder einem zweiten Pegelrohr erfolgen. Wenn nur ein einzelnes schwankendes Pegelrohr eingebaut wird, können zwar die Grundwasserflurstände bei regelmäßiger Messung des Abstands zwischen Pegeloberkante und Geländeoberfläche korrekt erfasst werden, für absolute Höhen ist jedoch wiederum die Höhendifferenz der Pegeloberkante zu einem Festpunkt erforderlich.
- *Verschlammungsschutz:* Vor der Einführung der Rohre die verfilterten Bereiche mit einem beständigen Stoffgewebe umhüllen, um das Einschlämmen von Torfpartikeln zu verhindern, die a) die Verfilterung verstopfen können und b) das Rohr zusetzen können. Es können Damenstrümpfe oder kommerzielle Filterstrümpfe eingesetzt werden.

- *Tiefe der Verfilterung:* Wenn bei der Bohrung Hinweise auf eine undurchlässige Schicht vorliegen, ist es wichtig, dass das Pegelrohr nicht bis in oder unter diese Schicht verfiltert wird. Generell ist es sinnvoll, nur knapp (ca. 0.5 bis 1 m) unter den zu erwartenden Tiefstwasserstand zu verfiltern, um jegliche Einflüsse von Druckhöhen tieferer Schichten zu vermeiden, die auch schon bei nicht offensichtlichen undurchlässigen Schichten auftreten können.
- *Sichtbarkeit und Einbringungstiefe:* Wenn der Standort z.B. zur Ernte befahren wird, sollte das Rohr mit der Bodenoberfläche abschließen. Solch ein Einbau ist auch von Vorteil, um den Pegel vor Weidetieren und Vandalismus zu schützen.
- *Markierung:* Wenn das Rohr schwer auffindbar ist, sollte in erhöhter Position in der Nähe des Pegelrohrs eine Markierungsstange installiert werden, die dem nachfolgenden Messteam erlaubt, den Pegel wieder aufzufinden. Die Markierungsweise ist mit der Vandalismusgefahr abzuwägen.
- *Verhinderung von Oberflächenwasser-Zufluss:* Nach Einrichtung des Pegels sollte die durch die Bohrung erzeugte Senke direkt um den Pegel wieder verfüllt (mit Ton oder anfallendem Torf) werden, um ein präferentielles Versickern von Oberflächenwasser am Pegel zu verhindern. Solch ein präferenzialer Fluss kann vereinzelt zur Überschätzung von Wasserständen führen.
- *Bodenoberfläche:* Moore weisen häufig kleinräumig deutliche Höhenunterschiede der Bodenoberfläche auf, wie z.B. durch Bult-Schlenken-Komplexe. Diese können einige 10er cm betragen, wodurch der Wasserstand am Pegel nicht unbedingt repräsentativ für das Gebiet um den Pegel herum ist. Für die Berechnung des Grundwasserflurabstands in der Nähe des Pegels ist es deswegen notwendig, nicht nur den Abstand der Pegelrohroberkante zur Bodenoberfläche direkt am Pegel zu messen, sondern auch das Relief in einem gewissen Umkreis um den Pegel herum (einige Meter). Eine einmalige Vermessung dieses Reliefs genügt für den Zeitraum von etwa 5 bis 10 Jahren. Dies kann über eine an 2 Stöcken befestigte nivellierte Schnur oder ein Nivelliergerät erfolgen. Wenn die Pegel in ihrer absoluten Höhe vermessen werden (aus diversen Gründen unbedingt zu empfehlen), kann die Feldvermessung im Pegelumfeld durch den Verschnitt mit einem Laserscan-Höhenmodell ersetzt werden.
- *Erste Messung:* Sie sollte erst durchgeführt werden, wenn der durch die Bohrung gestörte Wasserstand im Bohrloch im Gleichgewicht ist.

Die Messung des Wasserstands im Pegelrohr erfolgt entweder manuell oder mit einem Druckaufnehmer mit automatischem Datenschreiber (Datenlogger). Für die manuelle Messung gibt es Wasserstandsmesser (Kabellichtlot), die bei dem Kontakt mit Wasser einen Signalton auslösen und an einem Maßband befestigt sind. Die Messung mit einem Zollstock ist dagegen nur bei extrem hohen Wasserständen empfehlenswert. Die empfohlene Häufigkeit der manuellen Messungen wird weiter unten diskutiert. Bei einer manuellen Messung sollte immer auch der Abstand der Pegelrohroberkante zur Bodenoberfläche direkt am Pegel erfasst werden, um eventuelle Schwankungen der Oberfläche zu erfassen und den Grundwasserflurabstand, also den Wasserstand relativ zur Bodenoberfläche, zu bestimmen.

Es lässt sich nicht grundsätzlich sagen, ob manuelle Messungen kostengünstiger sind als automatische Datenlogger. Ein großer Vorteil der Installation von automatischen Datenlog-

gern ist (neben der höheren zeitlichen Auflösung), dass eine Geländebegehung viel seltener notwendig ist und somit Störungen im Gebiet vermieden werden können. Mittlerweile sind Datenlogger erhältlich, die per Funk ausgelesen werden können, so dass ein Betreten sehr schwer zugänglicher Bereiche (theoretisch) nicht notwendig ist. Wenn jedoch über Freiwillige die Personalkosten niedrig sind oder das Gebiet für den Zuständigen leicht erreichbar ist und wg. diverser Aufgaben sowieso häufig ins Projektgebiet gefahren wird, ist der Kostenaufwand für manuelle Messungen in den meisten Fällen niedriger.

4.5.2.2 Messung der piezometrischen Druckhöhe mit Piezometern

Wenn der Pegel nur in einer bestimmten (und begrenzten) Tiefe verfiltert ist, spricht man von einem Piezometer. Ein Piezometer misst die Druckhöhe in dieser Tiefe, die sich je nach Stratigraphie des darüber liegenden Torfs bzw. mineralischen Untergrunds vom phreatischen Wasserstand deutlich unterscheidet (VAN DER GAAST et al. 2009, Abbildung 35). Es gilt, beim Einbau die gleichen Aspekte – insbesondere aber die sorgfältige Abdichtung – wie für den Einbau von Pegelrohren für den phreatischen Wasserstand zu beachten.

Werden an einem Punkt Druckhöhen in verschiedenen Tiefen mit Piezometern erfasst, lassen sich je nach auftretenden Gradienten Schlüsse über die vertikalen Strömungen im Jahresverlauf ziehen. Dadurch lässt sich z.B. herausfinden, ob der Moorkörper in den darunter liegenden mineralischen Grundwasserkörper entwässert oder ein Wasserzufluss herrscht. Für die Quantifizierung der Durchflüsse muss mit Bohrlochversuchen (Slug- and Bail-Tests; DVGW-Arbeitsblatt W 111, TGL 23864, BOUWER & RICE, 1976) zusätzlich die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt werden (siehe Kapitel 4.3, Bodeneigenschaften).

4.5.2.3 Zeitliche Variabilität: Logger vs. manuelle Messtechnik und interannuelle Variabilität

Logger vs. manuelle Messtechnik:

Grundwasserstände zeigen innerhalb eines Jahres saisonale und kurzfristige Schwankungen. Für die Belastbarkeit der gemessenen Wasserstandszeitreihen ist die Messfrequenz entscheidend. Bei dem Einsatz von Datenloggern ist sie praktisch kontinuierlich. Statistische Kennwerte des Wasserstands (Jahres- und Halbjahresmittelwerte, Tiefststände, Überstauzeiten, Häufigkeitsverteilungen) lassen sich mit kontinuierlichen Zeitreihen präzise berechnen. Eine häufig auftretende Frage ist die nach dem notwendigen Messintervall für belastbare Werte bei manuellen Pegelrohren. Abbildung 36 zeigt eine statistische Analyse der Unsicherheit bei unterschiedlichen Messintervallen. Hierzu wurden mehrere Zeitreihen von Grünlandstandorten und aus naturnahen Mooren über 1000-fach zufällig entsprechend der untersuchten Messintervalle „beprobte“. Damit wurden jeweils die Jahresmittelwerte berechnet und mit dem wahren Jahresmittel aus der kontinuierlichen Zeitreihe verglichen.

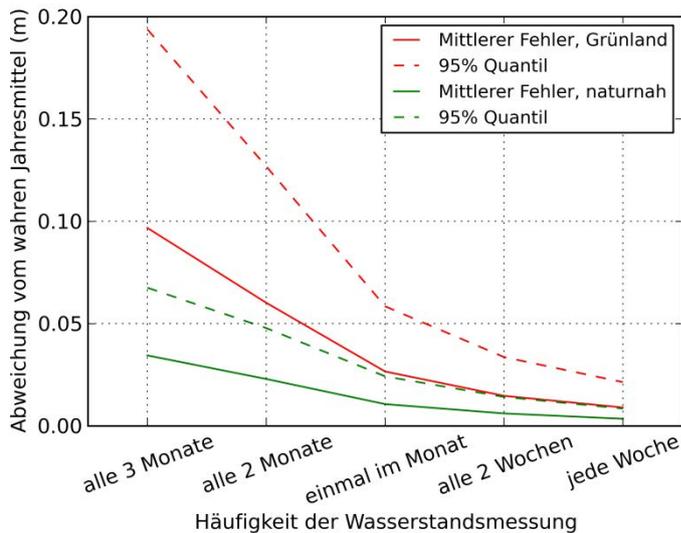


Abbildung 36: Reduzierung des Fehlers des Jahresmittels des Grundwasserstands bei zunehmender Messfrequenz manueller Messungen; Fehler hier dargestellt als Abweichung (Mittlere Abweichung und 95 % Quantil) vom wahren Jahresmittel; Datenbasis: Kontinuierliche Wasserstandsdaten aus dem Verbundprojekt „Organische Böden“ für extensives und intensives Grünland und naturnahe Standorte

Die absoluten Fehler zeigen, dass aufgrund der kleineren Wasserstandsschwankungen in naturnahen Mooren auch bei niedriger Messfrequenz (alle 2 Monate) die Fehler beim Jahresmittelwert in 95 % der Fälle unterhalb von 5 cm liegen. Bei Grünland-Standorten sollte dagegen, um ähnlich niedrige Abweichungen zu erhalten, etwa alle 3 Wochen gemessen werden. Diese positive Erkenntnis für das Jahresmittel kann nicht direkt auf andere Kennwerte wie Sommerwasserstandsmittel, Tiefststände und Schiefe der Häufigkeitsverteilungen übertragen werden. Für belastbare Werte bei diesen komplexeren Kennwerten sollte ein Messintervall von 2 Wochen eingehalten werden.

Lückenfüllung mit statistischer Zeitreihen-Modellierung:

Liegen größere Lücken in den gemessenen manuellen oder automatischen Zeitreihen vor, kann sich der überschaubare Aufwand einer Zeitreihenmodellierung mittels langjähriger Wetterdaten lohnen (siehe z.B. Menyanthes-Modell nach VON ASMUTH et al. 2008). Dieser Ansatz kann auch dazu dienen, eine niedrige Messfrequenz in eine kontinuierliche Wasserstandszeitreihe umzuwandeln. Hierbei ist eine Mindestmenge an Messwerten nötig (> 1 Jahr Daten, > 10 bis 20 Messwerte), jedoch gelingt eine belastbare Modellierung nicht zwingend für jeden Standort, da das konzeptionell einfache Modell nicht in der Lage ist, alle hydrologischen Verhältnisse abzubilden. Trotz der Einfachheit ist für die Anwendung des Modells im Allgemeinen eine hydrologische Expertise nötig.

Interannuelle Variabilität:

Jahresmittelwerte des Wasserstands unterscheiden sich von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit der hydro-meteorologischen Randbedingungen. Abbildung 37 zeigt die Abweichungen vom langjährigen Wasserstandsmittel in Abhängigkeit von der Anzahl der Messjahre. Die Auswer-

tung basiert auf kontinuierlichen Wasserstandsdaten des Verbundprojekts organische Böden, die mittels meteorologischen Daten vom DWD kombiniert mit Menyanthes-Modellierung von x-jährigen auf 30-jährige (trendfreie, d.h. nur klimatische Variabilität) Zeitreihen extrapoliert wurden. Die Analyse zeigt, dass für naturnahe Standorte zwei Messjahre ausreichen, um mit 95 % Sicherheit einen auf 5 cm genaues langfristiges Jahresmittel zu bestimmen. Allerdings ist die Analyse mit kontinuierlichen Wasserstandszeitreihen durchgeführt worden, was bedeutet, dass evtl. Fehler durch manuelle Messungen zusätzlich hinzukommen würden. Bei den Grünland-Standorten zeigt sich, dass für eine entsprechende Genauigkeit 9 Messjahre vorliegen müssen. Da dies im Vorfeld von Maßnahmen unrealistisch ist, empfiehlt sich insbesondere bei trockenen Standorten eine Korrektur mittels klimatischer Zeitreihen und Zeitreihenmodellierung.

Die Unterschiede der klimatischen Wasserbilanz des Messzeitraums im Vergleich zur langjährigen klimatischen Wasserbilanz sollte bei der Einschätzung der Repräsentativität kurzer Wasserstandszeitreihen berücksichtigt werden. Dabei sollte besonders die Repräsentativität des Klimas des Sommerzeitraums betrachtet werden. Eine direkte Korrektur der gemessenen Wasserstandsmittel ist damit jedoch nicht einfach möglich. Man kann lediglich eine Verschiebung zu höheren oder niedrigeren Wasserständen erwarten, oder qualitativ den Messzeitraum als repräsentativ einschätzen. Für eine quantitative Korrektur können die Wasserstände mittels langjähriger Wetterdaten die gemessenen Zeitreihen mit statistischen Zeitreihenmodellen (z.B. Menyanthes-Modell nach VON ASMUTH et al. 2008) oder aufwändiger auch mittels numerischer hydrologischer Modellierung, extrapoliert werden. Die statistische Zeitreihenmodellierung bietet aufgrund der Einfachheit das Potenzial, sich in der Praxis eines hydrologischen Planungsbüros beim Umgang mit kurzen Zeitreihen zu etablieren.

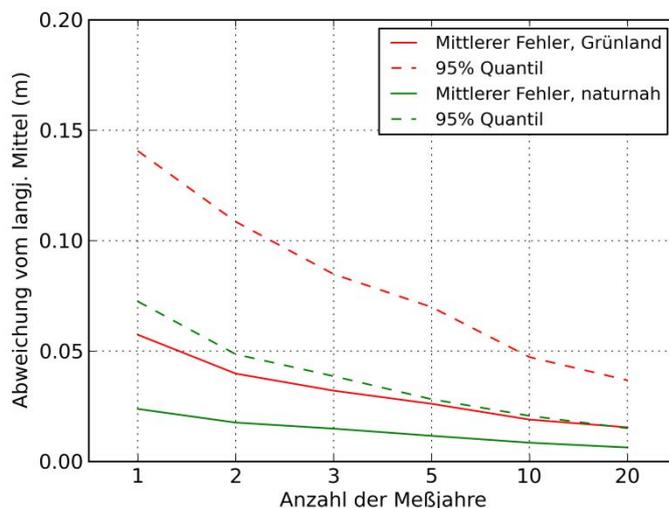


Abbildung 37: Reduzierung des Fehlers des langjährigen mittleren Wasserstands bei zunehmender Anzahl von Messjahren auf Basis kontinuierlicher Messungen; Fehler ist hier dargestellt als Abweichung (Mittlere Abweichung und 95 % Quantil) vom wahren Jahresmittel; Datenbasis: Kontinuierliche Wasserstandsdaten aus dem Verbundprojekt organische Böden für extensives und intensives Grünland und naturnahe Standorte; Zeitreihen wurden mit Menyanthes-Modellierung auf 30-jährige (trendfreie) Zeitreihen extrapoliert

4.5.2.4 Räumliche Variabilität der absoluten Höhen der Grundwasseroberfläche (müNN): Anzahl und Auswahl von Pegelstandorten

Im Folgenden wird nur die Variabilität der absoluten Höhe der Grundwasseroberfläche (müNN) und nicht des Grundwasserstands relativ zur Geländeoberfläche (Grundwasserflurabstand) diskutiert. Für letzteren ist der Verschnitt mit einem Höhenmodell eine Bedingung für den Erhalt belastbarer Werte in der Fläche (siehe räumliche Betrachtung weiter unten).

Die räumliche Variabilität der Grundwasseroberfläche ist abhängig von diversen standort-spezifischen Faktoren. Nach ihnen richtet sich die Anzahl der Grundwasserpegel, die in einem Gebiet für eine belastbare Abschätzung des Grundwasserstands notwendig sind. Die Standortfaktoren sind:

- Hydraulische Leitfähigkeit des Torfkörpers: Je geringer die hydraulische Leitfähigkeit des Torfkörpers (häufig einhergehend mit der Degradation des Standorts) desto kleinräumigere Gradienten können bei der Interaktion mit Oberflächenwässern, nach Niederschlagsereignissen und bei lokal höheren Verdunstungsraten auftreten.
- Torfbasis (Mudde ja/nein): Ist der Moorkörper (teilweise) unterlagert mit einer geringdurchlässigen Schicht führt dies allgemein zu einer kleinräumigeren Variabilität als bei einem direkt am Aquifer hängenden Moorwasserstand, wie beispielsweise bei Sand unterlagerten Mooren.
- Moorgenetische Strukturiertheit des Torfkörpers.
- Heterogenität in der Vegetation: Unterschiedliche Bestandsverdunstung kann zu lokal niedrigeren Grundwasserständen führen.
- Untergliederung des Gebiets durch Wassermanagement: Ein durch Management kleinräumig beeinflusstes Gebiet weist eine starke Heterogenität der Grundwasseroberfläche auf.

Die Anzahl der zu installierenden Pegel wird des Weiteren von den Zielen des Wiedervernässungsprojekts und den Genauigkeitsanforderungen der Erfolgskontrolle bestimmt. Eine gern zitierte Faustregel von HOLLIS & THOMPSON (1998) besagt, dass ein Pegelrohr in der Mitte einer homogenen Landparzelle, die beispielsweise über Drainagegräben, Vegetation oder andere hydrologische Einflüsse abgrenzbar ist, installiert werden sollte. Ergänzend wird im Folgenden eine Auswertung der räumlichen Variabilität der Grundwasseroberfläche auf Basis der Thünen-Wasserstandsdatenbank (BECHTOLD et al. 2014) vorgestellt.

Für die Auswertung wurden 22 Moorgebiete, in denen die Pegel in ihrer absoluten Höhe vermessen wurden und für die ausreichend Pegel mit guter Datenqualität vorlagen, herangezogen. Für die Analyse wurde folgendermaßen vorgegangen:

- Für jedes Gebiet wurde mittels einer Trendflächenanalyse der großräumige Trend der Grundwasseroberfläche bestimmt. Dies geschah für jedes Jahr auf Basis der Jahresmittelwerte, sobald >10 Pegel gut im Gebiet verteilt im jeweiligen Jahr mit ausreichend Daten hinterlegt waren. Die Trendflächenanalyse (hier mit Polynom erster und zweiter Ordnung) stellt eine Interpolationsmethode für die Identifikation großräumiger Trends dar. Sie beschreibt diesen Trend als eine Fläche im Raum. Große Teile der Grundwasseroberfläche ungestörter Moore lassen sich mit Flächen erster (eine Ebe-

ne) und zweiter Ordnung (oval förmige Krümmung) gut beschreiben. Die Grundwasser Oberfläche gestörter Moore lässt sich dagegen nicht gut mit dieser einfachen Fläche beschreiben.

- Der großräumige Trend wurde über die Trendflächenanalyse von den absoluten Wasserstandshöhen abgezogen. Somit verbleiben die Abweichungen vom großräumigen Trend. Die räumliche Variabilität dieser Abweichungen lassen sich nun untersuchen. Unterscheiden sich die Abweichungen kleinräumig, ist dies ein klares Zeichen für kleinräumige Variabilität, d.h. kleinräumige Wasserstandsunterschiede, die nicht im großräumigen Trend liegen. Diese Variabilität kann als Indikator für den Störungsgrad des Moors dienen.
- Analyse des räumlichen Zusammenhangs der Abweichungen mittels Semivariogramm-Analyse: Die systematische Auswertung der Abweichungen erfolgte über Semivariogramm-Analyse. Ein Maß des Zusammenhangs räumlicher Daten wird in der Semivariogramm-Analyse als die mittlere quadratische Differenz zwischen den Messwerten bei unterschiedlichen Abständen angegeben. Als Werte wurden hierzu die Abweichungen vom großräumigen Trend verwendet (auf Basis von Jahresmittelwerten, siehe oben). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass ein Teil der Varianz bedingt ist durch Messfehler und weitere Unsicherheiten (z.B. manuelle Messungen und/oder leicht unterschiedliche Messzeitpunkte an den unterschiedlichen Pegeln).

In Abbildung 38 sind die resultierenden Variogramme dargestellt. In der Abbildung werden besonders zwei Aspekte deutlich:

- Hochmoore zeigen eine deutlich größere Variabilität abseits des großräumigen Trends als Niedermoore. Die notwendige Anzahl an Pegeln für eine belastbare Erfassung der Grundwasser Oberfläche ist somit im Mittel für Hochmoore deutlich höher als für Niedermoore. Die Faustregel der sinnvollen Verteilung von Pegeln entsprechend auftretender homogener Landparzellen gilt aufgrund ihrer hohen kleinräumigen Variabilität in besonderem Maße für gestörte Hochmoore. Für derartige Gebiete kann sich unter Umständen der Ansatz als am Effizientesten erweisen, viele manuelle (mit seltener Ablesung) und wenige automatische Pegel im Gebiet zu verteilen. So wäre die hohe räumliche Variabilität unter Beachtung von Kostengesichtspunkten vermutlich am besten abzudecken.
- Der Grad der Heterogenität der Grundwasser Oberfläche unterscheidet sich stark von Moor zu Moor. Einzelne Hochmoore sind wesentlich homogener hinsichtlich ihrer Grundwasser Oberfläche als der Durchschnitt. Genauso können Niedermoore (beispielsweise durch Polderstruktur) auch eine hohe Variabilität aufweisen, die den Bedarf an Pegeln erhöht.

Aufgrund der Variabilität lassen sich also nicht direkt Richtwerte für die Flächenrepräsentativität eines Pegels ableiten. Einige Gründe, die zu der Variabilität führen, wurden oben bereits genannt. Die Genauigkeit der Grundwasser Oberfläche, die mittels einer bestimmten Anzahl an Pegeln in einem Gebiet erreicht werden kann, lässt sich verlässlich erst nach dem ersten Messjahr abschätzen. Bei hoher Variabilität könnte mit der Nachinstallation von Pegeln reagiert werden, um später eine belastbarere Erfassung des Ausgangszustands vor der Wiedervernässung z.B. für die Abschätzung der Klimaschutzwirkung verwenden zu können.

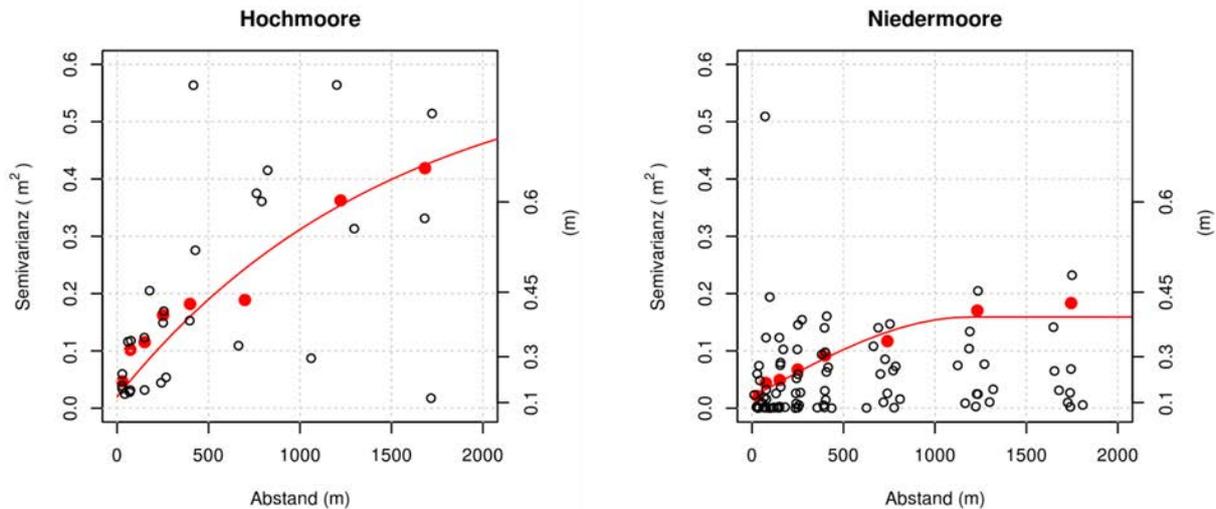


Abbildung 38: Semivariogramm der räumlichen Variabilität der Grundwasseroberfläche nach einer Trendbereinigung, d.h. die Grundwasseroberfläche wurde um eine einfache Hangneigung und Krümmung korrigiert, um die Variabilität abseits des großräumigen Trends zu analysieren; Punkte und Linien in rot zeigen das Gesamtvariogramm aller Hochmoore (links) und Niedermoore (rechts); die schwarzen Kreise sind die Werte unterschiedlicher Abstandsklassen aus den Einzelmooren

4.5.2.5 Vom Punkt in die Fläche: Räumliche Interpolation

Für belastbare flächige Daten über den Grundwasserflurabstand ist bei den meisten Standorten ein Laserscan-Höhenmodell erforderlich. Der Weg vom Punkt zu Flächendaten erfolgt dabei für den Grundwasserflurabstand in zwei Schritten. Zum einen sollte der an den Pegelrohren gemessene absolute Wasserstand (z.B. als Meter über Normal Null, müNN) mittels räumlichen Interpolationsverfahren (z.B. trend surface analysis, natural neighbour interpolation, diverse Interpolationsverfahren werden diskutiert in LI & HEAP, 2008) oder mittels eines genaueren aber wesentlich aufwändigeren numerischen hydrologischen Modells flächig abgebildet werden. Die interpolierte Grundwasseroberfläche kann im Anschluss mit einem Laserscan-Höhenmodell verschnitten werden, um den Grundwasserflurabstand zu erhalten. Eine direkte Interpolation von Grundwasserflurabständen kann schon bei leichtem Geländere relief direkt zu hohen Fehlern führen.

4.5.2.6 Interpretation der Grundwasserströmung

Die relativen Höhenunterschiede des absoluten phreatischen Wasserstands geben Hinweise über die vorherrschende Fließrichtung im Torfkörper. Des Weiteren schlägt EGGELSMANN (1964, 1977) aufbauend auf empirischen Erfahrungswerten eine Gleichung vor, mit der die hydraulische Leitfähigkeit des Torfkörpers über die vorhandenen Gradienten (= Neigung der Grundwasseroberfläche) abgeschätzt werden kann. Sie gilt für gefällearme Niederungsböden und winterliche niederschlagsreiche Perioden:

Gleichung 2:

$$\text{Hydraulische Leitfähigkeit in m/Tag} = 10^{-\log_{10}(\text{Neigung der Grundwasseroberfläche in Promille}) + 0.699}$$

4.5.3 Wasserstände Oberflächengewässer

Der Einbau eines Pegelrohrs in einem Oberflächengewässer (z.B. Graben) erfolgt für automatische Datenlogger prinzipiell wie bei einem Grundwasserpegelrohr, mit dem einzigen Unterschied, dass die Verfilterung hier über den Gewässerboden hinaus bis in das fließende Wasser hineinragen muss. So kann im Pegelrohr direkt der Wasserstand des Oberflächengewässers gemessen werden.

Bei der manuellen Messung ist ein Pegelrohr nicht notwendig. Hier kann direkt eine Messlatte in den Untergrund verbaut werden. Auch eine Messlatte sollte wie ein Pegelrohr vermessen werden und die Höhenposition der Messlatte sollte langfristig gesichert sein.

4.5.4 Offene Wasserflächen

Das Monitoring der zeitlich variablen Ausdehnung von offenen Wasserflächen (Überstaufflächen) im Jahresverlauf ist für die Abschätzung der Methan-Emissionen und für die Beurteilung der Vegetationsentwicklung wichtig. Sie ist eine sinnvolle Ergänzung zu rein über Bioindikation abgeschätzten Wasserstandskarten. Außerdem ist über die offenen Wasserflächen eine Validierung des Verschnitts der Wasserstandskarte mit einem Laserscan möglich.

Offene Wasserflächen können über Luft- und Satellitenbilder für den Aufnahmezeitpunkt und über Feldbegehungen mit GPS für weitere Zeitpunkte kartiert werden.

4.5.5 Durchflussmessungen

Für die Erfassung der hydrologischen Situation eines Moorstandorts ist die Abschätzung der Zu- und Abflüsse über Oberflächengewässer von großer Bedeutung. Im Rahmen von Wiedervernässungsmaßnahmen stellen die Verhinderung oder Verzögerung von Abflüssen und/oder die Verteilung und Ausbreitung der Zuflüsse im Gebiet meist die entscheidenden Maßnahmen dar. Des Weiteren ist für eine Quantifizierung der Nährstoffausträge und möglicher Beiträge für den Hochwasserschutz (Wiedervernässungsmaßnahmen verändern das Abflussverhalten eines Moores) die Erfassung der Zu- und Abflussmengen zwingend notwendig.

Mit Durchfluss wird das Wasservolumen bezeichnet, das einen bestimmten Gewässerquerschnitt pro Zeiteinheit passiert. Dieser wird z.B. in m^3/s angegeben und kann mit Messwehren oder über Flügelmessungen bestimmt werden. Der Abfluss ist der auf die Einzugsgebietsgröße normierte Durchfluss und wird – wie andere Wasserhaushaltsgrößen auch – in mm angegeben. Insbesondere bei Untersuchungen zur Nährstoffretention ist die Kenntnis des Einzugsgebietes am Messpunkt von entscheidender Bedeutung.

Bei Hochmooren lässt sich der Abfluss in erster Näherung aus der klimatischen Wasserbilanz, d.h. der Differenz zwischen Niederschlag und potenzieller Verdunstung abschätzen. Aufgrund des variablen Grundwasserzustroms ist dies bei Niedermooren nicht möglich.

Durchflussmessungen sollten an den entscheidenden Zu- und Abflussstellen des Gebiets erfolgen. Der Durchfluss kann mittels einer Wasserstand-Durchflussbeziehung und einem automatischen Datenlogger in Oberflächengewässer kontinuierlich bestimmt werden. Stichtagmessungen ohne kontinuierliche Erfassung des Wasserstands sind in diesem Fall wenig

brauchbar, da hohe Durchflüsse in sehr kurzer Zeit erfolgen können und dies üblicherweise nicht der Zeitpunkt ist, an dem eine Feldbegehung stattfindet.

4.5.5.1 Messwehre

Wenn ein Messwehr (Abbildung 39) eingerichtet und freier Überfall des Abflusses gewährleistet werden kann, ist für die Bestimmung des Durchflusses lediglich eine automatische Wasserstandsmessung im Oberlauf des Wehrs notwendig. Durch den relativen Höhenunterschied zum Überlauf und durch die bei einem normierten Wehr bekannte Wasserstand-Durchflussbeziehung ist der Wasserstand direkt in einen Durchfluss übertragbar.

Die korrekte Dimensionierung des Messwehrs ist wichtig. Es darf nicht zu einem seitlichen Überlauf nach Starkregenereignissen kommen, da damit die Wasserstands-Durchflussbeziehung nicht mehr gültig ist und das Wehr durch Erosion zerstört werden könnte. Ein fester Einbau in die Grabensohle und -seiten gewährleistet die Dauerhaftigkeit des Bauwerks (siehe auch BAFU, 2009).



Abbildung 39: Beispiel für ein Messwehr (BAFU, 2009)

4.5.5.2 Flügelmessungen

Ist der Einbau eines normierten Messwehrs nicht möglich, kann alternativ ein festes Messtransect mit möglichst stabiler Sohle eingerichtet werden. An diesem Transect wird die Wasserstands-Durchflussbeziehung (oder Pegelschlüsselkurve) eigenhändig aus der Kombination von kontinuierlichen Messungen des Wasserstands (Datenlogger) mit Fließgeschwindigkeitsmessungen mittels Messflügel oder einem für niedrige Fließgeschwindigkeiten besonders geeigneten induktivem Durchflussmessgerät (Abbildung 40) bestimmt. An dem ausgewählten Messtransect wird die Fläche des Fließquerschnitts gemessen und an mehreren Lamellen sowie in mehreren Tiefen die Fließgeschwindigkeit gemessen (DYCK & PESCHKE, 1995). Aus diesen Größen lässt sich der Durchfluss berechnen.



Abbildung 40: Induktives Durchflussmessgerät im Einsatz, Foto: B. Tiemeyer

Zum Erstellen einer stabilen Pegelschlüsselkurve sind mehrere Datenpunkte (>10) notwendig, insbesondere ist aber das Erfassen von Hochwasserereignissen notwendig. Da Gräben und Bäche im Sommer üblicherweise verkrautet, muss der Gewässerabschnitt entkrautet oder aber getrennte Pegelschlüsselkurven erstellt werden.

4.5.6 Niederschlag

Für die Erfassung aller Wasserhaushaltskomponenten sind gute Messungen des Niederschlags notwendig. Für Regenmoore ist der Niederschlag die einzige Wasserquelle, und kurz- und langfristige Wasserstandsschwankungen sind maßgeblich durch ihn kontrolliert. Gerade beim Niederschlag liegt eine starke interannuelle Variabilität vor und bei der Beurteilung der Repräsentativität kurzer Wasserstandszeitreihen (1-2 Jahre) ist das Heranziehen von belastbaren Klimadaten für den entsprechenden Zeitraum erforderlich.

Die Messung der Niederschlagshöhen erfolgt über Auffanggefäße. Bei der in Deutschland häufigsten Variante handelt es sich um den Hellmannschen Niederschlagsmesser mit einem Normauffangtrichter mit einer Querschnittsfläche von 200 cm² (HÖLTING, 1996). Auch andere Größen existieren. Insbesondere im Gebirge werden für genauere Messungen größere Auffangtrichter verwendet (NATURAL ENGLAND REVIEW, 2011). Der Niederschlagsmesser wird nach den Richtlinien des Deutschen Wetterdienstes auf einer freien Fläche in 1 m Höhe positioniert. Die einfallenden Niederschläge werden in einem Behälter unterhalb der Trichteröffnung gesammelt und vor größeren Verdunstungsverlusten abgeschirmt. Je nach benötigter Auflösung kann das Ablesen der Wassermenge manuell oder automatisch erfolgen, was sich in den Anschaffungskosten widerspiegelt. Nur die automatische Messung erlaubt eine hohe zeitliche Auflösung, die beispielsweise für die oben genannte statistische Zeitreihenmodellierung und numerische Modellierungen nötig ist. Eine der größten Herausforderungen für erfolgreiche Niederschlagsmessungen ist die Pflege des Geräts gegen beispielsweise Verstopfung und Einfrieren. Zur Verhinderung des Einfrierens und um Niederschläge bei Temperaturen kleiner 4°C und Schneeniederschlag erfassen zu können, gibt es beheizbare Regenmesser, deren Einsatz für den Erhalt einer belastbaren Jahresniederschlagssumme unbedingt zu empfehlen ist. Durch Wind und Verdunstung des Benetzungswassers innerhalb

des Trichters haben Niederschlagsmessungen einen Fehler, der empirisch korrigiert werden kann (z.B. nach RICHTER 1995).

Für langfristige Niederschlagsunterschiede, wie z.B. die Unterscheidung von trockenen und feuchteren Jahren, reicht es meist, Daten der nächstliegenden Wetterstation des Deutschen Wetterdienst zu verwenden, die zum Teil frei verfügbar oder käuflich zu erwerben sind. Aufgrund der starken kleinräumigen Variabilität insbesondere von Starkniederschlägen sind diese Daten für genauere Betrachtungen jedoch eventuell unzureichend, sodass eine Messung im Mooregebiet sinnvoll sein kann. Dies gilt besonders für Mittelgebirgsmoore und Alpenrandmoore.

4.5.7 Verdunstung

Durch die hohe Wasserverfügbarkeit in Boden und Pflanzen zeichnen sich Moore durch hohe Verdunstungsraten aus. Die Verdunstung – oder Evapotranspiration – bildet den größten Verlustterm in der Wasserbilanz und kann an die Niederschlagssumme heranreichen oder diese sogar übersteigen.

Die Evapotranspiration setzt sich aus den Komponenten Evaporation und Transpiration zusammen (DVWK, 1996b). Die Verdunstung von offenen Wasserflächen, unbewachsenen Bodenflächen, und mit Wasser benetzten Vegetationsoberflächen nach einem Niederschlag (Interzeptionsverdunstung) über rein physikalische Prozesse wird als Evaporation bezeichnet. Zusätzlich verdunstet Vegetation Wasser in ihrem Gewebe und transportiert den Wasserdampf über ihre Stomata an die Atmosphäre. Wenn nicht anders erwähnt, beziehen wir uns auf die Summe der Verdunstungskomponenten vereinfacht mit "Verdunstung". Die Höhe der Verdunstung wird durch meteorologische Rahmenbedingungen (Wind, Luftfeuchte, Temperatur, Sonneneinstrahlung), Vegetationseigenschaften (Vegetationstyp, Biomasse, Wachstumsphase, Albedo, Wurzeltiefe), Wasserverfügbarkeit (Bodenfeuchte, Grundwasserstand) sowie Bodeneigenschaften (Albedo, hydraulische Eigenschaften) bedingt. Gleichzeitig beeinflusst die Verdunstung direkt Grundwasserstand und Bodenfeuchte.

Die direkte Messung der realen vegetationsspezifischen Verdunstung ist schwierig und häufig nur mit wissenschaftlich genutzter Messtechnik möglich (Lysimeter, Eddy-Kovarianz Türme, Bowen-Ratio Methode; siehe z.B. FOKEN, 2006). Eine Weiterentwicklung der einfachen Methode über die statistische Auswertung von Wasserstandsschwankungen in Verbindung mit Bodeneigenschaften (WHITE, 1932) befindet sich in Entwicklung, erfüllt jedoch noch nicht die erforderliche Genauigkeit und ist nur für ausgewählte Zeiträume (ausreichend Verdunstung, keine Niederschlag) anwendbar. Bei einer sicheren Abgrenzbarkeit des Einzugsgebiets kann die Verdunstung von Hochmoorstandorten für längere Zeiträume schließlich über die Differenz des Niederschlags und des Abflusses bestimmt werden.

Aus diesem Grund wird die Verdunstung üblicherweise berechnet. Die Wahl des Berechnungsansatzes (z.B. Penman-Monteith, Priestley-Taylor, Turc-Wendling, Haude) hängt im Allgemeinen von den Standorteigenschaften, der Verfügbarkeit meteorologischer Daten und pflanzenspezifischer Parameter, und der erforderlichen zeitlichen Auflösung der Ergebnisse ab. Eine Übersicht über die Berechnungsansätze liefert DVWK (1996b).

Als **Grasreferenzverdunstung** wird die Evapotranspiration einer standardisierten und optimal wasserversorgten Referenzoberfläche bezeichnet. Als Referenzoberfläche wurde Gras mit einer Bestandshöhe von 0,12 m, einem Stomatawiderstand von 70 s m^{-1} und einer Albe-

do von 0,23 festgelegt (ALLEN et al., 1998). Die Grasreferenzverdunstung spiegelt somit die meteorologischen Rahmenbedingungen wider und wird unter Verwendung der angegebenen Parameter aus der Penman-Monteith-Gleichung berechnet (DVWK, 1996b).

Als **Bestandsverdunstung** wird dagegen die Evapotranspiration einer spezifischen Vegetation unter optimaler Wasserversorgung und ohne negative Einschränkungen der Vegetation gegenüber Krankheiten oder anderen Einschränkungen bezeichnet.

Durch Multiplikation mit dem **Bestandskoeffizienten** (oder Kc-Faktor) lässt sich aus der Grasreferenzverdunstung die Bestandsverdunstung berechnen. Der Kc-Faktor berücksichtigt spezifische pflanzenphysiologische Eigenschaften wie Bestandshöhe, Blattflächenindex (LAI), Beschattungsgrad, Albedo und Kontrolle der Stomata (ALLEN, 2003). Für Nutzpflanzen liegt eine breite Datenbasis vor (ALLEN, 2003), die Datenlage für moortypische Vegetation ist dagegen dürftig.

Als **potenzielle Verdunstung** wird schließlich allgemein die Wassermenge bezeichnet, die an einem Standort ohne Stressbedingungen verdunstet werden kann. Bei der **Grasreferenzverdunstung** und **Bestandsverdunstung** handelt es sich um potenzielle Verdunstungswerte. Da allerdings eine große Anzahl von Gleichungen mit unterschiedlichen Datenanforderungen zur Berechnung der potenzielle Verdunstung zur Verfügung steht, ist diese häufig weniger strikt definiert als die Grasreferenzverdunstung und bezieht je nach Ansatz vegetationspezifische Faktoren ein oder auch nicht. Aus diesem Grund kommt es auch häufig zu Verwirrungen, da verdunstungsstarke Pflanzen mehr als manch berechneter „potenzieller“ Verdunstungswert verdunsten können.

Die Berechnung der **realen Verdunstung** setzt schließlich Kenntnisse v.a. zur Bodenfeuchte bzw. zum Wasserstand voraus. In nassen Mooren kann man in erster Näherung davon ausgehen, dass die reale Verdunstung der Bestandsverdunstung entspricht. Je nach Wurzeltiefe und artspezifischen Präferenzen sinkt die reale Verdunstung bei nicht ausreichender Wasserverfügbarkeit. Ein darauf beruhender Berechnungsansatz, die Romanov-Gleichung, wird von EDOM (2001) vorgestellt. Eine weitere – wenn auch aufwändige Möglichkeit – besteht in der Verwendung eines Bodenwasserhaushaltsmodells. Dies setzt allerdings die Kenntnis bodenhydraulischer Eigenschaften und vegetationspezifischer Parameter voraus (Wurzeltiefe, Auftreten von Wasser- und Trockenstress).

Da der Kostenaufwand für eine Wetterstation recht hoch ist, kann ähnlich wie bei der Niederschlagsmessung auch auf Wetterdaten der nächstliegenden DWD-Wetterstation zurückgegriffen werden, die häufig auch schon direkt Verdunstungswerte zur Verfügung stellt. Die Abweichungen zu einer eigenen Wetterstation im Mooregebiet sind verglichen mit den Abweichungen bei den Niederschlagsdaten eher gering (Kap 2.7.2), können jedoch insbesondere im Mittelgebirge bei Höhenunterschieden, bei sehr verdunstungsstarker Vegetation im Moor (z.B. ausgedehnte Schilfflächen) und/oder bei Abschattungseffekten groß sein. Zusammen mit Niederschlagsdaten können aus langjährigen DWD-Verdunstungs-Datenreihen standorttypische Verläufe der klimatischen Wasserbilanz (= Differenz aus Niederschlag und potenzieller Verdunstung) abgeleitet werden.

Wie oben erwähnt, lassen sich in der Literatur zwar auch einige Verdunstungswerte für moortypische Vegetation der temperaten Zone finden, eine statistische Auswertung ist jedoch schwierig, da sich die Studien methodisch sehr stark unterscheiden oder auch methodische Schwächen aufweisen, die verschiedenen Messmethoden schwer miteinander ver-

gleichbar sind, häufig keine Jahreswerte verfügbar sind und zudem Definitionen teilweise konfus gehandhabt werden (GAUWEILER, 2013). Daneben ist häufig nicht erkennbar, ob es sich wirklich um einen Moorstandort handelte und ob an einem Standort phasenweise Wassermangel herrschte oder nicht und wie nahe somit die reale Verdunstung an der Bestandsverdunstung lag. Auch wenn teilweise Kc-Faktoren angegeben werden, sind diese häufig nicht übertragbar, da sie sich nicht unbedingt auf die Grasreferenzverdunstung, sondern auf verschiedenste Berechnungsansätze der potenziellen Verdunstung beziehen. Erstaunlicherweise gibt es daneben für die gemäßigte Zone kaum belastbare Zahlen für Sphagnen oder die vieldiskutierte Birke (GAUWEILER, 2013). Auch wenn hier noch klare Forschungslücken bestehen, wird versucht, in Abbildung 41 eine Übersicht über „moortypische“ Verdunstungswerte zu geben.

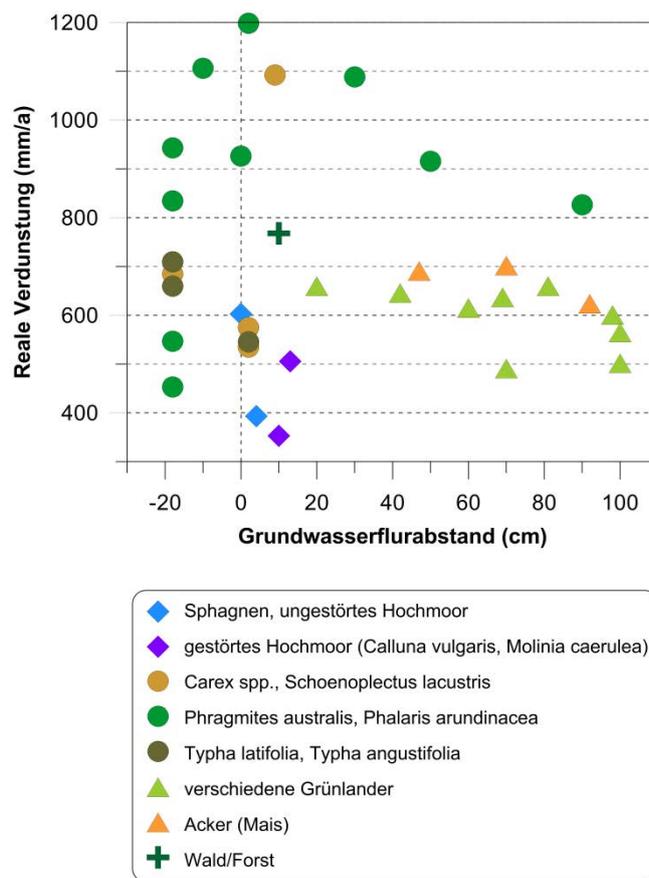


Abbildung 41: Jährliche Verdunstungssummen verschiedener Vegetationstypen (Deutschland, Niederlande, Großbritannien, Irland, Polen) in Abhängigkeit vom Wasserstand (Daten aus: BERNATOWICZ et al., 1976; BADEN & EGGELSMANN, 1968; DANNOWSKI & BALLA, 2004; FERMOR et al., 2001; HENDRIKS et al., 2007; HERBST & KAPPEN, 1999; HERBST et al., 1999; KOERSELMAN & BELTMAN, 1988; MÜLLER et al., 2005; NIEVEEN & JACOBS, 2002; ROBINSON et al., 1991, SOTTOCORNOLA & KIELY, 2010)); bei mehrjährigen Datenreihen werden Mittelwerte gezeigt

Während bei Sphagnen – zu denen allerdings kaum belastbare Messwerte für Mitteleuropa vorliegen – teilweise ein deutlicher Abfall der realen Verdunstung bei fallenden Grundwasserständen beobachtet wurde (EDOM, 2001), ist dieser Zusammenhang bei tiefer wurzelnden Pflanzen weniger auffällig. Deutlich ist, dass Pflanzenbestände mit hoher Biomasse wie *Phragmites australis* sehr hohe Verdunstungsraten erreichen können. Allerdings ist in diesem Fall zu beachten, dass methodische Unterschiede (z.B. Oaseneffekte bei Lysimetern) und Standortbedingungen einen erheblichen Einfluss auf die dargestellten Messwerte haben können.

4.5.8 Monitoring einer Referenzfläche

Eine hilfreiche Ergänzung für die Erfolgskontrolle im Rahmen von Wiedervernässungsprojekten ist die Einrichtung und das Monitoring einer Referenzfläche, die nicht durch die Wiedervernässungsmaßnahmen beeinflusst wird, sich aber in der Nähe der Projektfläche befindet und ähnliche Eigenschaften aufweist. Das Monitoring der Projekt- und Referenzfläche sollte vor Umsetzung der Maßnahmen mit genügendem Vorlauf starten (2 Jahre), um ein ähnliches Verhalten der beiden Flächen belegen zu können.

Das Monitoring der Referenzfläche erlaubt einen direkten Vergleich mit der Projektfläche nach Umsetzung der Maßnahmen. Eventuell auftretende kurz- und längerfristige Trends durch die Variabilität des Klimas und/oder durch großräumige Änderungen beispielsweise des Grundwasserzustroms können durch das Monitoring der Referenzfläche genau erfasst werden. Dies sind wichtige harte Daten, die bei der Abschätzung des Maßnahmeneffekts auf der Projektfläche helfen oder unerwartete Trends erklären können.

4.5.9 Schlussfolgerungen: Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise

Der Wasserstand zeigt die Speicheränderung und somit den Netto-Effekt von Maßnahmen über einen längeren Zeitraum an. Die Erstellung einer Grundwasserflurabstandskarte vor und nach Wiedervernässung erlaubt die Abschätzung der Maßnahmenwirkung und dient als Effizienzkontrolle. Jeder Schritt im Erstellungsprozess dieser Karten ist ausgehend vom Pegel bis zur flächigen Abschätzung von Fehlern (Mess- und Modellfehlern) begleitet. Abbildung 42 fasst die Fehler schematisch zusammen. Das Budget für das hydrologische Monitoring sollte so investiert werden, dass auf allen Ebenen etwa das gleiche Fehlerniveau erreicht wird. Die Vernachlässigung einer Ebene schlägt sich stark auf den Gesamtfehler nieder. Das entsprechende Fehlerniveau sollte in der nachfolgenden Anwendung berücksichtigt werden.

Neben dem Grundwasserflurabstand ist es für die Quantifizierung von Nährstoffausträgen und der Nährstoffsinkenfunktion sowie für die effektive Planung der Wiedervernässung wichtig, weitere hydrologische Parameter zu erfassen. Aufwand, Kosten und Expertise der Parameter, deren Nutzen oben diskutiert wurde, sind in Tabelle 33 und Tabelle 34 zusammengefasst. Tabelle 35 fasst die für die Beurteilung der Rahmenbedingungen und der verschiedenen ÖL notwendigen Indikatoren sowie deren Kosten und Anforderungen an den Anwender zusammen.

Unsicherheiten beim langjährigen Grundwasserflurabstand

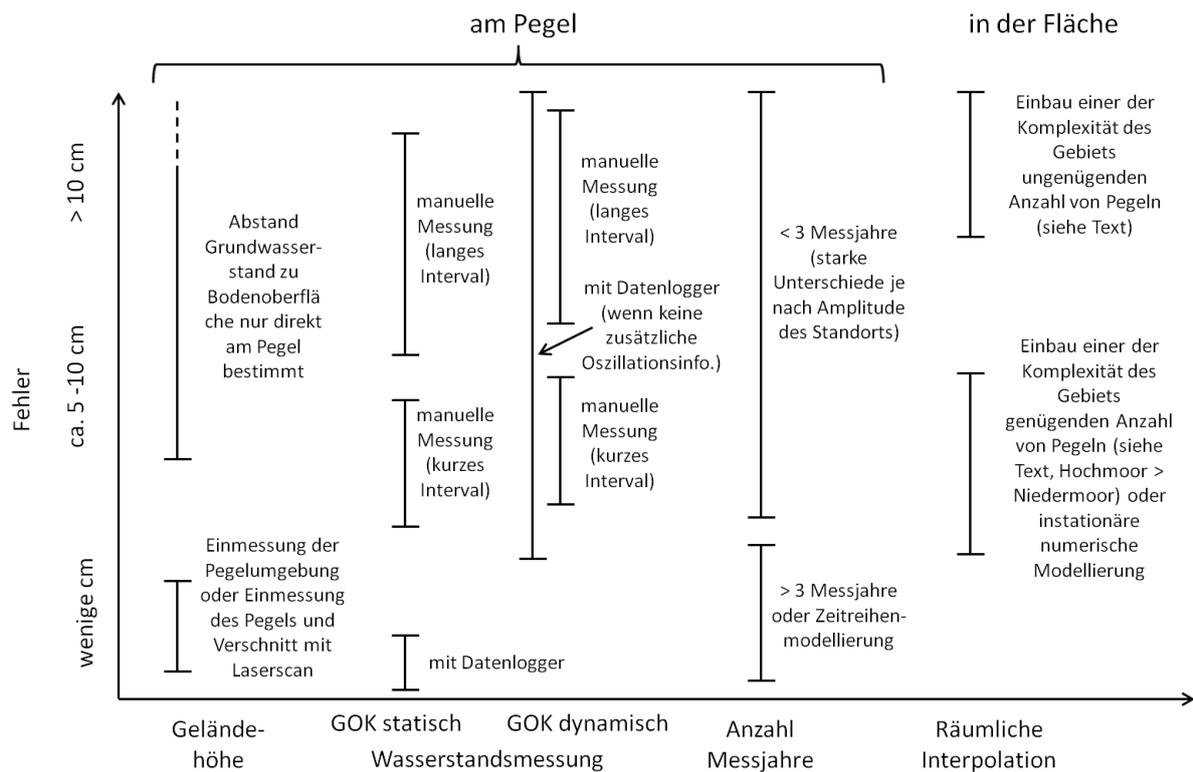


Abbildung 42: Schematische Darstellung der Fehler bei der Erstellung einer flächigen Karte des langjährigen Grundwasserflurabstands; schematische Fehlerbereiche basieren auf den durchgeführten Analysen sowie auf Experteneinschätzungen, GOK: Geländeoberkante

Tabelle 33: Übersicht über Aufwand, Kosten und Expertise bei der Erfassung des langjährigen Grundwasserflurabstands für ein Projektgebiet

	Grundwasserstand mit Pegelrohren		Zeitreihenmodellierung	Räumliche Interpolation	
	manuell	automatisch		(geo-)statistisch	numerische Modellierung
Anschaffungskosten	niedrig	mittel	niedrig bis mittel	niedrig-mittel	niedrig-hoch
Betriebskosten (ohne Personal)	-	-	niedrig	niedrig	niedrig
Installationsaufwand	niedrig	mittel	-	-	-
Betriebsaufwand (Zeit)	mittel (Anfahrt + Begehung)	niedrig	niedrig	niedrig	mittel-hoch
Expertise	niedrig	mittel	hoch	mittel-hoch	hoch
Grenzen der Anwendbarkeit	Keine (evtl. Zugänglichkeit Gebiet)	bei oszillierender Oberfläche muss zusätzlich manuell die Oszillation gemessen werden (oder ein weiterer mit-oszillierender Pegel eingebaut werden).	funktioniert für viele, aber nicht alle Standorte (z.B. bei oszillierender Oberfläche nicht).	Interpolationsfehler bei sehr strukturiertem Gelände → nicht prognosetauglich	bei schlechter Datenlage ist eine robuste Kalibration nicht durchführbar
Räumliche Auflösung	-	-	-	mittel	hoch
Zeitliche Auflösung	niedrig bis mittel	hoch	hoch	abhängig von Eingangsdaten	hoch

Tabelle 34: Übersicht über Aufwand, Kosten und Expertise weiterer hydrologischer Methoden; Messung der Wasserstände der Oberflächengewässer entspricht der Spalte der Grundwasserpegel, siehe Tabelle 33, mit Ausnahme der Anschaffungskosten für manuelle Messungen, die beim Oberflächenwasser noch günstiger sind

	Offene Wasserflächen		Durchflussmessungen		Niederschlag (eigene Messung)		Verdunstung (eigene Messung)
		Norm-Messwehr	Flügelmessung	manuell	automatisch		
Anschaffungskosten	keine bis niedrig	hoch	mittel				hoch
Betriebskosten (ohne Personal)	-	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig
Installationsaufwand	-	hoch	niedrig	niedrig	niedrig	mittel	hoch
Betriebsaufwand (Zeit)	mittel (Anfahrt + Begehung)	niedrig	mittel	mittel	mittel bis hoch	mittel bis hoch	mittel bis hoch
Expertise	niedrig bis mittel	mittel	mittel bis hoch	mittel	niedrig	mittel	hoch
Grenzen der Anwendbarkeit	-	Wenn Einbau nicht möglich wg. fehlender geeigneter Abflussgräben oder Genehmigungen	Bei undefinierter Überflutung während Hochwasserereignissen, fehlende Zugänglichkeit unter sehr nassen Bedingungen, Empfindlichkeit des Messgeräts bei sehr geringen Abflüssen/Fließgeschwindigkeiten.		Starker Wind kann zu sehr großen Fehlern führen.	-	-
Räumliche Auflösung	hoch	-	-	-	-	-	-
Zeitliche Auflösung	niedrig/hoch (manuell/automatisch)	hoch	hoch	hoch	niedrig bis mittel	hoch	hoch

Tabelle 35: Zuordnung zwischen den in diesem Teilkapitel erläuterten Messgrößen im Bereich Wasser und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL); G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), (G1): u.U. notwendig, ✓: zutreffend

Wasser	ÖL-Bereich + erwünschte Genauigkeitsstufe					Zeitpunkt	Skala	Spezialisierung	Kosten		
Indikatoren	Flora	Fauna	Wasserqualität	Klima	Planung Vernässung Rahmenbedingungen	Projektplanung Erfolgsmonitoring	Punkt Teilgebiet Projekt	Freiwillige Projektmitarbeiter Spezialisten	gering mittel teuer		
<i>Grundwasserstand</i>											
phreatisch (manuell)	G1	G1	G2	G2	G1	✓ ✓	✓	✓		✓	
phreatisch (Datenlogger)	G1	G1	G2	G2	G1	✓ ✓	✓	✓	✓	✓	✓
piezometrische Druckhöhe (manuell)					G1	✓ ✓	✓	✓		✓	
piezometrische Druckhöhe (Datenlogger)					G1	✓ ✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Oberflächenwasser</i>											
Wasserstand					G1	✓ ✓	✓ ✓	✓		✓	
Durchflussmessungen (Meßwehr)			G2-G3		(G1)	✓ ✓	✓ ✓	✓	✓		✓
Durchflussmessungen (Flügelmessung)			G2-G3		(G1)	✓ ✓	✓ ✓	✓ ✓	✓ ✓		✓
Offene Wasserflächen	G1		G1	G2	G1	✓ ✓	✓ ✓	✓ ✓	✓	✓	
<i>Meteorologische Parameter</i>											
Niederschlag (manuell)					(G1)	✓ ✓		✓		✓	
Niederschlag (Datenlogger)					(G1)	✓ ✓		✓	✓		✓
Verdunstung					(G1)	✓ ✓	✓		✓	✓	✓

4.6 Wasserqualität

4.6.1 Einleitung

Bei der Beurteilung von Stoffausträgen aus Mooren sollte zwischen der Retentionswirkung eines Moores und der Wirkung eines Moores als Stoffquelle unterschieden werden. Die Retentionswirkung hängt stark von der Einbindung in die Landschaft und den Stoffeinträgen in das Moor ab, wird aber durch Entwässerungssysteme stark herabgesetzt. Gleichzeitig führt die Grundwasserabsenkung im Moor auch zu einer Torfmineralisierung, die in Abhängigkeit von unterschiedlichen biogeochemischen Faktoren zu einer erhöhten internen (Netto-)Stofffreisetzung führen kann. Daher können entwässerte Moore auch dann eine Stoffquelle darstellen, wenn ihre Retentions- oder Reinigungswirkung im nicht entwässerten Fall eher unbedeutend ist. Für die Stoffumsetzungen innerhalb des Moores sind neben bodenchemischen Parametern die Sauerstoffverfügbarkeit und damit der Wasserstand entscheidend, für den Austrag aus dem Moor kommen hydrologisch-topographische Faktoren

wie der Abfluss und die Abflusspfade hinzu. Beispielsweise ist für die Auswirkungen eines entwässerten und landwirtschaftlichen genutzten Teilbereichs entscheidend, ob das Sickerwasser direkt über Rohrdräne zum Oberflächengewässer gelangt oder während einer Grundwasserpassage Umwandlungsprozessen unterliegt. Aufgrund der Bedeutung lateraler Prozesse sind Vegetationstypen zur Quantifizierung von Stoffausträgen wenig geeignet. Schließlich sind für die Beurteilung möglicher Auswirkungen von Stoffausträgen aus Mooren auch die Unterlieger (sensible Ökosysteme wie mesotrophe Seen) wichtig.

Im Folgenden werden ausgewählte Datenquellen aufgeführt, die wichtigsten Messmethoden für relevante Stoffgruppen vorgestellt, Vor- und Nachteile verschiedener Beprobungsmethoden dargelegt und Empfehlungen für repräsentative Probenahmeintervalle gegeben. Tabelle 36 fasst die für die Beurteilung der Rahmenbedingungen und der verschiedenen ÖL notwendigen Indikatoren sowie deren Kosten und Anforderungen an den Anwender zusammen; Details und Angaben zur Anwendbarkeit der verschiedenen Beprobungsmethoden für unterschiedliche Stoffe finden sich in Abschnitt 4.6.8.

Tabelle 36: Zuordnung zwischen den in diesem Teilkapitel „Wasserqualität“ erläuterten Parametern und Beprobungsmethoden und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL); G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), ✓: zutreffend

Wasserqualität	ÖL-Bereich + erwünschte Genauigkeitsstufe			Zeitpunkt		Skala			Spezialisierung			Kosten					
Indikatoren	Flora	Fauna	Wasserqualität	Klima	Planung Vernässung	Rahmenbedingungen	Projektplanung	Erfolgsmonitoring	Punkt	Teilgebiet	Projekt	Freiwillige	Projektmitarbeiter	Spezialisten	gering	mittel	teuer
<i>Vorhandene Daten bei Landesämtern u.a.</i>																	
Nährstoffsituation der Ober- und Unterlieger			G1		G1	G1	✓	✓		✓	✓		✓			✓	
<i>Labormethoden</i>																	
Hydro-chemische Parameter																	
pH-Wert			G2-G3		G1		✓	✓	✓	✓		✓	✓			✓	
Elektrische Leitfähigkeit			G2-G3		G1		✓	✓	✓	✓		✓	✓			✓	
Redoxpotential			G3				✓	✓	✓	✓			✓	✓		✓	
Gesamt-Stickstoff			G3				✓	✓	✓	✓			✓	✓			✓
Nitrat			G2-G3		G3		✓	✓	✓	✓			✓	✓			✓
Ammonium			G3				✓	✓	✓	✓				✓			✓
Phosphor			G2-G3		G3		✓	✓	✓	✓				✓			✓
Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC)			G2-G3	G3			✓	✓	✓	✓			✓	✓			✓
Weitere Kohlenstofffraktionen			G3	G3			✓	✓	✓	✓				✓			✓
<i>Beprobungsmethoden</i>																	
Konzentrationen Grund- und Bodenwasser																	
Grundwasserrohre			G2				✓	✓	✓			✓	✓			✓	
Saugplatten / -kerzen			G2				✓	✓	✓				✓	✓			✓
Dialysesammler			G2				✓	✓	✓					✓			✓
N _{min}				G3			✓	✓	✓			✓	✓				✓
Stofffrachten (Oberflächengewässer)																	
manuelle Beprobung			G3	G3			✓	✓		✓	✓	✓	✓			✓	
Autosampler			G3	G3			✓	✓		✓	✓	✓	✓				✓

4.6.2 Datenquellen

Informationen zur Nährstoffsituation der sich im Zu- bzw. Abstrombereich der Moore befindlichen Gewässer sind beispielsweise in Gewässergüteberichten oder in, im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erstellten, Berichten enthalten. Einige Bundesländer unterhalten Kartenserver, aus denen die Gewässergüte und/oder vorhandene Messstellen hervorgehen (Stand Juli 2016). Neben den aufgeführten Institutionen erheben verschiedene

staatliche Stellen auf Kreis-, Bezirks-, Landes- und Bundesebene weitere Daten zu Stoffkonzentrationen im Grundwasser, Fließgewässern und Seen.

Baden-Württemberg

Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW)

<http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/2688/>

<http://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/index.xhtml>

Bayern

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

<http://www.lfu.bayern.de/wasser/index.htm>

Brandenburg

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL)

<http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.283559.de>

<http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.333844.de>

Landesamt für Umwelt (LfU)

<http://www.lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.327961.de>

<http://www.lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.438863.de>

Niedersachsen

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)

http://www.umweltkarten-niedersachsen.de/GlobalNetFX_Umweltkarten/

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserwirtschaft/fluesse_baeche_seen/fluesse-baeche-seen-104895.html

<http://www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserwirtschaft/grundwasser/grundwasser-42559.html>

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG)

http://www.lbeg.niedersachsen.de/boden_grundwasser/grundwasser/536.html

<http://www.lbeg.niedersachsen.de/kartenserver/nibis-kartenserver-72321.html>

Mecklenburg-Vorpommern

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG)

<http://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/wasser/gewaesserguete.htm>

Staatliche Ämter für Landwirtschaft und Umwelt

http://www.stalu-mv.de/cms2/StALU_prod/StALU/de/start/index.jsp

Sachsen-Anhalt

Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt

<http://www.lhw.sachsen-anhalt.de/>

<http://www.wrrl.sachsen-anhalt.de/monitoring-und-gewaesserezustand/>

Schleswig-Holstein

Landesamt für Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Schleswig-Holstein

<http://www.schleswig-holstein.de/DE/Landesregierung/LLUR/Organisation/abteilungen/abteilung4.html>

http://www.schleswig-holstein.de/DE/Themen/F/fluesse_baeche.html

<http://www.umweltdaten.landsh.de/atlas/script/index.php>

4.6.3 Messung von Stoffkonzentrationen: Feld- und Laboranalytik

Physiko-chemische Parameter (pH, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotenzial) liefern erste Erkenntnisse über die Wasserqualität. Mit ihrer Hilfe kann z.B. nach der Wiedervernässung auf Änderungen in der Stofffreisetzung geschlossen werden. Gleichzeitig erlauben diese Parameter eine erste Einschätzung zur Eignung von Fremdwasser zur Wiedervernässung. Darüber hinaus gibt die Erfassung der Nährstoffkonzentrationen sowie gelöster und partikulärer Kohlenstofffraktionen detaillierte Informationen zum Zustand wiedervernässter Moore im Vergleich zu entwässerten oder natürlichen Mooren.

4.6.3.1 pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Die Messung des pH-Wertes sollte direkt im Feld an frisch gewonnenen Wasserproben stattfinden, da sich durch Ausgasen von überschüssigem Kohlendioxid und Oxidationsprozesse der pH-Wert der Probe drastisch verändern kann. Mit Hilfe von mobilen pH-Metern kann dies unter geringem zeitlichem Aufwand im Feld erfolgen. Vor jeder Messung im Gelände sollte die pH-Elektrode kalibriert werden, da die Elektrode einer Alterung unterlegen ist. Analog zu den pH-Werten sollte die elektrische Leitfähigkeit (LF) direkt im Feld gemessen werden, da hier durch mögliche Ausfällungsreaktionen (z.B. Kalk oder Eisenhydroxide) eine deutliche Absenkung der LF auftritt. Multisensor-Geräte ermöglichen die Bestimmung des pH-Wertes sowie der LF mit ein und demselben Gerät unter Verwendung spezifischer Elektroden/Messketten.

4.6.3.2 Redoxpotenzial

Das Redoxpotenzial beschreibt das Verhältnis der Aktivität oxidiertes und reduzierter Redoxpartner. Dieses wird als elektrisches Potenzial zwischen einer Edelmetallelektrode (meist Platin) und einer Bezugs- oder Referenzelektrode gemessen. Oxidative Bedingungen liegen bei 400 bis 800 mV, teilreduktive Bedingungen bei 0 bis 400 mV und reduktive Bedingungen bei 0 bis -400 mV vor. Im wassergesättigten Torf natürlicher Moore herrschen üblicherweise reduktive Bedingungen. Methanbildung tritt beispielsweise ab etwa -120 mV auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Das Redoxpotenzial wird durch die Temperatur sowie den pH-Wert beeinflusst. Im Gegensatz zur pH-Elektrode, die sensitiv für H⁺-Ionen ist, wird bei der Messung des Redoxpotenzials ein Mischsignal erfasst. Die Messung sollte ebenfalls direkt im Gelände erfolgen, da es bei Sauerstoffzutritt ähnlich den pH- und Leitfähigkeitsmessungen zu Verfälschungen kommen kann. Zusätzlich können unterschiedliche Messelektroden je nach Beschaffenheit der Oberfläche und des verwendeten Materials unterschiedliche Ergebnisse liefern. Ähnliches gilt für Sauerstoffsonden. Eine regelmäßige Reinigung und Kalibrierung sowie fachgerechte Lagerung der Messelektrode sind Grundvoraussetzung für vertrauenswürdige Ergebnisse.

4.6.3.3 Überblick über analytische Methoden

Für die Bilanzierung der Quellen- und Senkenfunktion von Mooren für Nährstoffe und Kohlenstoff sind detaillierte Kenntnisse zur Höhe und Dynamik der Stoffkonzentrationen erforderlich. Im nachfolgenden Kapitel wird die Analytik der wichtigsten Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor) sowie der Kohlenstofffraktionen im Wasser erläutert.

Tabelle 37: Analytische Methoden ausgewählter Wasserinhaltsstoffe (abgeändert nach GELBRECHT et al., 2008, S. 45)

Parameter	Analytische Methoden	Literatur
SRP (Ortho-Phosphat)	Photometrie, Molybdänblau- oder Malachitgrünmethode	DIN EN ISO 6878
TDP (Gesamtphosphor)	Photometrisch als SRP nach Aufschluss der filtrierten Probe oder Direktmessung mittels ICP-OES (Inductively-Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry)	DIN EN ISO 1189
Ca	Flammen Atom-Absorptions-Spektrometrie nach Filtration	EN ISO 7980
Na, K	Flammen Atom-Emissions-Spektrometrie nach Filtration	DIN ISO 9964-3
NH ₄ ⁺	Photometrie, Indophenolmethode, Ionenchromatographie	DIN EN ISO 11732
NO ₃ ⁻	Ionenchromatographie	DIN EN ISO 10304-1
TN	Chemilumineszenzmethode	
DOC	Infrarotdetektion des CO ₂ nach katalytischer Oxidation des organischen Kohlenstoffs, Photometrie + standortspezifische Kalibrierung	DIN EN 1484

4.6.3.4 Stickstoff

Stickstoff ist oftmals der limitierende Nährstoff in Mooren und tritt in gelöster Form hauptsächlich als anorganischer (Ammonium, Nitrat) oder organischer Stickstoff (DON = „dissol-

ved organic nitrogen“) auf. Während in nährstoffreichen intensiv genutzten entwässerten Niedermooren Nitrat den gelösten Gesamtstickstoff (TDN) dominieren kann (TIEMEYER & KAHLE, 2014), nehmen sowohl in genutzten als auch in naturnahen Hochmooren vor allem DON und Ammonium den Hauptanteil am TDN ein (FRANK et al., 2014). In wiedervernässten Niedermooren können sehr hohe Ammoniumkonzentrationen auftreten (GELBRECHT et al., 2008).

Da alle Stickstoffverbindungen in den Wasserproben weiteren mikrobiellen Umsetzungsprozessen unterliegen (z.B. Denitrifikation, Nitrifikation, Assimilation), ist eine Konservierung der Proben wichtig für repräsentative Ergebnisse. Die Analysen sollten möglichst zeitnah erfolgen, da auch das Einfrieren von Proben zur Verfälschung von Messergebnissen insbesondere bei gelösten organischen Stickstoffverbindungen führen kann. Durch die Kühlung der Proben während des Transportes als auch durch Ansäuern mit Salzsäure (GELBRECHT et al., 2008) können die Proben bis zur Messung im Labor stabilisiert werden. Die Messung der DON-Konzentrationen erfolgt an filtrierten Proben (Porengröße der Filter 0,45 µm), während die Notwendigkeit der Filtration bei Nitrat und Ammonium methoden- und laborabhängig ist.

Die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat können im Labor mit der Ionenchromatographie bestimmt werden, hierbei dürfen die Proben jedoch nicht zur Stabilisierung angesäuert werden. Ammonium kann alternativ photometrisch (in angesäuerten Proben) über die Indophenolmethode (Tabelle 37) bestimmt werden. Je nach analytischer Methode und notwendiger Vorbehandlung (Ansäuern) muss die Probe schon im Feld in zwei (oder mehr) Teilproben aufgeteilt werden.

Die Ermittlung der Konzentrationen von gelöstem organischem Stickstoff (DON) erfolgt durch Subtraktion der Konzentration der anorganischen Stickstoffverbindungen von der Konzentration des gesamt gelösten Stickstoffs. Der Gesamtstickstoff der Lösung kann mit Hilfe der Chemilumineszenz-Detektion ermittelt werden.

Gleichung 3:

$$\text{DON} = \text{TDN} - (\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N})$$

Die Berechnung von DON-Konzentrationen ist insbesondere bei hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen problematisch, da sich einerseits Fehler in deren Analytik addieren können und da die TN-Analyse bei hohen Konzentrationen anorganischen Stickstoffs häufig relativ geringe Wiederfindungsraten aufweist (z.B. GRAEBER et al., 2012; VANDENBRUWANE et al., 2007).

4.6.3.5 Phosphor

Phosphor kann als gesamtgelöster Phosphor (TDP = total dissolved phosphorus) und als gelöster reaktiver Phosphor (SRP = soluble reactive phosphorus) gemessen werden. Zur Bestimmung der SRP-Konzentrationen im Bodenwasser ist die Beprobung mit Dialysesammeln vorteilhaft. Diese passive Probenahmetechnik hat gegenüber anderen Methoden den Vorteil dass eine aufwändige Filtration der sauerstoffempfindlichen Wasserproben unter Luftabschluss entfällt. Sowohl TDP (nach Aufschluss) als auch SRP können photometrisch über die Molybdänblaumethode (Tabelle 37) gemessen werden, welche eine sehr niedrige Nachweisgrenze aufweist ($\leq 0,003$ mg P/L).

4.6.3.6 Metalle

Die Konzentrationen von Natrium, Magnesium, Kalium und Calcium, die ebenfalls als Pflanzennährstoffe fungieren, können mit Hilfe der Ionenchromatographie analysiert werden. Alternativ kann die Messung dieser Stoffe durch die Flammen Atom-Emissions-Spektrometrie erfolgen (Tabelle 37).

4.6.3.7 Kohlenstofffraktionen im Wasser

Kohlenstoff tritt in verschiedenen Fraktionen in Moorwässern auf. Summarisch können die organischen und anorganischen Kohlenstoffverbindungen als Gesamtkohlenstoff (TC) im Oberflächen- oder Bodenwasser analysiert werden (Abbildung 43). Dabei stellt häufig gelöster organischer Kohlenstoff (DOC = „dissolved organic carbon“) die größte Fraktion, wobei gelöste Huminstoffe, insbesondere die Fulvosäuren, für die gelbliche bis bräunliche Färbung der Moorwässer verantwortlich sind. Als DOC bzw. als gelöste organische Substanz DOM („dissolved organic matter“) werden operativ diejenigen Komponenten definiert, die einen 0,45 µm-Filter passieren.

Eine weitere wichtige Fraktion ist partikulärer organischer Kohlenstoff (POC = „particulate organic carbon“). FIEDLER et al. (2008) zeigten, dass POC im Porenwasser in der gleichen Größenordnung wie DOC enthalten sein kann; der tatsächliche Austrag ist jedoch vom Auftreten von (auch bodeninterner) Erosion abhängig. Gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC) liegt in Abhängigkeit vom pH-Wert in unterschiedlichen Anteilen als Hydrogencarbonat, Carbonat sowie CO_2 vor. Bei Hochmooren und Niedermooren mit niedrigen pH-Werten (< 4,5) tritt anorganischer gelöster Kohlenstoff vorrangig als gelöstes CO_2 auf. Jedoch können Moorwässer von neutralen Niedermooren mit karbonathaltigen Gesteinen im Einzugsgebiet hohe Anteile von gelöstem Carbonat sowie Hydrogencarbonat aufweisen (FIEDLER et al., 2008). Neben diesen Komponenten tritt gelöstes Methan (CH_4) auf.

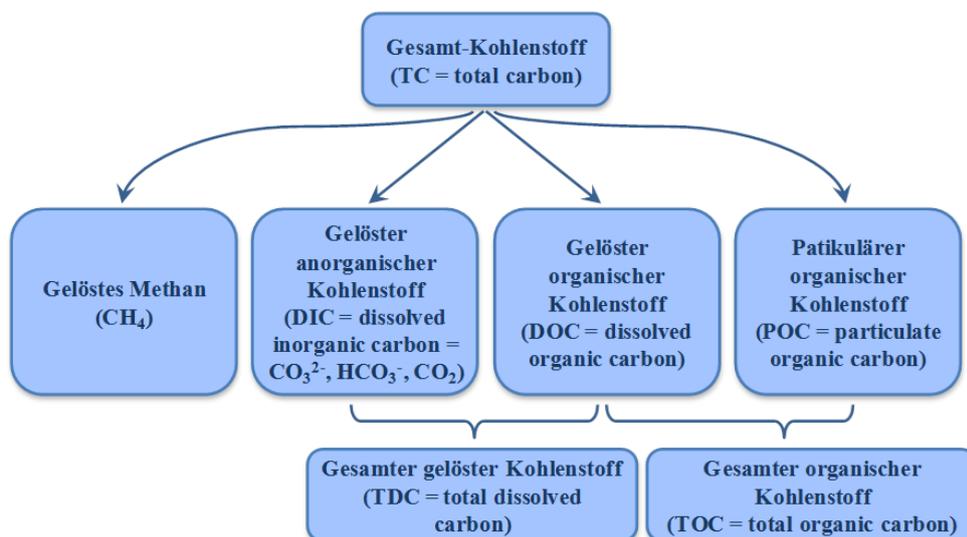


Abbildung 43: Fraktionen des Kohlenstoffs im Boden-, Grund- und Oberflächenwasser von Mooren

4.6.3.7.1 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Da gelöster organischer Kohlenstoff nach den Probenahmen weiteren Abbauprozessen unterliegt, ist eine dunkle (Vermeidung des photo-oxidativen Abbaus) und kühle Lagerung (4°C, Verringerung der mikrobiellen Aktivität) erforderlich. Bei Belüftung von sauerstoff-freiem Bodenwasser ist zu beachten, dass durch die Oxidation von reduziertem Eisen und anschließender Ausfällung von Eisenhydroxiden DOC mitgefällt werden kann (ZAK et al. 2004). Das Ansäuern der Probe ist ein weit verbreitetes Vorgehen, um diese Reaktion zu verhindern und die Probe zu stabilisieren. Allerdings sollte bei eisenarmen, sauren Proben (z.B. aus natur-nahen oder wiedervernässten Hochmooren) durch Vergleichsmessungen angesäuertes und nicht angesäuertes Proben getestet werden, ob ein Ansäuern eine Koagulation von Huminstoffen bewirkt, was in Abhängigkeit vom Messverfahren eine Unterschätzung der DOC-Konzentrationen zur Folge hat. Teilweise kann eine Koagulation bei Zugabe von Säure auch visuell („Schlierenbildung“) erkannt werden.

Die Messung im Labor erfolgt nach Filtration durch mit deionisiertem Wasser und Probenmaterial (bei Spritzenvorsatzfiltern jeweils mindestens 10 mL) vorgespülte Membranfilter (Polyethersulfon; 0,45 µm Porengröße). Generell wird der gesamte gelöste Kohlenstoff (TDC = „total dissolved carbon“) nach katalytischer Oxidation als CO₂ gemessen (Tabelle 37). Bei dieser Messung werden ebenfalls vorhandene anorganische Kohlenstoffe erfasst. Gelöster anorganischer Kohlenstoff kann separat analysiert werden (Ansäuern, niedrigere Temperaturen). Zur Bestimmung des gesamtgelösten organischen Kohlenstoffs wird der Wert vom TDC abgezogen oder anorganischer Kohlenstoff wird vor der Messung durch Ansäuern und Ausgasen komplett entfernt.

Die analytische Bestimmung der DOC-Konzentrationen kann insbesondere bei zeitlich hoch aufgelöster Beprobung einen erheblichen Kostenpunkt darstellen. Kosteneffektiver kann die DOC-Konzentration über die Messung der Absorption bei 436 nm an einem Spektralphotometer abgeschätzt werden (z.B. WORRALL et al. 2002). Auch weitere Wellenlängen kommen zum Einsatz. Zur Berechnung der DOC-Konzentrationen ist eine Kalibrierung der Adsorptionsmessungen mit gemessenen DOC-Werten notwendig. Diese Regressionsgleichung sollte nicht auf andere Gebiete übertragen und in ihrer zeitlichen Stabilität überprüft werden.

4.6.3.7.2 Weitere Kohlenstofffraktionen

POC ist der organische Kohlenstoff, der nach der Filtration auf dem Membranfilter verbleibt (Abbildung 43). Durch Elementaranalyse bzw. Vermuffelung des Rückstandes kann so der Bestandteil an organischem Kohlenstoff bzw. organischer Substanz bestimmt werden (DINSMORE et al., 2010, siehe Kapitel 4.3.4.2). Alternativ ergibt sich POC aus der Differenz einer TOC-Messung an filtrierten und unfiltrierten Proben (FIEDLER et al., 2008).

Die Messung des gelösten anorganischen Kohlenstoffs (DIC) liefert ein Mischsignal der vorhandenen Carbonate, Hydrogencarbonate sowie des gelösten CO₂. Die Entnahme erfolgt in gasdicht verschließbare Glasgefäße, da ein Ausgasen der Probe vermieden werden sollte. Durch Ansäuern der Probenlösung werden Carbonate und Hydrogencarbonate in CO₂ umgewandelt und können so gemessen werden (FIEDLER et al., 2008). Die Bestimmung einzelner Komponenten wie z.B. Hydrogencarbonat ist in DAWSON et al. (2002) beschrieben.

Die Probenbehandlung als auch die Messung von gelösten Gasen (CO₂, CH₄, N₂O) in wässrigen Lösungen ist aufwändig. Um ein Ausgasen der Probe zu vermeiden, ist es erforderlich

gasdichte Gefäße zu verwenden. Zusätzlich ist ein Vergiften der Probe mit z.B. Zinkchlorid oder Quecksilberchlorid möglich, um mikrobielle Stoffumsetzungen zu verhindern und so Veränderungen der Konzentration während des Transportes bis zur Messung zu unterbinden. Die Bestimmung der gelösten Gase kann über die Headspacemethode am Gaschromatographen erfolgen. Nach der Überführung der Probe in gasdichte Glasgefäße stellt sich ein Gleichgewicht zwischen der Gas- sowie Flüssigphase ein. Dieses Gleichgewicht ist abhängig von Temperatur, Salinität sowie dem pH-Wert. Über die ermittelte Konzentration in der Gasphase kann die Ausgangskonzentration in der wässrigen Lösung berechnet werden (DINSMORE et al., 2010; FRANK et al., 2014).

4.6.4 Probenahme in Oberflächengewässern, Grundwasser und Bodenwasser

Die Probenahme stellt im Gegensatz zur analytischen Bestimmung von Konzentrationen gelöster Stoffe die größte Fehlerquelle dar. Deswegen müssen bei der Beprobung und der Messstellenauswahl einige Regeln unbedingt eingehalten werden.

4.6.4.1 Oberflächenwasser

Die Entnahme von Oberflächenwasser aus Gräben oder Bächen sollte idealerweise an den Punkten erfolgen, an denen auch Durchflüsse erfasst werden (Messwehre etc.). Bei entwässerten Standorten bietet sich daneben die Beprobung von Dränrohren an, da sie die Reaktion eines relativ gut ermittelbaren kleinen Einzugsgebiets integrieren. Auf diese Weise wird die Unsicherheit bei der Berechnung von Stofffrachten verringert. Die Lage der Probenahmestelle sollte so gewählt werden, dass das Einzugsgebiet repräsentativ erfasst wird. Wasserproben sollten aus dem strömenden Teil des Gewässers gewonnen werden. Probenahme aus Totbereichen (Bereichen mit stehendem Wasser) können zu abweichenden Ergebnissen führen.

Die Entnahme der Probe kann manuell durch einen geschulten Mitarbeiter erfolgen. Die Probenahme sollten zeitgleich mit manuellen Durchflussmessungen erfolgen. Sollen zeitlich hoch aufgelöste Daten zu Stoffkonzentrationen im Oberflächengewässer erfasst werden, sollten automatische Probenehmer (Abbildung 44) genutzt werden. Diese können insbesondere bei hohen Abflüssen nach Starkniederschlägen kurzzeitige Änderungen von Stoffkonzentrationen erfassen und ermöglichen eine abflussangepasste Beprobung, benötigen jedoch eine Stromversorgung.



Abbildung 44: Geöffneter Autosamplereimer (Teledyne Isco, Inc., Lincoln, USA) mit 24 Probenflaschen (links) und geschlossener Autosamplereimer in Messhütte (im Hintergrund Datenlogger (UGT, Müncheberg, D) und Boxen mit Autobatterien zur Stromversorgung, rechts); Foto: B. Tiemeyer

Die Wahl des Probenahmegefäßes richtet sich nach den angestrebten Messparametern. Generell sollten die Gefäße vollständig mit Wasser gefüllt und anschließend gut verschlossen werden. Probenbehandlung (z.B. Ansäuern) und Probentransport (Kühlung) richten sich ebenfalls nach den zu untersuchenden Wasserinhaltsstoffen (s. oben). In Abhängigkeit von den geplanten Analysen sind Absprachen mit dem Labor bezüglich der Probenvorbereitung und der Möglichkeiten einer sofortigen Messung notwendig.

4.6.4.2 Grund- und Bodenwasser

Für die Beprobung des Grund- und Bodenwassers stehen eine Reihe von Techniken zur Verfügung. Jede Probenahmetechnik besitzt Vor- und Nachteile, die es bei der Planung im Hinblick auf die Ziele und das Budget für das Monitoring zu berücksichtigen gilt. Im nachfolgenden Abschnitt werden Einsatzmöglichkeiten, Vorteile sowie Limitierungen in der Anwendung sowie die generelle Funktionsweise erläutert.

4.6.4.2.1 Probenahme aus Grundwasserrohren

Grundwasserrohre stellen die einfachste und kostengünstigste Beprobungstechnik dar und bieten die Möglichkeit einer relativ hohen zeitlichen Auflösung (Abbildung 45).

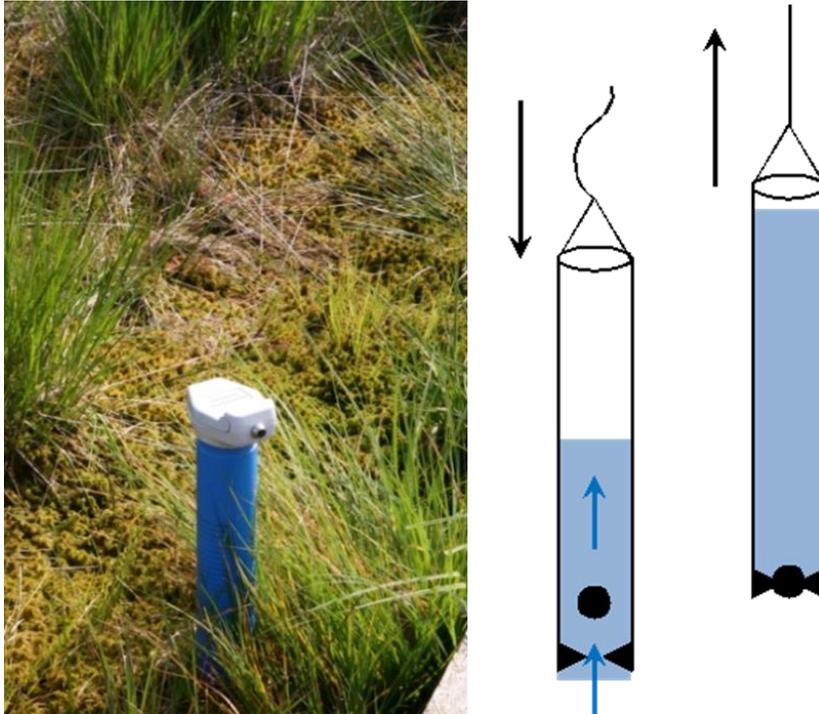


Abbildung 45: Links: Im Torf verfiltertes Grundwasserrohr (Foto: Bärbel Tiemeyer); rechts: Prinzip der Probenahme mittels „Bailer“ mit Rückschlagventil (Kugel); nach BUWAL, 2003

Der Einbau der Grundwasserrohre erfolgt nach Bohrung passgenauer Löcher in den Torfkörper. Über geschlitzte „Filterrohre“ wird der Kontakt zum Grundwasser hergestellt. Die Länge des geschlitzten Bereiches bestimmt dabei die Beprobungstiefe. Da in vielen Fällen die Grundwasserrohre im gesamten Torfkörper verfiltert sind, lassen sich keine Aussagen über die vertikale Änderung der Wasserqualität treffen. Alternativ können natürlich in spezifischen Tiefen verfilterte Grundwasserrohre oder Piezometer verwendet werden.

Die Probenahme kann mit Hilfe einfacher Probennehmer mit Rückschlagventil („Bailer“, Abbildung 45) sowie mit Hilfe von Spritzen oder Vakuumpumpen erfolgen. Details sind in BUWAL (2003) beschrieben. Die Beprobung mit Hilfe eines „Bailers“ stellt dabei die kostengünstigste und schnellste Lösung dar. Vor der Probennahme ist das im Grundwasserrohr befindliche Wasser zu entfernen und durch neues nachströmendes Grundwasser zu ersetzen, um eine repräsentative Probe des aktuellen Grundwasserzustands zu erhalten. Je nach hydraulischer Leitfähigkeit des Torfes kann dieses Nachströmen insbesondere bei stark degradierten Torfen mehrere Stunden dauern.

4.6.4.2.2 Dialysesammler

Dialysesammler (engl. „Peeper“, HESSLEIN, 1976) haben sich für die Beprobung redoxsensitiver Stoffe in sauerstoffarmen oder -freien Moorstandorten bewährt (FRANK et al., 2014; GELBRECHT et al., 2008; ZAK & GELBRECHT, 2007). Sie sind allerdings beschränkt auf den Einsatz an Standorten mit flurnahen Grundwasserständen, da die Anwendbarkeit auf wassergesättigte oder nahezu wassergesättigten Torfe beschränkt ist. Problematisch kann die

Nutzung von Peepern in flachgründigen Standorten sein, da ein Einsetzen in den mineralischen Untergrund kaum möglich ist.

Die Technik basiert auf dem Prinzip der Gleichgewichtseinstellung zwischen dem in den Sammlerkammern befindlichen deionisierten Wasser und dem umgebenden Porenwasser durch eine semipermeable Dialysemembran. Die zeitliche Auflösung einer Beprobung wird maßgeblich durch die Membranpermeabilität und Form bestimmt (BRANDL & HANSELMANN, 1991; STEINMANN & SHOTYK, 1996). Die Dialysesammler bestehen aus einer Acrylplatte, in die Kammern eingelassen sind. Diese Kammern werden mit deionisiertem Wasser gefüllt (Leitfähigkeit $\leq 0,066 \mu\text{S cm}^{-1}$) und mit einer semipermeablen HT-Tuffryn-200-Membran aus Polysulfon der Porenweite $0,2 \mu\text{m}$ (Firma Gelman bzw. Firma Pall) sowie einer transparenten Acrylplatte abgedeckt (STEINMANN & SHOTYK, 1996). Die transparente Platte besitzt über den Kammern Fenster, so dass Wasserinhaltsstoffe über die semipermeable Membran in die Kammern diffundieren können (Abbildung 46). Die Porenweite von $0,2 \mu\text{m}$ verhindert weitestgehend ein Eindringen von Mikroorganismen in die Probenkammern und damit weiteren Stoffumsatz. Das Einsetzen in die teilweise schwer durchdringbaren Torfkörper sollte unter der Zuhilfenahme eines Spatens für das Stechen eines ausreichend tiefen Spaltes erfolgen. Bei Beibehaltung der Probenahmepunkte ist eine Unterscheidung der räumlichen Heterogenität von der saisonalen Dynamik der gelösten Stoffe im Porenwasser möglich. Die zeitliche Auflösung kann zwischen einer bzw. mehrere Wochen liegen. Eine Filtration der gewonnenen Proben zur Bestimmung der gelösten Wasserinhaltsstoffe im Labor ist durch die Nutzung der oben genannten Membran nicht notwendig.

Im Gegensatz zur vergleichsweise niedrigen zeitlichen Auflösung ermöglicht die Peepertechnik eine hohe vertikale Auflösung im Vergleich zu anderen Probenahmetechniken. Abbildung 46 zeigt einen Dialysesammler nach 4 wöchiger Installationszeit. Andere Geometrien können bei Bedarf verwendet werden. Der Abstand der Kammern bestimmt dabei die vertikale räumliche Auflösung. Die Diffusion der gelösten Stoffe in die Kammer ermöglicht eine exakte tiefenspezifische Beprobung. In Abhängigkeit von der Fragestellung lassen sich Form, Größe sowie Kammerabstand vielfältig variieren.

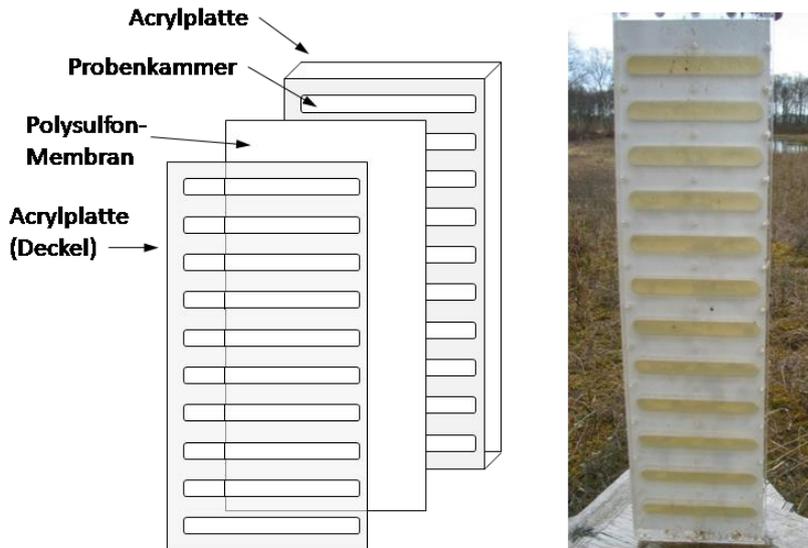


Abbildung 46: Schematischer Aufbau eines Dialysesammlers (nach GELBRECHT et al., 2008, links) und Dialysesammler mit 12 Kammern nach 4 wöchiger Installationszeit in einem naturnahen Hochmoor (rechts; Foto: B. Tiemeyer)

Aufwändig hingegen ist die Vorbereitung der Dialysesammler vor jedem Einbau. Im Gegensatz zu Pegelrohren oder Saugkerzen und -platten verbleiben Dialysesammler nur für ein Messintervall am Standort und müssen anschließend ausgetauscht werden. Daher wird ein doppelter Satz an Dialysesammlern benötigt. Jedoch ist die Störung des Systems und somit die Bildung von Messartefakten vergleichsweise gering. Der größte Vorteil dieser Methode ist die Beprobung unter natürlichen niedrigen Redox-Verhältnissen. Eine Störung der sauerstofffreien Milieubedingungen wird durch vorhergehendes Begasen der Dialysesammler mit reinem Stickstoff im Wasserbad über einen Zeitraum von etwa 24 h vermieden. Neben der Messung redox-sensitiver Zielgrößen (ZAK et al. 2004) können mit Hilfe dieser Methode ebenfalls gelöste Gase (Kohlenstoffdioxid, Methan sowie Lachgas) in der Bodenlösung gemessen werden (FRANK et al., 2014). Detaillierte Informationen zur Vorbereitung und zum Einbau der Dialysesammler sind in STEINMANN & SHOTYK (1996), GELBRECHT et al. (2008) oder FRANK et al. (2014) zu finden. Das Verhindern von Messartefakten bei der Beprobung mit Dialysesammlern wird in BRANDL & HANSELMANN (1991) ausführlich diskutiert.

4.6.4.2.3 Saugkerzen und Saugplatten

Die Anwendung von Saugkerzen oder -platten ist eine weit verbreitete Methode zur Gewinnung von Bodenlösung aus der ungesättigten Zone des Bodens und daher besonders für gedränte Standorte relevant. Einmal installiert, bieten Saugkerzen und -platten die Möglichkeit in hoher zeitlicher Auflösung Informationen über die Dynamik der Wasserinhaltsstoffe zu erhalten. Des Weiteren ermöglicht der Einbau in verschiedenen Tiefen Erkenntnisse über ablaufende Transportprozesse. Saugplatten haben gegenüber Saugkerzen den Vorteil einer größeren Kontaktfläche. Daneben können insbesondere an vertikal installierten Saugkerzen unter trockenen Bedingungen Trockenrisse entstehen, die dann künstliche präferenzielle Fließbahnen für Niederschlagswasser darstellen.

Die Gewinnung der Bodenlösung erfolgt durch das Anlegen eines Unterdruckes, der an die aktuell im Boden herrschende Saugspannung angepasst werden sollte, damit eine möglichst geringe Störung des Wasserflusses erreicht und nur das „mobile“ Bodenwasser beprobt wird. Dabei wird die Bodenlösung durch ein poröses Medium in einen Vorratsbehälter überführt. Auf dem Markt befinden sich mehrere Modelle von Saugkerzen und -platten, die sich hinsichtlich der verwendeten Materialien unterscheiden. Vor der Beschaffung ist daher zu klären, ob mögliche Interaktionen zwischen den Messparametern und dem Material der Saugkerzen oder -platten ausgeschlossen werden können. Ausführliche Übersichten finden sich im Merkblatt DWA-M 905 (DWA, 2012) und in WEIHERMÜLLER et al. (2007)

Höhere Anforderungen stellt der Einbau dieser Beprobungsmethode an den Anwender. Während Saugkerzen sowohl horizontal als auch vertikal in den Boden eingebracht werden können, ist der Einbau von Saugplatten nur horizontal über einen Graben möglich (Abbildung 47). Entscheidend beim Einbau ist das Herstellen eines ausreichenden Kontaktes zwischen Saugkerze oder -platte und dem Boden. Im Merkblatt DWA-M 905 (2012) sowie GROSSMANN & UDDLUF (1991) wird die Einbauprozedur detailliert beschrieben. Ein sorgfältiger Einbau ist Voraussetzung, um eine Artefaktbildung zu verhindern und repräsentative Proben der Messparameter zu erhalten.

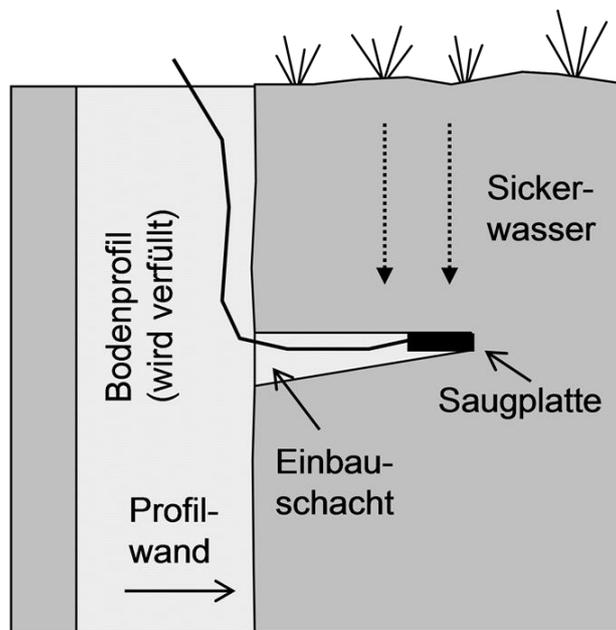


Abbildung 47: Installation einer Glassaugplatte (Durchmesser: 8 cm) für die Messungen von gelöstem organischem Kohlenstoff an einem naturnahen Hochmoorstandort (links; Foto S. Frank) und schematischer Aufbau (rechts)

4.6.4.2.4 Mineralischer Stickstoff (N_{\min})

Eine in der Landwirtschaft etablierte Methode, die sich ebenfalls für spezifische Fragestellungen im Moor nutzen lässt, ist die N_{\min} -Beprobung. Die Messung des mineralischen Stickstoffs ($N_{\min} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) an einem Extrakt von Bodenproben aus dem Ackerbau oder der Grünlandwirtschaft wird häufig verwendet, um den Düngebedarf oder N-Austräge mit dem Sickerwasser abzuschätzen. N_{\min} wird auch häufig als Erklärungsgröße für N_2O -Emissionen eingesetzt. Zur Ermittlung des N_{\min} -Gehalts werden in mindestens drei Wiederholungen mit einem speziellen Bohrstock Bodenproben aus meist 0-20 cm entnommen. Diese werden nach VDLUFA (1997) mit einer Calciumchloridlösung extrahiert, und in den Extrakten Nitrat und Ammonium gemessen. An einer Teilprobe wird der gravimetrische Wassergehalt bestimmt. Zur Berechnung des Stickstoffvorrats im Boden und des volumetrischen Wassergehaltes muss die Trockenrohddichte der beprobten Torfschicht bekannt sein.

Für die Charakterisierung des Bodenwasserchemismus in oder der Stoffausträge aus Mooren kann die N_{\min} -Methode jedoch nicht eingesetzt werden, da es sich nicht um eine zerstörungsfreie Methode handelt, und somit an naturnahen Standorten nicht eingesetzt werden sollte. Des Weiteren bereitet gerade bei locker gelagerten Torfen die Umrechnung der gemessenen Konzentrationen auf die Bodenmasse Probleme, da mit dem N_{\min} -Bohrer kaum störungsfreie Proben entnommen werden können, und die gemessenen Wassergehalte häufig nicht plausibel sind. Als Erklärungsvariable von N_2O -Emissionen an landwirtschaftlich genutzten Standorten hat der Parameter jedoch seine Berechtigung.

4.6.4.2.5 Vergleich der drei Probenahmemethoden

In Abbildung 48 sind die Jahresmittelwerte der Konzentrationen von verschiedenen Stoffen (DOC, DON, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und SO_4) in der Bodenlösung im Ahlen-Falkenberger Moor dargestellt. Die Proben wurden über einen Zeitraum von einem Jahr mit Saugplatten, Dialysesammlern und aus Grundwasserrohren genommen. Die auf den Dialysesammlerproben beruhenden Ergebnisse werden in FRANK et al. (2014) ausführlich diskutiert. Während bei Dialysesammlern und Saugplatten das Bodenwasser nur in eine Tiefe von 60 cm beprobt wurde, waren die Grundwasserrohre in bis größere Tiefen verfiltert (> 2 m). Dies entspricht der üblichen Praxis, Grundwasserrohre so tief zu setzen, dass auch minimale Grundwasserstände im Sommer erfasst werden können. Trotz unterschiedlicher Funktionsweisen und den damit verbundenen Vor- und Nachteilen spiegeln alle Probenahmemethoden den Einfluss der Landnutzung auf die Stoffkonzentrationen klar wieder.

Jedoch zeigt sich, dass insbesondere an entwässerten Standorten (Intensivgrünland, Extensivgrünland) deutliche Unterschiede in den gemittelten jährlichen Konzentrationen in Abhängigkeit von der Probenahmemethode auftreten. Diese lassen sich dadurch erklären, dass mit den Saugplatten auch die ungesättigte Bodenzone beprobt wurde, in denen die DOC, DON und SO_4 -Konzentrationen besonders hoch sind. Im Falle von $\text{NH}_4\text{-N}$ sind die in den Grundwasserrohren gemessenen Werte am höchsten, da $\text{NH}_4\text{-N}$ einen deutlichen Tiefengradient mit höheren Konzentrationen in größeren Tiefen aufweist (FRANK et al., 2014). $\text{NO}_3\text{-N}$ trat nur nach Düngung und in sehr hoher räumlicher und zeitlicher Variabilität auf. Da eine schnelle Denitrifikation zu erwarten ist, nehmen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen von den Dialysesammlern über die Saugplatten zu den Grundwasserrohren stark ab: Während $\text{NO}_3\text{-N}$ aufgrund des Konzentrationsgradienten schnell in die Dialysesammler diffundiert und dort nicht weiter umgesetzt wird, ist die Wahrscheinlichkeit höher, dass nur kurz andauernde $\text{NO}_3\text{-N}$ -Peaks bei

einer Beprobung von Grundwasserrohren verpasst werden. Die schnelle und fast vollständige Denitrifikation ist nicht an allen entwässerten Moorstandorten gegeben, und generell ist bei Nährstoffen – insbesondere an genutzten Standorten – mit einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität zu rechnen (vgl. Abbildung 52).

Für die Bewertung der Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen sind Konzentrationen in der ungesättigten Zone bei tiefen Grundwasserständen aussagekräftiger als solche im Grundwasser. Je nach Zielstellung empfiehlt es sich daher, bei detaillierteren Untersuchungen an entwässerten Standorten auf Saugplatten zurückzugreifen, da sie insbesondere in trockeneren Perioden belastbare hoch zeitlich aufgelöste Ergebnisse liefern können. Dialysesammler an gedrähten Standorten sollten nur in Perioden mit hohen Wasserständen angewendet werden, da mangelnder Kontakt zum Torfkörper zu einer Unterschätzung in trockenen Perioden führen kann. Infolgedessen eignen sich Dialysesammler an gedrähten Standorten nicht zur Abbildung jahreszeitlicher Dynamiken.

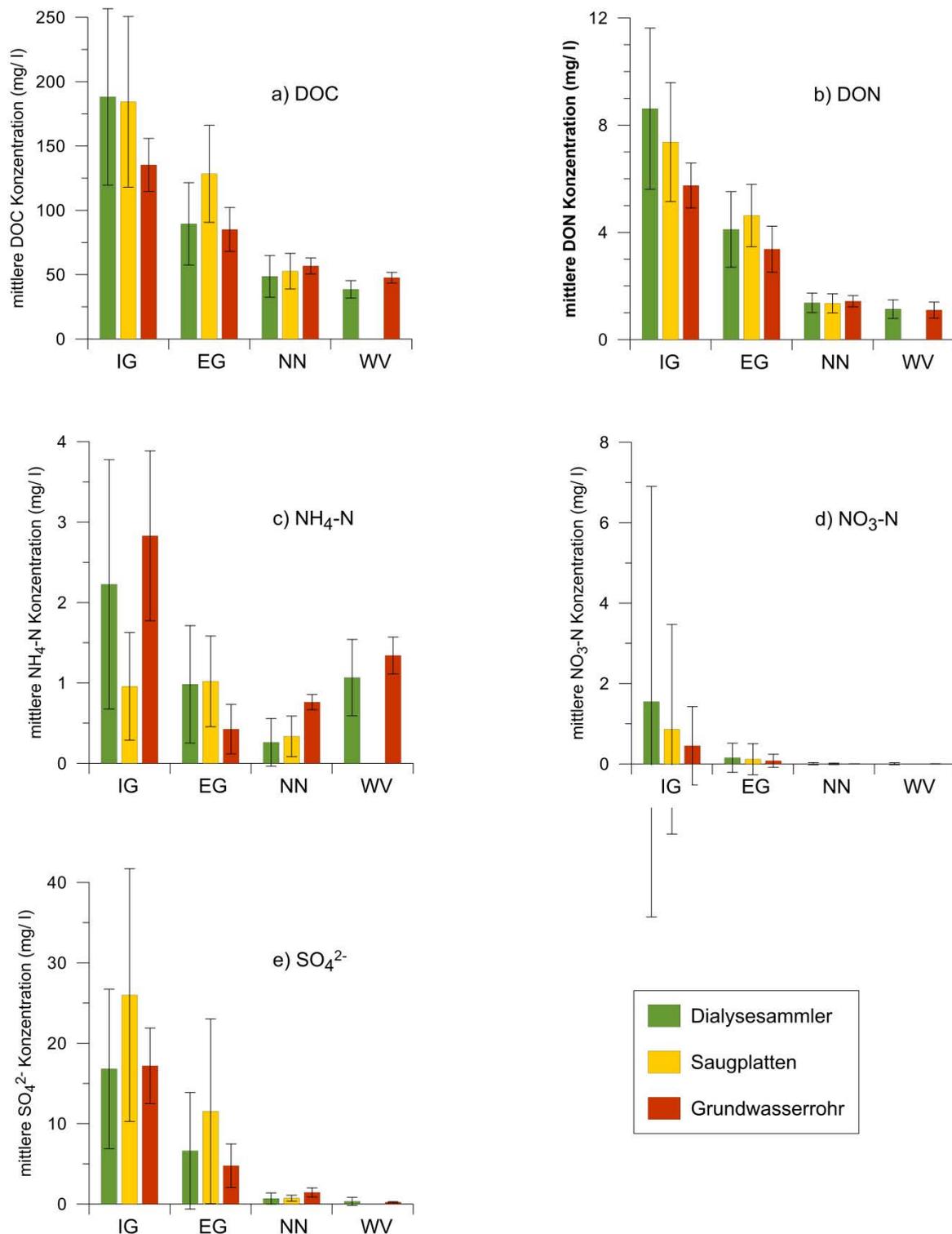


Abbildung 48: Vergleich der Konzentrationen von a) gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC), b) gelöstem organischen Stickstoff (DON), c) Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), d) Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) und Sulfat (SO₄) im Bodenwasser in Abhängigkeit von Landnutzung und Probenahmemethode (Standort: Ahlen-Falkenberger Moor, IG = Intensivgrünland, EG = Extensivgrünland, NN = naturnah, WV = wiedervernässt, Zeitraum: Februar 2012 bis Februar 2013); die Balken zeigen Jahresmittel, die Fehlerbalken Standardabweichungen aller Einzelmessungen aller Tiefen (n = 1777)

Im Gegensatz zu den entwässerten Standorten zeigt sich an den dauerhaft wassergesättigten Standorten (wiedervernässt, naturnah), dass alle Beprobungstechniken für alle Stoffe vergleichbare Ergebnisse liefern. In diesem Fall empfiehlt sich – sofern eine Tiefendifferenzierung der Konzentrationen nicht von Interesse ist – die kostengünstigere und weniger zeitaufwendige Beprobung der Grundwasserrohre. Dies gilt allerdings **nicht** für Untersuchungen von redox-sensitiven Verbindungen, insbesondere an Standorten mit hohen Eisenkonzentrationen.

4.6.4.2.6 Weitere Methoden zur Gewinnung von Bodenlösung

Die hier vorgestellten Beprobungsmethoden zur Gewinnung von Bodenlösung stellen nur einen kleinen Teil der vorhandenen Techniken dar. Eine ausführliche Übersicht über weitere Methoden wird im Merkblatt DWA-M 905 (2012) gegeben. Diese beinhalten neben den hier vorgestellten Saugplatten und -Kerzen, ebenfalls Trichterlysimeter, Dochtsammler, Austauschharzboxen und Lysimeter. Mit Austauschharzboxen können an grundwasserfernen Standorten Stofffrachten im Sickerwasser bestimmt werden. Diese Methode ist aber für Moorstandorte wenig geeignet, da mit einem Ansteigen des Grundwasserstands in die Boxen und damit einem Fließrichtungswechsel zu rechnen ist, der eine Fehleinschätzung der Stofffrachten bewirken könnte.

4.6.5 Stoffbilanzen

Zum Aufstellen einer vollständigen Stoffbilanz sind neben dem Management (Ernteexport, Düngerimport, Kap 4.8.3) sowie Daten zum Austausch von Treibhausgasen mit der Atmosphäre (Kap 4.7) auch der wasserbürtige Import und Export von Nährstoffen und Kohlenstoff entscheidend (Abbildung 49). Während bei Hochmooren der Import ausschließlich über trockene und nasse Deposition erfolgt, sind bei Niedermooren die Stoffimporte und Stoffexporte über das Grundwasser ebenfalls in der Bilanz zu berücksichtigen (HOFFMANN et al., 2011). Beispielsweise muss für Hochmoore in Nordwestdeutschland mit einer Stickstoffdeposition von $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gerechnet werden (HURKUCK et al., 2014). Zur Erfassung der Deposition (HURKUCK et al., 2014) und der grundwasserbürtigen Ein- und Austräge (HOFFMANN et al., 2011) sind aufwändige Messtechniken und Modellansätze notwendig. Im Folgenden werden daher nur Stofffrachten in Oberflächengewässern betrachtet.

Die Stofffrachten unterliegen einer starken saisonalen Dynamik und sind abhängig von den Wasserbilanzkomponenten sowie von moorinternen Prozessen. Interne Prozesse beinhalten dabei sowohl Umsätze durch mikrobielle Aktivität als auch laterale Stoffverlagerungen. Insbesondere nach Wiedervernässung werden vorher drainierte Standorte insbesondere mit stark degradierten Torfen in ihrer Stoffdynamik verändert. Interne Prozesse der Stoffdynamik sind u.a. abhängig von bodenchemischen und bodenphysikalischen Torfeigenschaften. So können bei gleicher Vegetation unterschiedliche Frachten als Resultat unterschiedlich hoher Wasserflüsse, dem Vorhandensein einer Rohrdränung, und unterschiedlicher räumlicher Lagen innerhalb des Moores sein.

Zur Vervollständigung der THG-Bilanz schätzt das aktuelle IPCC Wetlands Supplement (IPCC, 2014) DOC-Austräge von $1,1 (0,7 \text{ bis } 1,7) \text{ t CO}_2\text{-Äqu ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus entwässerten bzw. von $0,8 (0,6 \text{ bis } 0,8) \text{ t CO}_2\text{-Äqu ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus nicht dränierten Flächen (siehe Kapitel 4.7.11.1).

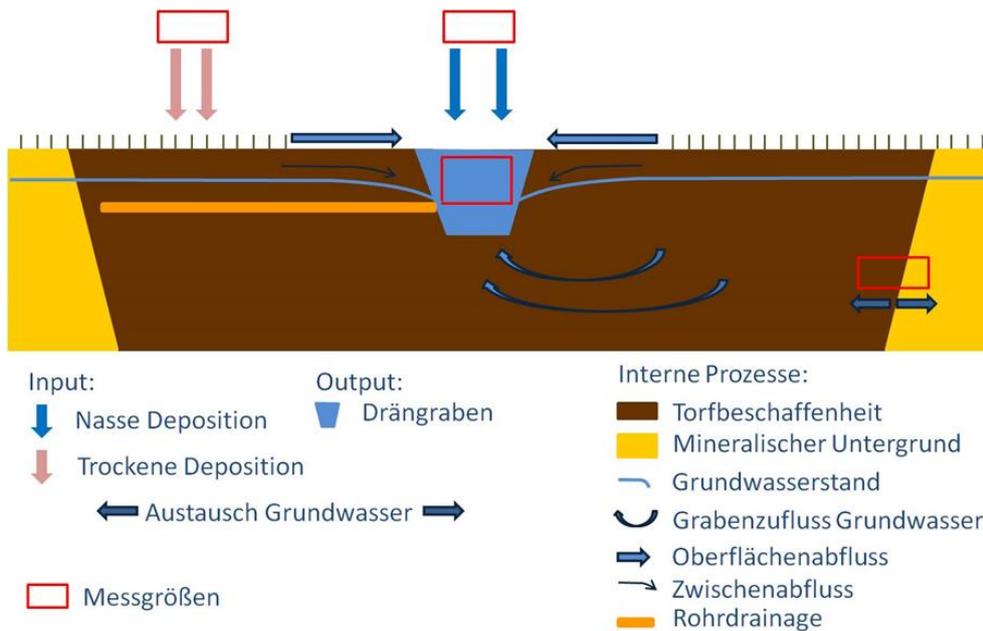


Abbildung 49: Schematische Darstellung der wassergebundenen Import- und Exportgrößen und Einflussfaktoren auf intern ablaufende Prozesse an einem degradierten und landwirtschaftlich genutzten Moorstandort

4.6.5.1 Berechnung von Stofffrachten

Zur Bestimmung der Stofffrachten werden Abflüsse (siehe Kapitel 4.5.5) sowie Stoffkonzentrationen benötigt. Die Güte und Auflösung dieser Daten bestimmt die Genauigkeit der berechneten Stofffrachten, die einer jahreszeitlichen Dynamik unterliegen und auch, insbesondere im Fall von Phosphor, durch einzelne Abflussereignisse dominiert werden können.

Wenn keine täglich aufgelösten Daten des Abflusses und der Stoffkonzentration zur Verfügung stehen, besteht die Möglichkeit die Frachten näherungsweise zu berechnen. Liegen weder kontinuierliche Abflussdaten noch Stoffkonzentrationen vor, kann die Stofffracht mittels Gleichung 4 ermittelt werden.

Gleichung 4:

$$F_i = \overline{Q_s} \times \overline{C_s} \times d_i$$

F_i = Fracht für den Zeitraum i [mg s^{-1}]

$\overline{Q_s}$ = mittlerer Abfluss der Messtage s [l s^{-1}]

$\overline{C_s}$ = mittlere Konzentration der Probenahmetage s [mg l^{-1}]

d_i = Tage d des Zeitraumes i

Wenn hingegen kontinuierliche Abflussdaten vorliegen, Stoffkonzentrationsdaten aber mit geringerer zeitlicher Auflösung, stehen mehrere Methoden zur Verfügung. Eine Methode ist die Interpolation der Stoffkonzentrationen zwischen zwei aufeinander folgenden Messterminen nach Gleichung 5 und anschließendes Einsetzen der interpolierten täglichen Stoffkonzentrationen in Gleichung 6 in Anlehnung an RÜCKER (2009).

Gleichung 5:

$$c_i = c_t + (d_i - d_t) \times \frac{c_{t+1} - c_t}{d_{t+1} - d_t}$$

c_i = interpolierte Konzentration [mg l^{-1}]

c = Konzentration [mg l^{-1}]

d = Tag, wobei gilt $d_t \leq d_i \leq d_{t+1}$

t = Tag der Probenahme

i = Index aller Tage des Betrachtungszeitraumes

Gleichung 6:

$$F = \sum_{i=1}^n (c_i \times \bar{Q}_i)$$

F = Fracht im Betrachtungszeitraum [mg s^{-1}]

c_i = tägliche Konzentration [mg l^{-1}]

\bar{Q}_s = mittlerer täglicher Abfluss [l s^{-1}]

n = Tage im Betrachtungszeitraum

Eine weitere Möglichkeit zur Frachtberechnung aus kontinuierlichen Abflussdaten und Stoffkonzentrationen mit niedriger zeitlicher Auflösung ist die Ermittlung der flussgewichteten Fracht mittels Gleichung 7 nach WALLING & WEBB (1985; Methode 5).

Gleichung 7:

$$F = \bar{Q} \times \frac{\sum_{i=1}^n (c_i \times Q_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

F = flussgewichtete Fracht im Betrachtungszeitraum [mg s⁻¹]

\bar{Q} = mittlerer Abfluss im Betrachtungszeitraum [l s⁻¹]

c_i = Konzentration am Messtag i [mg l⁻¹]

Q_i = Abfluss am Messtag i [l s⁻¹]

n = Anzahl der Messtage im Betrachtungszeitraum

Die hier vorgestellten Verfahren stellen eine Auswahl vorhandener Methoden dar. Eine Übersicht über weitere Methoden und die mit der Anwendung verbundenen Fehler in der Abschätzung der tatsächlichen Stofffrachten finden sich z.B. in TIEMEYER et al. (2010), RÜCKER (2009) oder WALLING & WEBB (1985).

4.6.6 Empfehlungen zur zeitlichen und räumlichen Auflösung der Probenahme

Die zeitliche und räumliche Auflösung bestimmt die Güte der erhaltenen Informationen sowie Stofffrachten. Auch spielt der Betrachtungszeitraum nach der Wiedervernässung eine entscheidende Rolle. So können Stoffkonzentrationen direkt nach der Wiedervernässung ansteigen und erst im Laufe von Jahrzehnten ein niedrigeres Niveau erreichen. Kurze Monitoringszeiträume von 1 bis 2 Jahren sollten deswegen in größeren Zeitabständen wiederholt werden, wenn Aussagen über die Langfristwirkung der Vernässung getroffen werden sollen. Die Messungen müssen aber aufgrund kleinräumiger Heterogenitäten an denselben Messstellen erfolgen. Auch an genutzten Standorten können Nährstoffkonzentrationen in hydrologischen Extremjahren stark abweichen (TIEMEYER & KAHLE, 2014). Die Wahl der räumlichen und zeitlichen Auflösung ist auf das Untersuchungsziel abzustimmen; relativ robuste Mittelwerte sind schon mit einem relativ weiten Beprobungsintervall zu ermitteln, während Aussagen über Steuergrößen und Prozessdynamiken nur mit einer höheren Auflösung möglich sind.

Stofffrachten

- Bessere Beurteilung der tatsächlichen Stoffausträge, wenn die Herkunft des Oberflächenwassers bekannt ist.
- Für die Genauigkeit ist eine genaue Bestimmung des Durchflusses häufig entscheidender als das Probenahmeintervall.
- Vegetationstypen sind als Proxy für Stofffrachten ungeeignet

Konzentrationsmessungen

- Einfachere Herleitung von Beziehungen zu Standortfaktoren
- Räumliche Variabilität häufig höher als zeitliche Variabilität
 - Auswahl der Messpunkte erfordert Gebietskenntnis
 - Vermeiden von Randlagen und Sonderstandorten
 - räumliche Variabilität: gestörte Standorte > naturnahe Standorte
 - auf jeden Fall räumliche Wiederholungen einplanen

Probenahmeintervalle

- Zeitliche Variabilität: gestörte Standorte > naturnahe Standorte (absolute Konzentrationen)
- Zeitliche Variabilität Stoffgruppen: P > N > DOC
- mindestens 4 Proben pro Jahr in Abhängigkeit von Stoffgruppe und Genauigkeitsanspruch

Stofffrachten

Entscheidend für die genaue Ermittlung von Stofffrachten ist die Ermittlung der Durchflüsse (Abbildung 50). Wenn die Wahl zwischen einer kontinuierlichen Erfassung der Durchflüsse und einer hohen Auflösung der Konzentrationsmessung besteht, sollte der Durchflussmessung der Vorrang gegeben werden. Im, in Abbildung 50 dargestellten, Beispiel ($\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten in einem Dränrohr) kommt hinzu, dass Frachten tendenziell unterschätzt wurden, was an der Stoffdynamik am Standort begründet liegt: Hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen traten zusammen mit hohen Abflüssen auf. Wenn diese nicht erfasst werden, werden die jährlichen Frachten stark unterschätzt. Ähnliche Probleme sind beim Phosphor zu erwarten.

Wenn möglich, sollte ein Probenahmeintervall von 14 Tagen angestrebt werden, insbesondere bei der Stofffrachtberechnung aus Drängräben können längere Zeitintervalle zu erheblichen Bilanzfehlern führen (siehe z.B. TIEMEYER et al., 2010). Das notwendige Beprobungsintervall hängt von der Dynamik der einzelnen Wasserinhaltsstoffe und vom Standort ab.

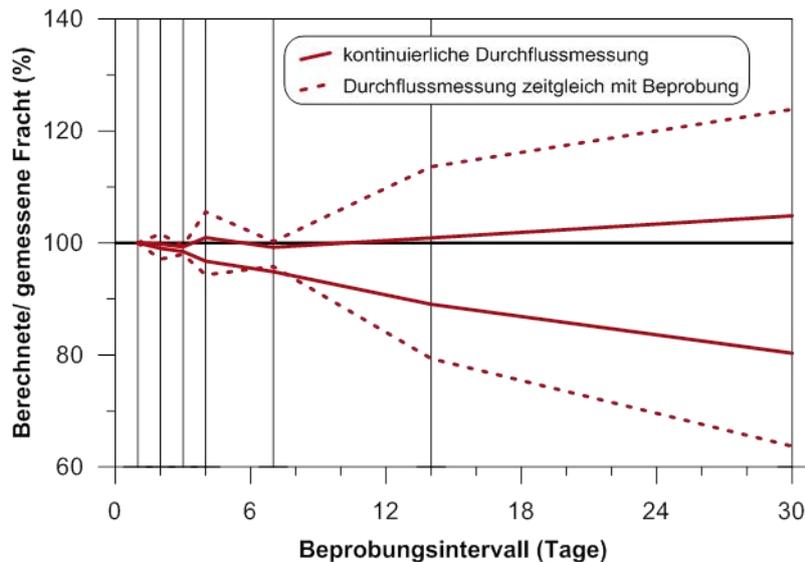


Abbildung 50: Abhängigkeit der Fehler von jährlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten vom Probenahmeintervall und vom Vorhandensein kontinuierlicher Durchflussdaten (nach TIEMEYER et al., 2010, vereinfacht); Berechnung der Frachten mit Gleichung 5 bzw. 6 und 7

Stoffkonzentrationen im Grund- und Bodenwasser – zeitliche Variabilität

Auch im Grundwasser hängt die zeitliche Variabilität stark vom Standort und von den Wasserinhaltsstoffen ab. Abbildung 51 zeigt links für vier Nutzungstypen eines Hochmoorstandortes den Jahresmittelwert der DOC-, DON, $\text{NH}_4\text{-N}$ und SO_4 -Konzentrationen aus 14-tägiger Beprobung von Grundwasserrohren (Balkendiagramm). Die Fehlerbalken geben die maximalen und minimalen Jahresmittelwerte an, die sich aus 3-monatlicher Beprobung ergeben können. Diese Werte beruhen auf einer Auswahl von allen möglichen Kombinationen von Messwerten im Abstand von 3 Monaten und einer anschließenden erneuten Berechnung hypothetischer Mittelwerte für jeden dieser Teildatensätze. An diesem Standort mit klaren Unterschieden zwischen unterschiedlich tief entwässerten und nassen Bereichen wäre eine 3-monatige Beprobung demnach ausreichend, um landnutzungsbedingte Unterschiede zu erkennen. Auch zeigt sich, dass die hohen Konzentrationen an genutzten Standorten mit einer vergleichsweise hohen Unsicherheit der berechneten Mittelwerte einhergehen. Schließlich muss festgehalten werden, dass sich mit wenigen Proben zwar relativ robuste Mittelwerte berechnen lassen, eine Analyse der Steuergrößen aufgrund der geringen Probenzahl aber eingeschränkt ist.

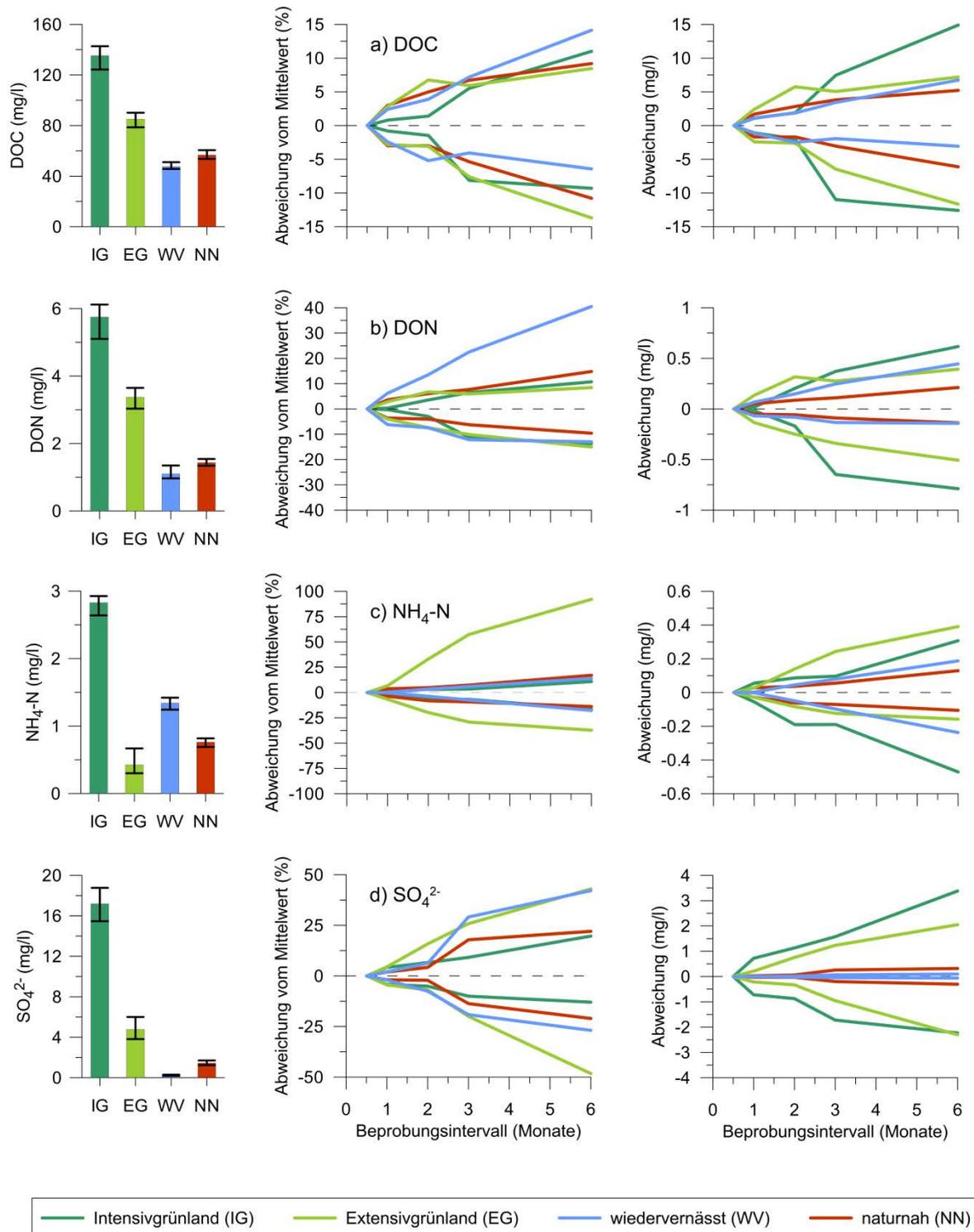


Abbildung 51: Auswirkungen des Probenahmeintervalls auf die berechneten Jahresmittelwerte von a) gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC), b) gelöstem organischen Stickstoff (DON), c) Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) und d) Sulfat (SO₄²⁻); die linke Spalte zeigt den Mittelwert für vier Messstandorte aus 14-tägiger Probenahme (Grundwasserrohre) als Balken und die sich aus 3-monatlicher Beprobung ergebenden maximalen und minimalen Mittelwerte; mittlere und rechte Spalte: relative und absolute Abweichung vom Mittelwert aus 14-tägiger Probenahme in Abhängigkeit vom Probenahmeintervall

Der mittlere und rechte Teil von Abbildung 51 stellt anhand der farbigen Linien die mögliche absolute und relative Abweichung von den Jahresmittelwerten aus 14-tägiger Beprobung (gestrichelte Linie) dar, die sich an diesen Standorten aus verschiedenen Beprobungsintervallen ergeben können (analoge Vorgehensweise wie bei der Berechnung möglicher Mittelwert bei 3-monatiger Beprobung). Beim DOC weicht beim tief entwässerten Intensivgrünland demnach beispielsweise der aus einer hypothetischen halbjährlichen Beprobung berechnete Mittelwert um bis zu 13-15 mg l⁻¹ oder 9-11 % vom „wahren“ Mittelwert ab. Beim naturnahen Standort, der eine geringere zeitliche Dynamik aufweist, liegt die Abweichung bei 5-6 mg l⁻¹ oder ebenfalls 9-11 %. Insgesamt zeigen die genutzten Standorte höhere absolute Abweichungen von den „richtigen“ Mittelwerten als die nassen Standorte, da sie insgesamt höhere Konzentrationen der betrachteten Stoffe aufweisen. Die relativen Fehler sind jedoch ähnlich. Bei Stoffen, die entweder in geringen Konzentrationen oder zeitlich sehr variabel (z.B. nach Düngung) auftreten, sind die relativen Fehler bei großen Probenahmeintervallen sehr hoch. Nährstoffe weisen häufig eine höhere zeitliche Dynamik als DOC auf (siehe auch Abbildung 52) und erfordern daher tendenziell eine häufigere Beprobung. Die Wahl des geeigneten Probenahmeintervalls hängt also letztendlich sowohl von den Stoffen als auch von den Genauigkeitsanforderungen des Monitorings ab, tendenziell sind aber genutzte wechselfeuchte Standorte in Bezug auf die absoluten Konzentrationen variabler als dauerhaft nasse Standorte.

Stoffkonzentrationen im Grund- und Bodenwasser – räumliche Variabilität

Die räumliche Variabilität der Stoffkonzentrationen im Bodenwasser hängt stark von der räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften und der Grundwasserstände ab. Die Anzahl der Probenahmepunkte sollte nach der Heterogenität des Standorts ausgerichtet werden. Abbildung 52 zeigt beispielhaft die Mittelwerte und Standardabweichungen der Konzentrationen von DOC, Gesamt-Phosphor (P_t), NO₃-N und NH₄-N sowie die zugehörigen Grundwasserflurabstände und Bodenkohlenstoffgehalte an sechs Grundwasserrohren an einem einheitlich genutzten Grünlandstandort auf Niedermoor. Eine detaillierte Diskussion der Daten findet sich in TIEMEYER et al. (2007) und TIEMEYER & KAHLE (2014).

Die Ergebnisse zeigen, dass auch bei flacher Topographie und einheitlicher Vegetation Wiederholungsmessungen notwendig sind, da sich zwar im Falle von NO₃-N eine deutliche Abhängigkeit vom Wasserstand ergibt (P1). Bei anderen Stoffen spielen offenbar weitere Einflussgrößen eine Rolle. Beispielsweise unterscheiden sich trotz ähnlicher Grundwasserstände die P_t-Konzentrationen von P3 und P4 stark, was die starke räumliche Heterogenität genutzter Standorte betont. Diese Heterogenität ist für Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor) höher als für DOC. Schließlich sollten auf jeden Fall aber Sonderstandorte (Graben- und Wegränder, topographische Auffälligkeiten) gemieden werden, da z.B. das nahe am Graben gelegene Grundwasserrohr P1 wenig repräsentativ für die Gesamtfläche ist.

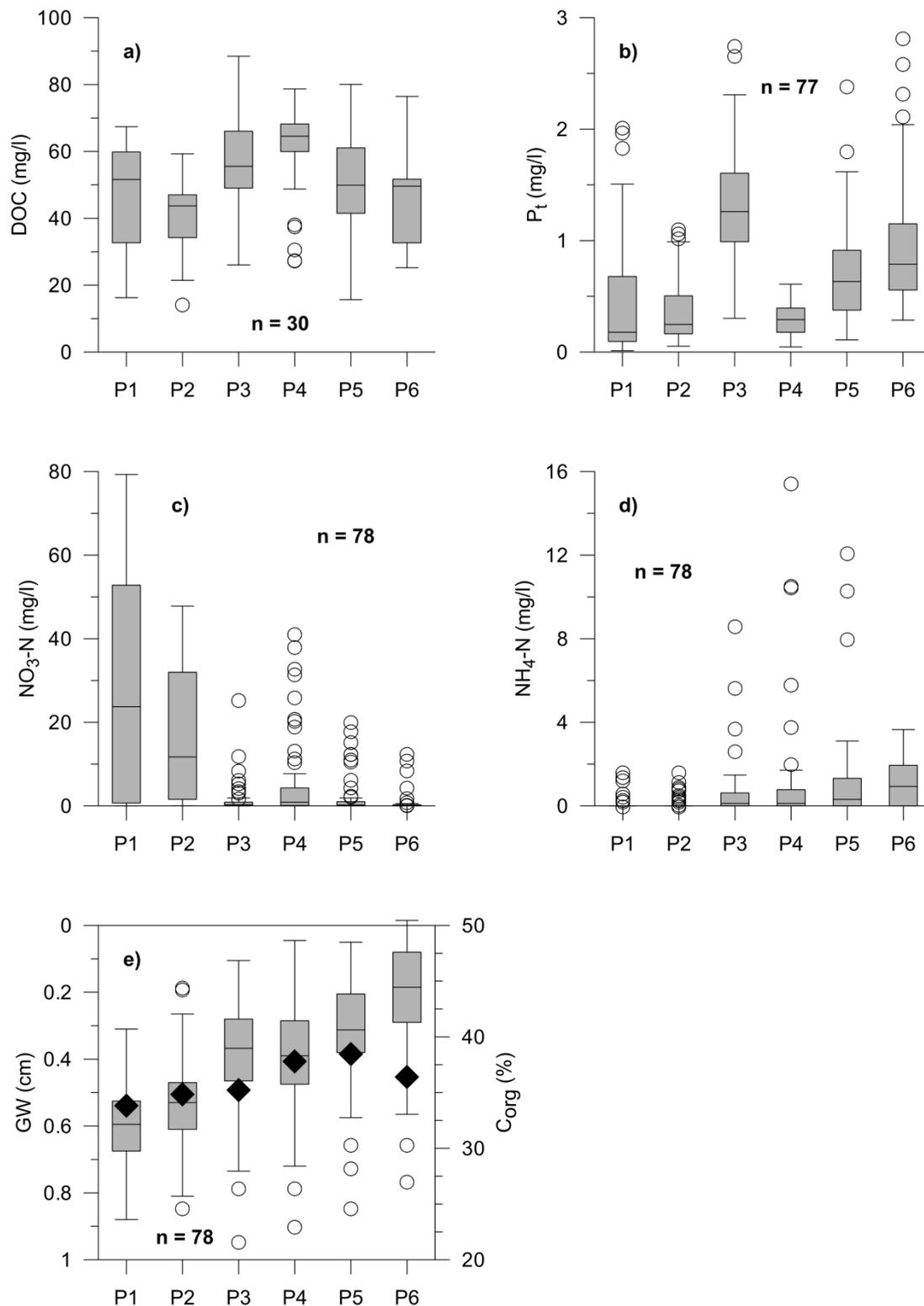


Abbildung 52: Mittelwerte, Standardabweichungen und Anzahl der Messtermine (n) über 1,5 (DOC) bzw. drei Jahre (alle anderen Stoffe) von a) gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC), b) Gesamt-Phosphor (P_t), c) Nitrat-Stickstoff (NO_3-N) und d) Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) in sechs Grundwasserrohren an einem als Grünland genutzten Niedermoorstandort sowie e) Grundwasserflurabstände (Boxplots) und Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff (C_{org} ; schwarze Rauten)

4.6.7 Schlussfolgerungen: Aufwand, Kosten und erforderliche Expertise

	Oberflächengewässer			Grund- und Bodenwasser			
	manuell	Autosampler		Grundwasserrohr	Saugkerze	Saugplatte	Dialysesammler
Anschaffungskosten	keine	hoch		niedrig	niedrig	mittel	mittel
Betriebskosten	niedrig	mittel		niedrig	niedrig	niedrig	hoch
Installationsaufwand	keiner	mittel		niedrig	mittel (vertikaler Einbau) bis hoch (horizontaler Einbau)	hoch	niedrig
Betriebsaufwand	niedrig	mittel		niedrig	niedrig	niedrig	hoch
Expertise	niedrig	mittel		niedrig	mittel	mittel	hoch
Beprobung redox-sensitiver Stoffe	ja	nein		nein	nein	nein	ja
Einschränkungen bei Stoffspezies	keine	SRP, NH ₄ ⁺ je nach Standdauer und Standort, gelöste Gase (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O)		SRP, gelöste Gase (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O) nur mit Zusatzaufwand	SRP, gelöste Gase (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O) nur mit Zusatzaufwand, ansonsten abhängig vom eingesetzten Saugkerzenmaterial	SRP, gelöste Gase (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O) nur mit Zusatzaufwand, ansonsten abhängig vom eingesetzten Saugkerzenmaterial	keine
Grenzen der Anwendbarkeit	Vorhandener Abfluss	Evtl. Probleme bei Frost		Beprobung nur aus der gesättigten Zone, d.h. aus wechselnden Tiefen, evtl. Probleme bei Frost	Unter sehr trockenen Bedingungen Rissbildung und Artefakte bei vertikalem Einbau möglich	Keine, Einbau an extrem nassen Standorten schwierig	nur unter nahezu gesättigten Bedingungen, nur im Torf, evtl. Probleme bei Frost
Vertikale Auflösung	-	-		niedrig	mittel	mittel	hoch
Zeitliche Auflösung	hoch	sehr hoch		hoch	hoch	hoch	niedrig
Interpretation - Fläche	Integriert-flächebezogen, aber: Herkunft des Wassers muss bekannt sein!			Plot-bezogen: einfachere Interpretation von Steuergrößen (Bodeneigenschaften, Grundwasserstand)			
Interpretation - Zeitpunkt	Zeitpunkt eindeutig	Zeitpunkt eindeutig		Zeitpunkt eindeutig	Zeitliche Integration über Probenahmeintervall		

4.7 Treibhausgase

4.7.1 Übersicht

Treibhausgase werden in Ökosystemen durch vielfältige Prozesse und an verschiedenen Stellen freigesetzt oder aufgenommen. Für eine umfassende Bilanzierung müssen diese berücksichtigt werden. Die meisten Schätz-, Berechnungs- und Messverfahren umfassen nur einen Teil der relevanten Treibhausgasquellen, so dass eine vollständige Bilanzierung meist nur durch die Kombination mehrerer Verfahren möglich ist. Für die Berechnung von Treibhausgasemissionen sind je nach Methode verschiedene Eingangsgrößen erforderlich. Die Messungen dieser Eingangsgrößen sind in den jeweiligen Kapiteln beschrieben (siehe Tabelle 12). Dieses Kapitel beschreibt

- den Hintergrund der Treibhausgasbilanzierung und die verschiedenen Quellen von Treibhausgasen,
- die Messung von Treibhausgasen durch
 - Gaswechselhauben (direkte Methode auf kleiner Fläche),
 - Eddy-Kovarianz (direkte Methode auf großer Fläche),
 - Torfsackung (indirekte Methode),
- die Berechnung von Treibhausgasen mit praxisüblichen Schätzverfahren nach
 - Landnutzungsklassen mit den Verfahren nach
 - IPCC Wetlands Supplement (IPCC, 2014) und
 - der nationalen Treibhausgasberichterstattung (UBA, 2015),
 - Vegetationsklassen nach „Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen“ GEST (COUWENBERG et al. 2011),
- Modellierung nach dem „peatland emissions predictor“ PEP-Modell (DRÖSLER et al. 2013),
- Schätzverfahren für Treibhausgasquellen, die nicht in jeder Methode berücksichtigt werden.

Um die Klimarelevanz der Moornutzung und die Wirkung von Moorschutzprojekten zu bewerten, müssen drei Treibhausgase (THG) betrachtet werden (Tabelle 38): Kohlendioxid (CO_2), Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4). Die Treibhausgase werden üblicherweise durch ihr Treibhauspotenzial auf sogenannte „ CO_2 -Äquivalente“ standardisiert. Die aktuellsten Treibhauspotenziale aus dem fünften IPCC-Sachstandsbericht (MYHRE et al. 2013; Tabelle 38) sind wie folgt über einen Zeitraum von 100 Jahren definiert: 1 kg N_2O = 265 kg CO_2 -Äquivalente, 1 kg CH_4 = 28 kg CO_2 -Äquivalente. Sie werden für die Bewertung der Klimarelevanz hier als Stand des Wissens empfohlen. Für die internationale Klimapolitik und die nationalen Treibhausgasinventare unter der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll gelten dagegen noch die Treibhauspotenziale aus dem vierten IPCC-Sachstandsbericht (IPCC 2007a: 1 kg N_2O = 298 kg CO_2 -Äquivalente, 1 kg CH_4 = 25 kg CO_2 -Äquivalente).

Ökosysteme sind gleichzeitig eine Senke von CO₂ durch Photosynthese (Bruttoprimärproduktion; GPP) und eine Quelle durch die Atmung der Pflanzen und Mikroorganismen im Boden (Ökosystematmung; R_{ECO}). Erst die Netto-Bilanz der beiden CO₂-Flüsse, der sogenannte Nettoökosystemaustausch (NEE), ergibt die klimarelevante Zielgröße. Außerdem muss der Kohlenstoffverlust durch den Austrag von gelöstem organischen Kohlenstoffs (DOC) berücksichtigt werden. In genutzten Ökosystemen gehen zudem der Kohlenstoffexport durch Ernte und der Kohlenstoffimport durch Wirtschaftsdünger in die Bilanz ein.

Tabelle 38: Treibhausgase, Treibhausgaspotenzial und wichtige Prozesse

Treibhausgas	Chemische Formel	Treibhauspotenzial* [kg CO ₂ /kg Molekül]	Wichtige Prozesse	Bedingungen für hohe Emissionen	Bedingungen für niedrige Emissionen oder THG-Senke
Kohlendioxid	CO ₂	1	Nettobilanz zwischen Photosynthese und Atmung der Pflanzen und Mikroorganismen im Boden, Kohlenstoff-Export durch Ernte und -Import durch Wirtschaftsdünger	Tiefe Drainage, degradierte Torfe, physikalische Störung, enge C/N-Verhältnisse im Torf, hohe Stickstoffvorräte	Naturnahe Wasserstände, Torfbildung
Lachgas	N ₂ O	265	Mikrobielle Prozesse in Böden: Nitrifikation, Denitrifikation	Stickstoffdüngung, mittlere Bodenfeuchte, z.T. saure pH-Werte, Witterungsergebnisse wie Starkregen auf trockenen Boden oder Auftauen	Naturnahe Wasserstände, weite C/N-Verhältnisse im Torf
Methan	CH ₄	28	Mikrobielle Prozesse in Böden: Methanbildung, Methanabbau	Ganzjährig wassergesättigte oder überstaute Verhältnisse insbesondere in Kombination mit leicht abbaubarer Vegetation, rezente Muddebildung,	Mindestens 5-10 cm Bodenschicht, die nicht ganzjährig wassergesättigt ist

*Quelle: MYHRE et al. (2013)

4.7.2 Definitionen und Gleichungen

Die Ökosystematmung (R_{ECO}) setzt sich aus pflanzlicher Atmung und Bodenatmung (v.a. Torfmineralisierung) zusammen und wird u.a. durch die Temperatur, den Grundwasserstand, die Bodenfeuchte und weitere Bodeneigenschaften gesteuert. Die Bruttoprimärproduktion (GPP), d.h. die Photosynthese, hängt u.a. von der Pflanzenart, von der Nährstoffversorgung, vom Entwicklungsstand der Pflanzen und im Tagesgang vom Sonnenlicht ab. Der Nettoökosystemaustausch (NEE) ergibt sich aus der Summe von Bruttoprimärproduktion und Ökosystematmung (Gleichung 8).

Für die Gleichungsterme hat sich die atmosphärische Vorzeichenkonvention eingebürgert. Positive Flüsse bedeuten eine Emission vom Ökosystem in die Atmosphäre (z.B. R_{ECO}), negative Flüsse bedeuten eine Aufnahme aus der Atmosphäre ins Ökosystem (z.B. GPP).

Gleichung 8:

$$NEE = GPP + R_{ECO}$$

Ein typischer Tagesgang von NEE, GPP und R_{ECO} in der Wachstumsperiode ist in Abbildung 53 dargestellt.

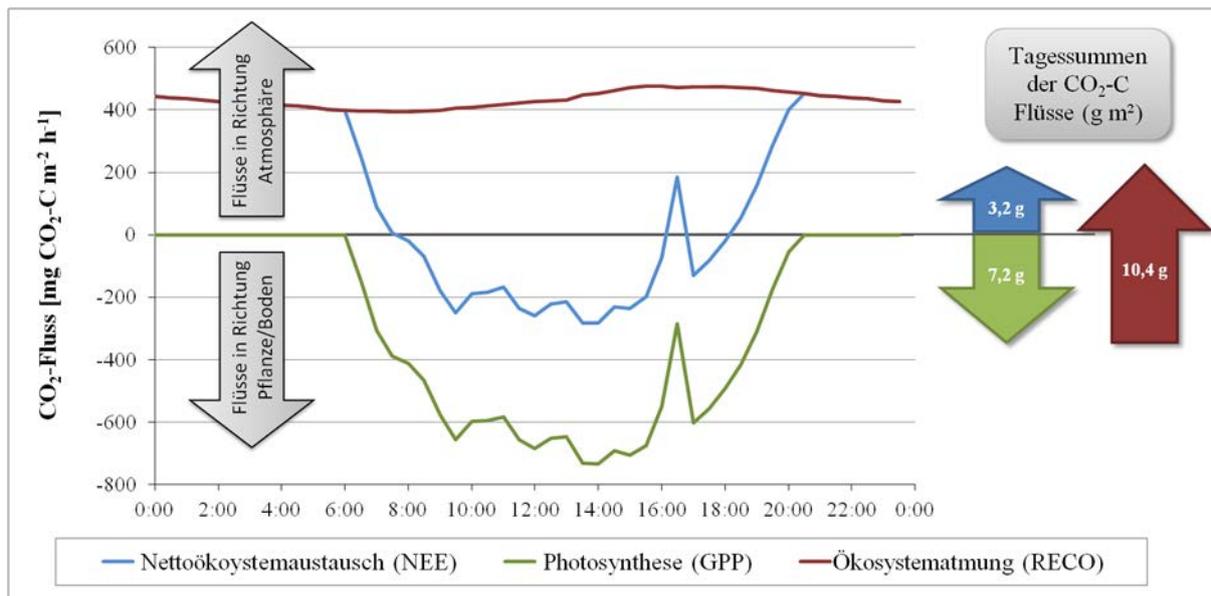


Abbildung 53: Typischer Tagesgang von NEE, GPP und R_{ECO} ; am Beispieltag ist der Standort eine Nettoquelle von CO_2 von $3,2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; statt in $[\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}]$ werden jährliche C- und THG-Bilanzen meist in $[\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ angegeben; dabei gilt: $100 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1} = 1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Der Jahresverlauf von täglichen Flüssen von NEE, GPP und R_{ECO} wird am Beispiel von zwei Hochmoorstandorten in Norddeutschland (Daten von LEIBER-SAUHEITL et al., 2014 und unveröffentlicht, Abbildung 54) gezeigt. Dabei erkennt man auch die modellierte Abhängigkeit der R_{ECO} -Flüsse von der Temperatur (oben) und der GPP-Flüsse von der photosynthetisch aktiven Strahlung PAR (Mitte). Die Jahresbilanz von NEE, GPP und R_{ECO} ergibt sich als Summe der täglichen Flüsse.

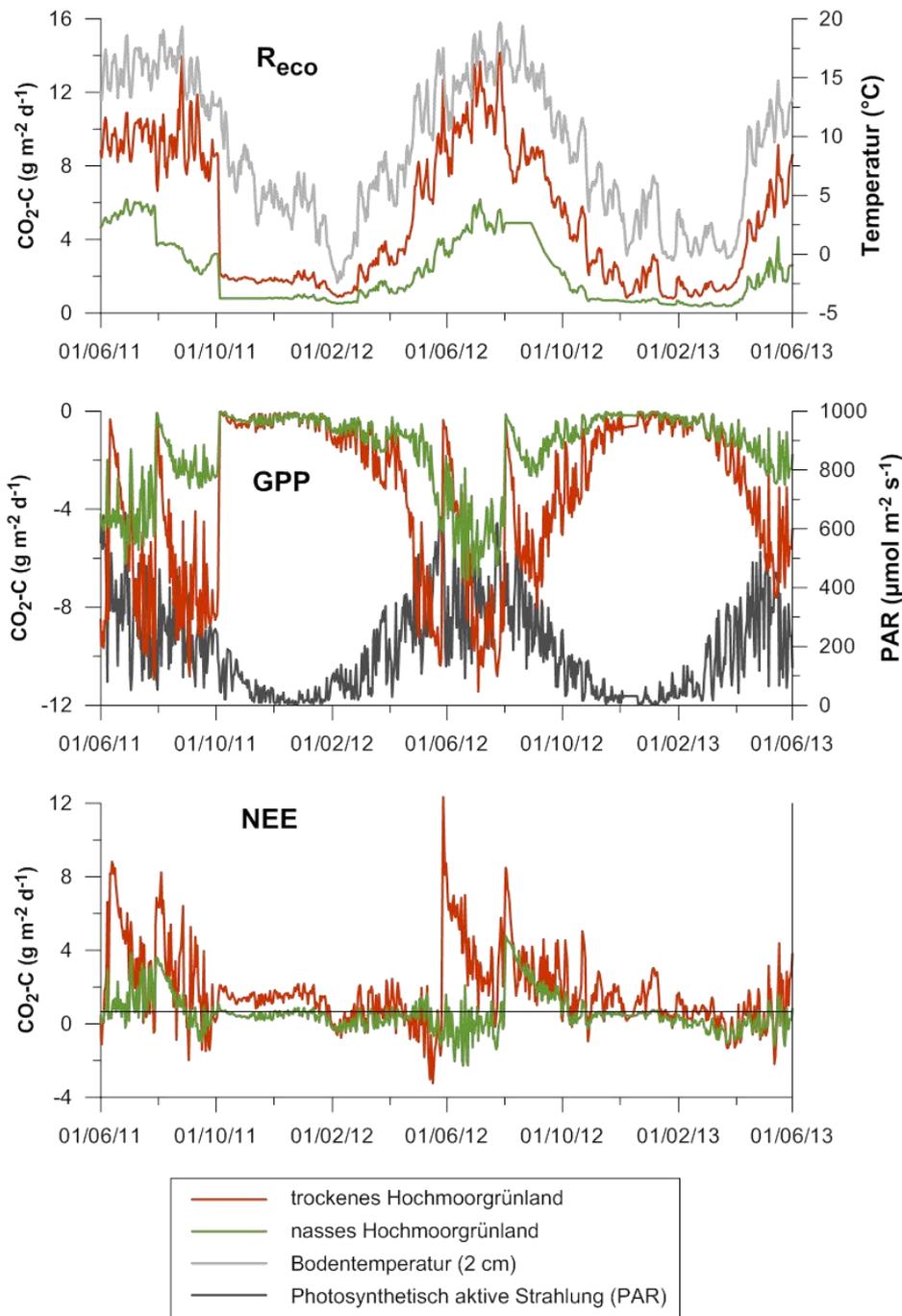


Abbildung 54: Typische Jahressgänge der täglichen Flüsse der Ökosystematmung (R_{ECO} , oben), Bruttoprimärproduktion (GPP, Mitte) und dem Nettoökosystemaustausch (NEE, unten) von zwei Hochmoorstandorten (gräserdominiertes, trockenes Grünland und Nassgrünland mit Sphagnen) in Norddeutschland (LEIBER-SAUHEITL et al., 2014 und LEIBER-SAUHEITL, unveröffentlicht); R_{ECO} reagiert v.a. auf Temperatur (oben, °C), GPP auf photosynthetisch aktive Strahlung (PAR, $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) in typischen Jahressgängen; NEE wechselt zwischen CO_2 -Quelle und -senke je nachdem, ob R_{ECO} oder GPP überwiegen; die Jahresbilanz ergibt sich als Summe der dargestellten Tagesflüsse und variiert mit Standort und Messjahr

Der klimarelevante CO₂-Fluss ist der, der sich aus dem Zuwachs oder Verlust von Torf ergibt. Dieser ist in den meisten Ökosystemen nicht der Nettoökosystemaustausch, da dieser einerseits die Kohlenstoffflüsse in der Biomasse integriert, andererseits aber wichtige andere laterale Kohlenstoffflüsse durch Nutzung oder Austräge ins Grundwasser nicht erfasst. In Ökosystemen mit langlebigen holzigen Pflanzen und Bäumen muss der Nettoökosystemaustausch um das Holzwachstum korrigiert werden. In allen Ökosystemen wird der **klimarelevante CO₂-Fluss aus dem organischen Boden** bestimmt durch Gleichung 9. Negative Werte stellen definitionsgemäß eine Aufnahme von Kohlenstoff in den Boden dar, positive Werte einen Verlust.

Gleichung 9:

$$\text{CO}_2\text{-C aus organischem Boden [t C ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}] = \text{NEE} - \text{C-Import} + \text{C-Export}$$

C-Importe stammen z.B. aus der Düngung mit organischen Wirtschaftsdüngern. C-Exporte entstehen durch Ernte oder Torfabbau. Bei diesem Bilanzierungsansatz wird angenommen, dass die geerntete Biomasse im gleichen Jahr anderswo komplett veratmet wird.

Als weitere indirekte Quelle von CO₂ kann der Austrag von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) ins Grund- und Oberflächenwasser berücksichtigt, da dieser größtenteils ebenfalls zu CO₂ oxidiert und außerhalb der drainierten Flächen in die Atmosphäre emittiert wird. Im Folgenden werden somit die CO₂-Emissionen aus dem Boden und DOC-Austräge getrennt behandelt.

In die Kohlenstoff-Bilanz gehen der Nettoökosystemaustausch (CO₂-C; in Abbildung 53: 3,2 g m⁻² d⁻¹, Abbildung 54 unten), Methan (CH₄-C), C-Import durch organische Düngung, Biomasseexport durch Ernte und der Export von DOC ein (Gleichung 10). Negative Werte stellen definitionsgemäß eine Aufnahme von Kohlenstoff in das Ökosystem dar, positive Werte einen Verlust. Methoden zur Ermittlung der DOC-Flüsse werden in Kapitel 4.6.5 beschrieben, die Ermittlung der C-Importe und der C-Exporte (z.B. durch Ernte) in Kapitel 4.8.

Gleichung 10:

$$\text{C-Bilanz [t C ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}] = \text{NEE} - \text{C-Import} + \text{C-Export} + \text{DOC} + \text{CH}_4\text{-C}$$

Neben CO₂ treten in Mooren auch teilweise erhebliche Flüsse von Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) auf, die in die Treibhausgasbilanz einbezogen werden müssen. Um einschätzen zu können, ob eine Moorfläche Quelle oder Senke für Kohlenstoff (C) oder für Treibhausgase (THG) darstellt, wird zwischen der C-Bilanz und der THG-Bilanz unterschieden.

Methan und Lachgas besitzen ein auf 100 Jahre gerechnet 28mal (CH₄) bzw. 265mal (N₂O) höheres Treibhauspotenzial als CO₂ (MYHRE et al. 2013). Daher ergibt sich die Treibhausgasbilanz eines Standorts nach Gleichung 11, wobei NEE, DOC, C-Importe und C-Exporte in CO₂ umgerechnet werden.

Gleichung 11:

$$\text{THG-Bilanz [t CO}_2\text{-Äqu. ha}^{-1}\text{ a}^{-1}] = \text{NEE} - \text{C-Import} + \text{C-Export} + \text{DOC} + 28 \text{ CH}_4 + 265 \text{ N}_2\text{O}$$

Zur Bewertung der vollständigen THG-Bilanz beispielsweise von Torfersatzstoffen sind aufwändigere Verfahren der Lebensweganalyse notwendig.

4.7.3 Genauigkeit der THG-Emissionsberechnung: Balance zwischen Punkt- und Flächendaten

Die Genauigkeitsstufe, die bei der Abschätzung der THG-Emissionen eines Projektgebiets erreicht werden kann, ist von zwei Faktoren abhängig. Der erste Faktor ist der wissenschaftliche Kenntnisstand über die Abhängigkeit der Treibhausgasemissionen von Standorteigenschaften wie Wasserstand, Vegetation/Nutzung und Bodeneigenschaften und das Vermögen, diese Einflüsse moorgebietsübergreifend zu quantifizieren. Der zweite Faktor hängt mit der räumlichen Anwendung dieser Abhängigkeiten und Kenntnisse zusammen. Die projektspezifische Datenlage begrenzt die Genauigkeit, die letztlich für die Quantifizierung der Emissionen in der Fläche erreicht werden kann. Hier prägt die Qualität der verfügbaren Flächendaten (Vegetationskartierung, Genauigkeit des Geländemodells, Anzahl der Wasserstanddaten und Bodenproben), die in die verschiedenen bestehenden und entstehenden Berechnungs- und Schätzverfahren (z.B. GEST, PEP-Modell) eingehen, das Endergebnis.

Einzelne THG-Messungen im Gebiet können eine sehr wichtige Ergänzung sein, um das Emissionsniveau, das aus den Berechnungs- und Schätzverfahren hervorgeht, aufgrund weiterer ungeklärter Standorteinflüsse nach unten oder oben zu korrigieren. Jedoch ist zu beachten: Wenn in einem Projekt die Ambitionen bestehen, die THG-Emissionen direkt zu messen (z.B. in Kooperation mit einer Forschungseinrichtung) und gleichzeitig die Erfassung der Flächendaten vernachlässigt wird, führt dies nicht zu einer höheren, sondern, auf die Fläche bezogen, unter Umständen zu einer geringeren Genauigkeit. Nur ein gutes Gleichgewicht zwischen Prozess- und Flächendaten steigert die Genauigkeit der Emissionsberechnung (Abbildung 55).

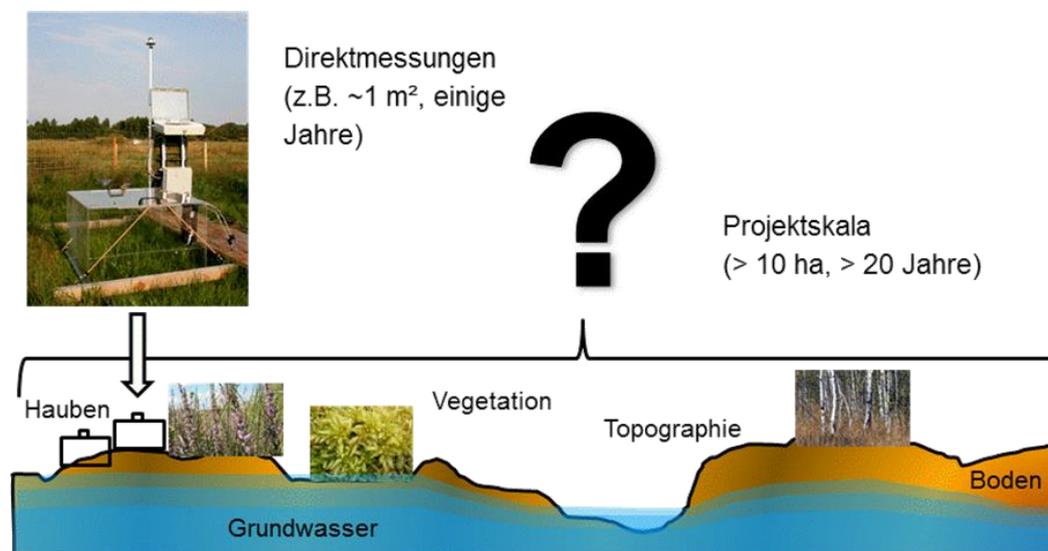


Abbildung 55: Klimaschutzwirkung von Projekten → Herausforderung auf zwei Ebenen; Übersicht der Problemstellung der Erfassung der Treibhausgasemissionen für ein Projektgebiet, Fotos: B. Tiemeyer, M. Bechtold

4.7.4 Überblick über Mess-, Berechnungs- und Schätzverfahren für THG-Emissionen

Es steht eine Vielzahl von Methoden zur Berechnung von THG-Emissionen zur Verfügung, die sehr verschiedene Anforderungen an Eingangsdaten haben und sich deutlich in der Genauigkeit unterscheiden. Darüber hinaus erfassen die meisten Methoden nur einen Teil der THG-Emissionen. Daher muss sorgfältig darauf geachtet werden, dass je nach gewählter Methodik noch fehlende THG-Emissionen zusätzlich geschätzt werden und dass keine Doppelzählungen vorkommen. Die zu berücksichtigenden THG-Emissionen wurden im 2013 IPCC Wetlands Supplement (IPCC 2014) festgelegt:

CO₂-Emissionen des organischen Bodens (incl. C-Importe und C-Exporte, ohne DOC)

+ Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC; Kapitel 4.6.5)

+ CH₄-Emissionen des Bodens (außer Gräben)

+ CH₄-Emissionen aus Gräben

+ N₂O-Emissionen

+ CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.5)

= THG-Emissionen

Keine der Methoden zur Berechnung von THG-Emissionen erfasst vollständig alle relevanten THG- und Kohlenstoffflüsse. Daher ist meist eine Kombination von Methoden erforderlich. Tabelle 39 zeigt eine Übersicht, welche THG-Emissionen die gängigen Berechnungs- und Messmethoden berücksichtigen. Die Methoden werden im Folgenden mit den jeweils erforderlichen Eingangsdaten beschrieben.

Tabelle 39: Methoden zur Berechnung von THG-Emissionen, berücksichtigte THG-Emissionen und die bei guter Datenlage erreichbare Genauigkeitsstufe; Torfentnahme ist in keiner der Methoden enthalten

Methode	Erfasste THG-Emissionsquellen					Beste Genauigkeitsstufe	Beschreibung in Kapitel/ Referenz
	CO ₂ aus dem Boden	DOC-Austräge	N ₂ O aus dem Boden	CH ₄ aus dem Boden	CH ₄ aus Gräben		
Direkte Messung von Treibhausgasen: Hauben	Ja*	Nein**	Ja	Ja	Bei Messung in Gräben: Ja	In allen Bereichen (außer Wald) gut (G3)	4.7.5.1
Direkte Messung von Treibhausgasen: Eddy-Kovarianz	Ja*	Nein**	Möglich	Ja	Ja	In allen Bereichen gut (G3)	4.7.5.2
Indirekte Messung von Treibhausgasen: Torfschwund (Sackungsmonitoring)	Ja	Ja	Nein	integriert als C-Verlust, aber nicht mit adäquater Klimawirkung	Nein	Je länger die Messung und trockener der Boden, desto besser. Dann gut (G3).	4.7.5
IPCC Default Emissionsfaktoren des 2013 Wetlands Supplement	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Grob (G1)	4.7.8.1 IPCC (2014)
Nationale Emissionsfaktoren des Nationalen Inventarberichts 2015	Ja	Ja (IPCC)	Ja	Ja	Ja	Grob (G1)	4.7.8.2 (nur drainierte Nutzungsklassen) (UBA, 2015)
Vegetationsbasierte Klassifizierung: GEST-Ansatz	Ja	Nein	Nein	Ja	Nein	Im nassen Bereich gut (G3), im trockenen und genutzten Bereich grob bis mittel (G1-G2), kein Wald	4.7.9.1 COUWENBERG et al. (2011); JOOSTEN et al. (2013)
Vegetationsbasierte Klassifizierung: Biotoptypen	Ja	Nein	Ja	Ja	Nein	Im nassen und naturnahen Bereich gut (G3), kein Wald	4.7.9.2 (in Vorbereitung)
Modellierung nach Wasserstand und Erntemenge: PEP-Modell	Ja	Nein	Ja	Ja	Nein	Im sehr trockenen Bereich mittel (G2), sonst gut (G3), kein Wald	4.7.10.1 DRÖSLER et al. (2013)
Modellierung nach Bodeneigenschaften und Wasserstandsdynamik	Ja	Nein	Ja	Ja	Nein	In allen Bereichen gut (G3), aber bisher nur für Grünland	4.7.10.2 TIEMEYER et al., 2016)

* Zusätzliche Erfassung von C-Exporten und Importen (Kapitel 4.8) notwendig

** Messung DOC-Austräge: Kapitel 4.6.5

4.7.5 Direkte Messung der THG-Emissionen

4.7.5.1 Haubenmethode

Berücksichtigte THG-Quellen: Je nach Messtechnik und Messstandort

CO₂-Emissionen als NEE; zusätzliches Erfassen von C-Exporten und -importen zur Berechnung der klimarelevanten CO₂-Flüsse des organischen Bodens erforderlich.

CH₄-Emissionen aus organischen Böden (außer Gräben)

CH₄-Emissionen aus Gräben (wenn dort gemessen wird)

N₂O-Emissionen aus organischen Böden

Räumliche Skala: m², erfasst kleinräumige Standortheterogenitäten

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC, Kapitel 4.6.5)

CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

Treibhausgasemissionen aus Mooren können mittels Haubentechnik gemessen und zu Jahresbilanzen aggregiert werden. Die Haubentechnik ist seit den 1980er Jahren in der Spurengasforschung verankert. Die Messung des Spurengasaustausches basiert auf der sogenannten statischen Haubenmethode („non steady-state enclosures“).

THG-Messungen mittels Haubentechnik müssen von gut geschulten Experten durchgeführt werden, um zu belastbaren Ergebnissen zu gelangen. Um eine Vergleichbarkeit der Messungen mit vorhandenen deutschen Daten zu erreichen, sollte auf bewährte Methoden und Haubengrößen zurückgegriffen werden (BEETZ et al., 2013; DRÖSLER, 2005; LEIBERSAUHEITL et al., 2013). Bisher fanden nicht-transparente (Abbildung 56) und transparente (Abbildung 57) Hauben mit den Maßen 78 x 78 x 50 cm Verwendung (DRÖSLER, 2005). Diese werden von Hand und gasdicht auf fest im Boden verankerte Rahmen (75 x 75 cm) aufgesetzt. Die Hauben müssen mit einem Lüfter und einem Temperatursensor ausgestattet sein, um eine gute Durchmischung der Haubeninnenluft zu erreichen und die Abweichung vom Außenklima zu überwachen. Transparente Hauben werden darüber hinaus bei Bedarf gekühlt. Jede Messvariante besteht üblicherweise aus drei Wiederholungen („plots“, Abbildung 56). Für die Hauben sind Verlängerungen verfügbar, die eine ungestörte Messung bei hochgewachsener Vegetation ermöglichen. Um eine Erschütterung des Torfes und dadurch z.B. die Mobilisierung von Methanblasen zu vermindern, sind Stege notwendig.

Zur detaillierten Prozessuntersuchung stellen im Vergleich zu den manuellen Hauben kostenintensivere Automatikhauben eine Option dar. Kontinuierliche Stromversorgung und regelmäßige Wartung sind sicher zu stellen.



Abbildung 56: Nicht-transparente Hauben zur Messung von Methan und Lachgas (Foto: B. Tiemeyer)

4.7.5.1.1 Feldmessungen

Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O)

Die Flüsse von CH₄ und N₂O werden i.d.R. mit nicht-transparenten manuellen Hauben (Abbildung 56) in ca. zweiwöchentlichem Rhythmus im Rahmen von Messkampagnen erfasst, bei denen im Abstand von jeweils ca. 15 Minuten mindestens vier Luftproben aus den Hauben entnommen werden. Die Konzentrationen von CH₄ und N₂O in diesen Proben werden im Labor gaschromatographisch gemessen. An Standorten mit einer hohen Dynamik oder zum verbesserten Prozessverständnis empfiehlt sich eine höhere Messfrequenz oder Verwendung von Automatikhauben.

Kohlendioxid (CO₂)

Zur Ermittlung des Netto-Ökosystemaustauschs (NEE) von CO₂ werden alle 2 Wochen oder in längeren Abständen ganztägige Intensivmesskampagnen mit abwechselnd transparenten und nicht-transparenten Hauben vorgenommen. Die Messungen erfolgen ab ca. einer Stunde vor Sonnenaufgang bis zum Erreichen des Bodentemperaturmaximums am Nachmittag. Unter Lichtbedingungen (transparente Hauben) wird der Nettoökosystemaustausch direkt gemessen, während mit den nichttransparenten Hauben die Ökosystematmung (R_{ECO}) erfasst wird. Bei den transparenten Hauben ist auf konstante Beleuchtungsverhältnisse und Temperaturen zu achten. Die Dauer einer Messung ist abhängig von der zeitlichen Änderung der CO₂-Konzentrationen und reicht von 1,5 bis zu 5 Minuten. Die Messungen schließen direkt aneinander an, so dass im Laufe eines Messtages mehrere Durchgänge durch die verschiedenen Messwiederholungen und eine möglichst gleichmäßige Abdeckung der Licht- und Temperaturgradienten des Tages erreicht wird. Die CO₂-Flüsse der einzelnen Messungen ergeben sich aus den Konzentrationsänderungen in den Hauben, die direkt im Feld mittels „Infrarot-Gasanalyser“ (IRGA) gemessen werden. Dazu wird ein mobiles Messsystem (Abbildung 57) benötigt.

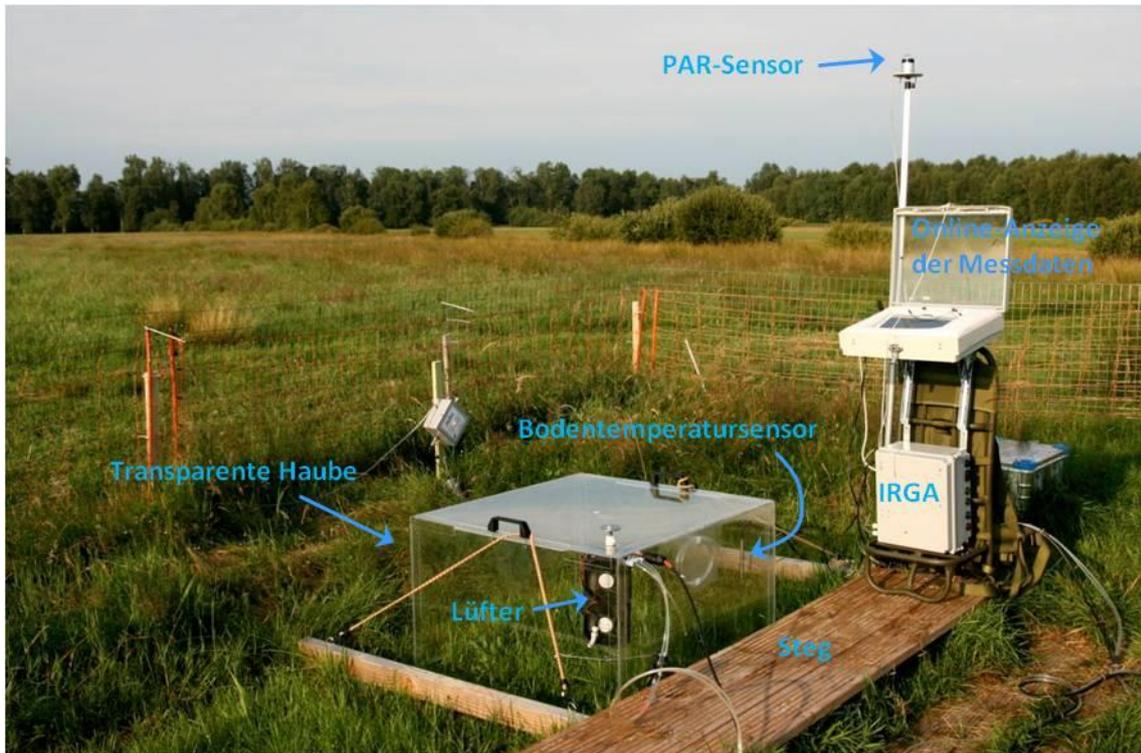


Abbildung 57: Messtelleneinrichtung mit transparenter Haube und mobiler CO₂-Messtechnik (Foto: B. Tiemeyer)

4.7.5.1.2 Analyse von Gasproben

Konzentrationen von CH₄ und N₂O werden üblicherweise im Labor mit Gaschromatographen gemessen. Neuerdings kommen auch Lasergeräte im Gelände zum Einsatz.

4.7.5.1.3 Begleitparameter sowie Importe und Exporte

Zur Berechnung der Jahresbilanzen und der Kohlenstoffbilanz sowie zum Verständnis der Ergebnisse müssen mindestens folgende Parameter erhoben werden:

- Bodentemperatur der verschiedenen Messvarianten (kontinuierlich; Kapitel 4.5)
- Grundwasserflurabstand der verschiedenen Messvarianten (möglichst kontinuierlich; Kapitel 4.5.2)
- Lufttemperatur und photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) des Standortes (kontinuierlich; Kapitel 4.5)
- An genutzten Standorten: genauer Termin, Erntemenge und Kohlenstoffgehalte des geernteten Materials (Kapitel 4.8)
- Bei Düngung: genauer Termin, Düngemenge und Kohlenstoffgehalte (sinnvoll: weitere Inhaltsstoffe; Kapitel 4.8)

Weitere Daten sind für ein vertieftes Verständnis der Ergebnisse erforderlich, wobei je nach Fragestellung folgende Parameter nützlich sein können:

- Bodeneigenschaften (Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte, bodenphysikalische Parameter) (Kapitel 4.3)
- Gelöster mineralischer Stickstoff (N_{min}) in der Bodenlösung (Kapitel 4.6.5.2.4)
- Bodenfeuchte (möglichst kontinuierlich)
- Vegetationszusammensetzung, insbesondere Deckung und Höhe von Arten mit (potenziell Methan transportierendem) Aerenchymgewebe (Kapitel 4.4)

4.7.5.1.4 Berechnung von Flüssen und Jahresbilanzen

Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O)

Aus dem Konzentrationsanstieg oder dem Konzentrationsabfall während einer Messkampagne werden die CH_4 - bzw. N_2O -Flüsse linear oder nicht-linear berechnet. Aus diesen Flüssen werden dann üblicherweise mittels linearer Interpolation Jahreswerte der Lachgas und Methan-Emissionen berechnet (LEIBER-SAUHEITL et al. 2013). Wenn funktionale Zusammenhänge genutzt werden, können auch diese zur Interpolation genutzt werden (MINKE et al., 2015).

Kohlendioxid (CO_2)

Aus dem Konzentrationsanstieg oder dem Konzentrationsabfall während einer Messung werden zunächst die CO_2 -Einzelflüsse berechnet. Danach wird der NEE in R_{ECO} und Bruttoprimärproduktion (GPP) aufgeteilt (Gleichung 1). Für jeden Messkampagnentag werden Gas-Austauschmodelle nach MICHAELIS-MENTEN (1913), LLOYD-TAYLOR (1994) und FALGE et al. (2001) parametrisiert. Dabei werden Abhängigkeitsfunktionen zwischen Photosynthese (GPP) und photosynthetisch aktiver Strahlung sowie zwischen Atmung (R_{ECO}) und Temperatur abgeleitet. Mittels der Parameter dieser Funktionen und halbstündlich aufgezeichneter Klimadaten können Jahresbilanzen des CO_2 -Austauschs interpoliert werden (Details zur Modellierung in BEETZ et al. 2013; DRÖSLER 2005; LEIBER-SAUHEITL et al. 2014).

4.7.5.2 Eddy-Kovarianz

Berücksichtigte THG-Quellen: Je nach Messtechnik

CO_2 -Emissionen als NEE; zusätzliches Erfassen der C-Speicherung in holziger Biomasse und von C-Exporten und -importen zur Berechnung der klimarelevanten CO_2 -Flüsse des organischen Bodens erforderlich.

CH_4 -Emissionen aus organischen Böden (außer Gräben)

CH_4 -Emissionen aus Gräben

N_2O -Emissionen aus organischen Böden

Räumliche Skala: Flächenmittel, integriert über kleinräumige Standortheterogenitäten

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC, Kapitel 4.6.5)

CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

Die Eddy-Kovarianz (EC) Methode ist ein mikrometeorologisches Messverfahren zur Ermittlung des Austausches von Gasen an der Grenzschicht zwischen Biosphäre und Atmosphäre. Ziel des Kapitels ist es, die grundlegenden Eigenschaften der Methode zu erläutern, die leitend sind für eine Auswahlentscheidung als Einsatz in einem Spurengasmessprogramm z.B. zur Erfolgskontrolle von Moormanagement. Es ist nicht das Ziel dieses Kapitels, detaillierte Kenntnisse zur Technik oder Auswertung zu vermitteln, da dies den Rahmen sprengen würde. Es werden am Ende erfahrene Institutionen genannt, die Eddy-Kovarianz im Moor einsetzen.

4.7.5.2.1 Hintergrund

Die Eddy-Kovarianz Methode ist eine mikrometeorologische Methode, die sich in den letzten Jahren immer mehr etabliert hat, um insbesondere den Austausch von Wärme, Wasserdampf und Kohlenstoffdioxid (CO₂) zwischen der Biosphäre (Vegetation, Boden, Wasser) und der Atmosphäre zu bestimmen (AUBINET et al. 2000; BALDOCCHI, 2003; BALDOCCHI et al. 1988). Besonders seit der Klimawandel zu einem wichtigem Forschungsthema geworden ist, haben sich mehrere nationale (z.B. TERENO, AmeriFlux) und internationale (z.B. ICOS, NEON, FLUXNET) Mess-Netzwerke entwickelt, die die Eddy-Kovarianz Methode nutzen, um den Treibhausgasaustausch unterschiedlicher Ökosysteme und Landnutzungen in allen Klimazonen der Erde langfristig (meist über mehrere Jahrzehnte) zu beobachten. Wie die Haubenmessung ist die Eddy-Kovarianz-Methode eine direkte Methode zur Messung des Gasaustauschs zwischen Ökosystem und Atmosphäre (BURBA et al., 2010).

Mit der Eddy-Kovarianz Methode werden Austauschflüsse von Gasen als Integral über sogenannte Quellgebiete ermittelt. Im Unterschied zu den Hauben-basierten Methoden kann die mikrometeorologische Methode den Gasaustausch über große Flächen eingriffslos erfassen. Ein weiterer Vorteil ist, dass theoretisch über einen langen Zeitraum hinweg kontinuierlich zu jeder Tages- und Jahreszeit gemessen werden. In der Praxis gibt es aber bestimmte Voraussetzungen, die für die korrekte Anwendung der Eddy-Kovarianz Methode vorherrschen müssen, wie z.B. eine gut entwickelte Turbulenz. Auch an den Messstandort werden bestimmte Bedingungen gestellt. Optimal sind möglichst homogene ausgedehnte Gebiete mit wenig komplexem Terrain. Generell kann die Eddy-Kovarianz Methode den Austausch aller atmosphärischen Gase bestimmen. Für viele Gase allerdings ist oftmals die Verfügbarkeit von ausreichend genauen und schnellen Messgeräten limitierend. Die Anforderung ist, dass kleinste Konzentrationsänderungen hochfrequent erfasst werden können. Seit langem etabliert sind die Messungen von Wasserdampf, Wärme und CO₂. Seit guten 10 Jahren kann auch der Methanaustausch mit ausreichender Genauigkeit mit der Eddy-Kovarianz Methode untersucht werden (HOMMELTENBERG et al. 2014; KORMANN et al. 2001; RINNE et al. 2007). Durch die zunehmend bessere und erschwinglichere Messtechnik in den letzten Jahren werden Eddy-Kovarianz Messungen von Methan auch vermehrt in großen Messnetzwerken wie ICOS berücksichtigt. Das ebenfalls für die Moorforschung relevante Treibhausgas Lachgas (N₂O) wird bisher nur selten mit der Eddy-Kovarianz Methode untersucht (z.B. KROON et al.

2010; MAMMARELLA et al. 2010; MERBOLD et al. 2014). Eine Verbesserung der Messtechnik hinsichtlich der Erfassung kleinster Konzentrationsänderungen des in der Atmosphäre deutlich weniger konzentrierten Lachgases ist vielfach Gegenstand aktueller Forschung.

4.7.5.2.2 Messprinzip

Die Eddy-Kovarianz Methode beruht auf der Annahme, dass jeglicher Transport, z.B. von Wärme, Feuchtigkeit oder Treibhausgasen, zwischen der Erdoberfläche (Boden, Vegetation) und der Atmosphäre durch turbulenten Austausch von statten geht. Die Bewegung der Luft kann man sich als einen horizontalen Strom von einer Vielzahl rotierender Wirbel (engl.: Eddy) von unterschiedlicher Größe vorstellen (Abbildung 58).

Jeder Wirbel ist 3-dimensional, hat also auch eine vertikale Komponente. Der vertikale Austausch, der von den Wirbeln geleistet wird, kann mit der Eddy-Kovarianz Methode von einem Messturm aus gemessen werden, indem gleichzeitig die vertikale Windgeschwindigkeit und die Konzentration der zu untersuchenden Variable gemessen wird. Da durch teilweise sehr kleine Wirbel ein Teil des Austausches sehr schnell von statten gehen kann, müssen die Daten hochfrequent, in der Regel mit 10-20 Hz erfasst werden. Über einen Mittelungszeitraum von meist 30 Minuten hinweg wird die Kovarianz zwischen der entsprechenden Konzentration und der vertikalen Windgeschwindigkeit bestimmt. Diese sagt dann schlussendlich aus, ob innerhalb einer halben Stunde mehr CO₂, Wärme oder Feuchtigkeit Richtung Boden oder Richtung Atmosphäre transportiert wurde, also ob das untersuchte Ökosystem zu dem Zeitpunkt eine Quelle oder Senke war.

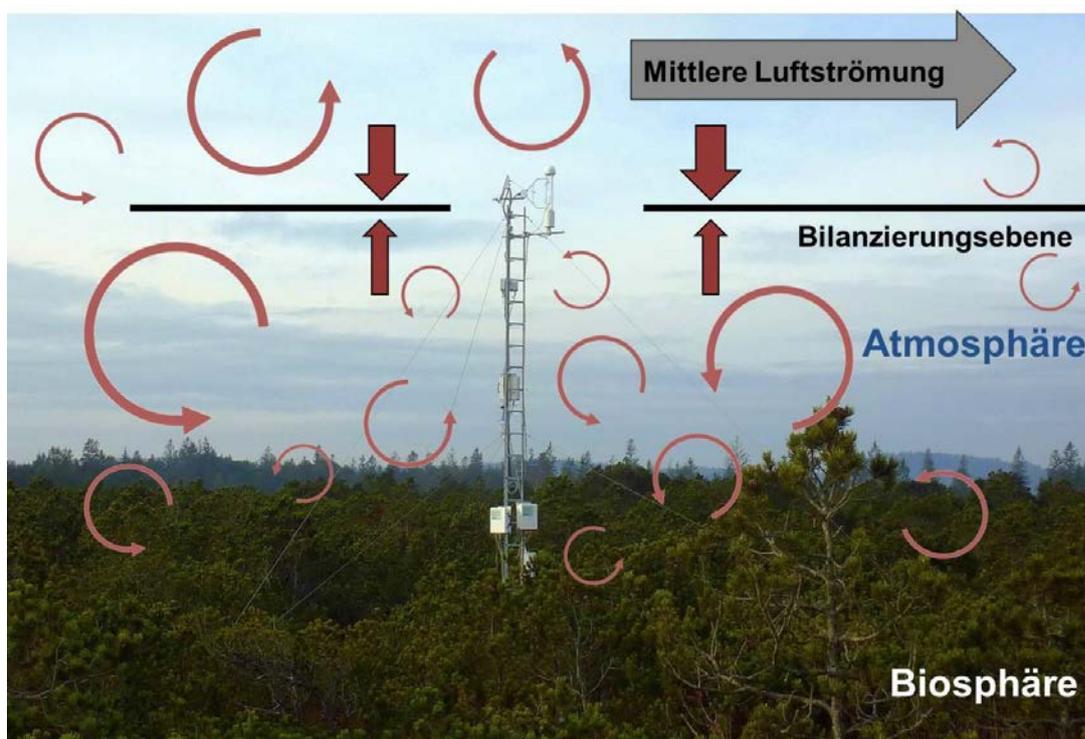


Abbildung 58: Schematische Darstellung der mit dem mittleren Luftstrom transportierten rotierenden Wirbel (Eddies) am Eddy-Kovarianz-Messstandort Schechenfilz (Hochmoor-Wald), Foto: M. Drösler

Wie schon erwähnt, ist die Eddy-Kovarianz-Messung keine Punktmessung, sondern misst ein integriertes Signal über einer Fläche. Die Lage und Ausdehnung dieser Quellfläche ist zeitlich stark variabel und hängt von der Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Stabilität der Atmosphäre und der Messhöhe ab. Eine große Messhöhe, geringe Windgeschwindigkeit oder stabile atmosphärische Bedingungen vergrößern die Quellfläche, die vom System „gesehen“ wird, während eine geringe Messhöhe, labile Bedingungen und hohe Windgeschwindigkeiten die Fläche verkleinern. In unseren oft sehr kleinräumigen und zergliederten Landschaften ist daher eine geringere Messhöhe generell von Vorteil, da ansonsten die untersuchte Quellfläche teilweise nicht mehr im gewünschten Untersuchungsgebiet liegt und so z.B. Nutzungsformen oder Ökosysteme die Messungen beeinflussen, die nicht der jeweiligen Fragestellung entsprechen. Aus diesem Grund müssen die zu untersuchenden Moorflächen ausreichend groß und homogen sein. Die Messhöhe darf andererseits auch nicht zu niedrig sein, da sonst die Turbulenzstruktur gestört sein kann oder einzelne Artefakte der Oberfläche die Messungen beeinflussen.

4.7.5.2.3 Messsystem

Ein Eddy-Kovarianz Messsystem zur Ermittlung des Gasaustausches besteht immer aus mindestens zwei Komponenten. Obligatorisch ist die Messung der Windgeschwindigkeit aller drei Windvektoren mit einem 3D-Ultraschall-Anemometer. Zusätzlich wird gleichzeitig die Änderung der zu untersuchenden Variable gemessen. Die Konzentrationsänderungen von CO₂ und Wasserdampf werden in der Regel mit einem Infrarot-Gasanalysator ermittelt, für Methan und Lachgasmessungen kommt dagegen meist die etwas aufwändigere Laser-Messtechnik zum Einsatz (Abbildung 59).

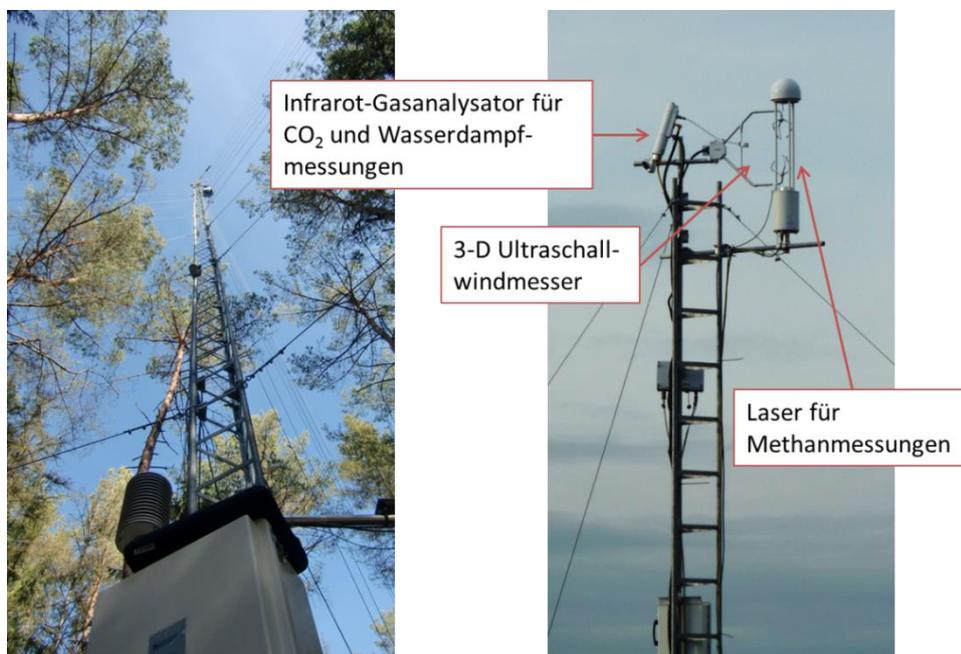


Abbildung 59: Links: 30m hoher, besteigbarer Eddy-Kovarianz Messturm am dränierten Fichtenstandort Mooseurach; rechts: Typische Messausrüstung für CO₂, H₂O und CH₄ Messungen am naturnahen Hochmoorwaldstandort Schechenfilz, Foto: M. Drösler

Für die Modellierung fehlender Werte und für die Interpretation der Daten müssen weitere Begleitparameter gemessen werden, die im Wesentlichen mit den Parametern im Abschnitt 4.7.5.1.3 übereinstimmen.

4.7.5.2.4 Anforderungen, Qualitätssicherung & Datenkorrektur und Berechnung von Jahresbilanzen

Generelle Anforderungen:

Die Eddy-Kovarianz-Methode hat verschiedene Anforderungen, damit die Technik zuverlässig eingesetzt werden kann. Diese sind u.a. (s. z.B. BURBA, 2013):

- Die Messungen an einem Punkt repräsentieren das Aufwindgebiet.
- Die Messungen werden innerhalb der Grenzschicht des interessierenden Systems durchgeführt.
- Das Einzugsgebiet (der Fetch) ist angemessen – die Flüsse werden nur innerhalb des zu messenden Ökosystemtyps oder Landnutzungstyps erfasst.
- Der Fluss ist turbulent – der netto vertikale Transport wird überwiegend durch Eddies erzeugt.
- Das Gelände ist eben und homogen.

Ein Teil der Anforderungen kann durch die Auswahl der Messflächen abgesichert werden. Insbesondere die Turbulenz hängt dagegen von den jeweils gegebenen meteorologischen Bedingungen ab und kann v.a. in der Nacht und bei Niederschlag nicht ausreichend gegeben sein, um den Messprinzipien zu genügen. Daten, die den Messanforderungen nicht genügen, müssen bei der Qualitätssicherung verworfen werden.

Qualitätssicherung und Datenkorrektur

Die gemessenen Flüsse werden einer aufwändigen Qualitätssicherung und Datenkorrektur unterzogen, wobei die Anzahl der akzeptierten Messungen z.T. deutlich reduziert wird. Die Korrekturen berücksichtigen u.a. Turbulenzkriterien und langsame laterale und vertikale Transportprozesse, die Ausrichtung des Sensors, den Sensortyp etc. Obwohl für die Korrekturen verschiedene Standard-Softwares verfügbar sind, erfordern sie einen guten mikrometeorologischen wissenschaftlichen Fachhintergrund. Für die Messunsicherheiten und deren Korrekturen wird auf die einschlägige Literatur verwiesen (z.B. AUBINET et al. 2012; FOKEN et al., 2008). Tatsächlich erreicht man mit der Eddy-Kovarianz Methode typischerweise eine Abdeckung von qualitätsgesicherten Daten zwischen 40 und 80%, je nach Standortbedingung.

Ermittlung von Jahresbilanzen

Für die Ermittlung von Jahresbilanzen müssen Datenlücken, die sowohl aus den Qualitätssicherungsschritten, als auch durch Instrumentenausfall (durch z.B. Stromausfall) resultieren, gefüllt werden. Für dieses sogenannte gap-filling gibt es verschiedene Methoden, wie z.B. die MDV (mean daily variation, s. FALGE et al., 2001), die LUT (look up tables, s. REICHSTEIN

et al., 2005) oder NLR (non linear regressions, Kombination aus LLOYD & TAYLOR, 1994 für R_{ECO} und MICHAELIS & MENTEN, 1913 für NEE). Letztere Methode ist auch der Standard für die haubenbasierte Modellierung der Jahresbilanzen.

In einem Vergleich der drei Verfahren zur Ermittlung der Jahresbilanzen an 2 Standorten hat HOMMELTENBERG (2015) für eine Messfläche (Spirkenfilz auf Moor) gute Übereinstimmung (-60 bis -78 g CO_2 -C $m^2 a^{-1}$), für die andere (Fichtenstandort auf Moor) aber große Differenzen in der finalen Jahresbilanz erhalten (-180 bis +68 g CO_2 -C $m^2 a^{-1}$). Alle Daten waren vorab in vergleichbarer Weise qualitätsgeprüft und korrigiert worden.

Die Datenprozessierung und die gap-filling Verfahren erzeugen eine Unsicherheit in der Jahresbilanz, die zufällige und systematische Elemente hat. Insbesondere wenn die Flüsse gering sind und die Jahresbilanzen nicht weit um den Nullpunkt oszillieren, beeinflusst dies die Einschätzung des Quellen- oder Senkenverhaltens von Ökosystemen. Managementempfehlungen, die aus den Messungen abgeleitet werden, müssen diese Unsicherheiten berücksichtigen. Dies gilt aber gleichermaßen bei allen Messverfahren.

Eine Validierung der Eddy-Kovarianzmessungen könnte nach BURBA & ANDERSON (2010) durch verschiedene Methoden erfolgen: Verifizierung durch biologische Daten (NEP), up-scaling von Blattmessungen und Bodenmessungen (mit Haubenmethoden). Vergleiche zwischen Hauben und Eddy Flüssen zur gegenseitigen Validierung sind z.B. in DRÖSLER (2005) durchgeführt worden und zeigen bei guten meteorologischen Bedingungen eine gute Übereinstimmung.

4.7.6 Messung mit der Sackungsmethode als Proxy für CO_2 -Emissionen

Berücksichtigte THG-Quellen

CO_2 -Flüsse des organischen Bodens

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC)

CH_4 -Emissionen aus organischen Böden als Kohlenstoff, nicht entsprechend seiner Klimarelevanz

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

CH_4 -Emissionen entsprechend seiner Klimarelevanz als CH_4

CH_4 -Emissionen aus Gräben

N_2O -Emissionen aus organischen Böden

CO_2 aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben ist die Sackungsmethode ungeeignet)

4.7.6.1 Einleitung

Moorentwässerung führt zu Torfhöhenverlusten. Torfhöhenverluste werden auch als Sackung, Torfzehrung oder Torfschwund bezeichnet. Die Terme sind nicht eindeutig definiert. Im Folgenden wird von Torfsackung im Sinne von Torfhöhenverlusten gesprochen. Typische in Deutschland beobachtete langfristige Sackungsraten liegen bei 0,5 bis 4 cm pro Jahr. So steht beispielsweise bei Ludwigsmoos (bayer. Donaumoos) seit 1836 ein Moorpegel, der

Sackungsraten von ca. 2 cm pro Jahr belegt. Torfsackung führt zu Infrastrukturschäden durch Risse in Gebäuden und Straßen.

Sackungsbasierte Methoden bestimmen den Masseverlust von Torf über Zeiträume von mehreren Jahren bis Jahrzehnten. Der Masseverlust ist ein Indikator für Kohlenstoffverluste. Dabei lässt sich nicht zwischen CO₂, gelöstem Kohlenstoff und CH₄ unterscheiden. N₂O-Emissionen können mit der Sackungsmethode nicht bestimmt werden. Die Stärke von Sackungsmethoden ist der geringe Aufwand pro Messstandort. Die Sackungsmethode eignet sich besonders für langfristige Monitoringnetze, wenn an vielen Standorten bzw. Moorteilbereichen mit einer einfachen Methode langfristige Beobachtungen stattfinden sollen.

Torfsackung ist das Ergebnis von drei Prozessen: Oxidation, Kompaktion und Konsolidierung. Durch die Entwässerung steigt der durchlüftete Anteil im Profil und aerobe Mineralisationsprozesse setzen ein. Dies führt einerseits zu einer Schrumpfung des Torfes mit Erhöhung der Lagerungsdichte (Kompaktion; physikalischer Prozess) und andererseits zur Emission von CO₂ (Torfoxidation; biogeochemischer Prozess). Außerdem verdichtet sich durch die höhere Auflast des durchlüfteten Torfkörpers auch der stets wassergesättigte Unterboden (Konsolidierung). Der Anteil der Oxidation am Volumenverlust kann je nach Standortbedingungen und Zeitraum seit der Entwässerung erheblich variieren. So fand z.B. LEIFELD et al. (2011) eine Spanne von 28-64% als Beitrag der Oxidation am Torfhöhenverlust.

Sackungsraten sind direkt nach der Erstentwässerung oder der Tieferlegung von Drainagen am höchsten, wenn alle drei Prozesse bedeutsam sind und der Abstand zum Drainageniveau am höchsten ist. Da sich sowohl die Sackungsraten als auch die Anteile der drei sackungsrelevanten Prozesse zeitlich ändern, sind Berechnungen der C-Verluste mit konstanten Oxidationsraten mit relativ großen Unsicherheiten versehen.

Im Folgenden werden die möglichen Methoden vorgestellt, wie die Sackung erfasst und aus der Sackung und weiteren Parametern die C-Verluste ermittelt werden können.

Sackungsmessungen können im Monitoring dazu eingesetzt werden, um

- die Effekte von bestehenden Landnutzungsformen und von geändertem Management auf die C-Bilanz zu beobachten und zu quantifizieren
- ein weites Spektrum an Standorten mit relativ geringem Aufwand zu erfassen und z.B. auf Landesebene ein repräsentatives Messnetz aufzubauen.

Allerdings erfordert die Methode Höhenunterschiede im Dezimeterbereich für eine ausreichende Genauigkeit, weshalb die Monitoringzeiträume mindestens 10 Jahre umfassen sollten.

4.7.6.2 Durchführung von Sackungsmonitoring mit einfachen Sackungsmessstellen

Die Einrichtung von Messstellen ist beim oberflächenorientierten Sackungsmonitoring nicht sehr aufwändig:

- Ein im mineralischen Untergrund verankertes Rohr (z.B. PVC) wird eingemessen.
- Entweder im Rohr (dann Perforation erforderlich) oder neben dem Rohr (im Moorboden verfiltert) wird ein Pegel eingebaut (s. Kap. 4.5.2).

- Fixpunkt für die Sackungsmessungen ist die Rohroberkante, von der aus pro Messung (mindestens zweimal im Jahr) die Höhe an drei verschiedenen Punkten um das Rohr gemessen wird (Abstand bis 0,5 m). Die Messung mehrmals im Jahr vermeidet Artefakte durch Quellung und Schrumpfung.
- Es ist darauf zu achten, dass der Messplatz immer von der gleichen Seite aus begangen wird, um Verdichtung und Tritt zu vermeiden.
- In landwirtschaftlichen Kulturen ist auf die Überfahrbarkeit der Einrichtungen zu achten. Hier kann z.B. ein Rohr auch unter der Bodenoberfläche eingebaut werden und für die Messungen ein Aufsatz zum Einsatz kommen. Basisdaten sind eine ausführliche Profilbeschreibung (nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5; s. Kap 4.3.2) und die Dokumentation der Bewirtschaftung auf den Flächen. In den Profilen sind pro Horizont die Lagerungsdichte und die C-Konzentration (Kapitel 4.3) bis ca. 1 m ins Grundwasser zu bestimmen.

Für die Auswahl von Monitoringflächen sind gerade auch diejenigen interessant, in denen Managementänderungen (auch Wasserstandsmanagement, Moorrenaturierung) durchgeführt werden. Hier ist der paarweise Ansatz von Flächen mit versus Flächen ohne Managementänderung sinnvoll, um die Effekte des Managements von langjährigen Trends bereinigen zu können.

In Moorschutzprojekten sollten generell kombinierte Sackungs- und Wasserstandsmessstellen für ein Monitoring eingerichtet werden, um die Interpretation der Messdaten und die Regionalisierung des Monitorings zu erleichtern.

Unsicherheit des einfachen Monitorings: Die drei sackungsrelevanten Prozesse können nicht gut getrennt werden, die zeitliche Änderung des Anteils der Oxidation ist aber für die Abschätzung der C-Emissionen aus dem Höhenverlust wichtig. Ohne eine erneute Profilaufnahme unter Bestimmung der relevanten Größen (Lagerungsdichte und C-Gehalt) wird von einem mittleren Anteil von 50% Oxidation (mit mehr als 50% Unsicherheit) ausgegangen. Eine erneute Profilaufnahme (ggf. auch mehrfach im Beobachtungszeitraum) kann dagegen zu einer deutlich erhöhten Sicherheit der C-Emissionsberechnungen aus Sackungsmessungen beitragen.

4.7.6.3 Stratifiziertes Sackungs-Monitoring:

Eine Variante des Sackungsmonitorings ist der Einbau mehrerer unterschiedlich langer Messtäbe, die in unterschiedlichen Tiefen bzw. Torfschichten fest verankert sind. Die Messtäbe stecken in einem Pegelrohr und können sich so frei nach oben und unten bewegen. Die Änderung der an der Oberfläche sichtbaren Messstablänge kann dann in schichtenbezogene Sackungsprozesse umgerechnet werden. Die Anzahl der Messtäbe ist je nach Moormächtigkeit und gewünschter Schichtendifferenzierung unterschiedlich. Dieses Verfahren kann auch in naturnahen Mooren zur Erfassung der schichtendifferenzierten Quellungs- und Schrumpfungsprozesse eingesetzt werden. Auch hier sind die differenzierte Profilbeschreibung und Bestimmung der Lagerungsdichte und C-Gehalte Voraussetzung für die Ermittlung von Emissionsraten.

4.7.6.4 Bestimmung historischer Sackungsraten

4.7.6.4.1 Profilhöhenvergleich

Voraussetzung: Vorhandensein von Profilhöhenmessungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten, und am besten auch von Kohlenstoffgehalten und Lagerungsdichten vor und nach Drainage des Torfbodens, bzw. über lange Zeiträume hinweg. In der Regel sind detaillierte Daten der genannten Parameter für die Profile vor der Nutzung nicht vorhanden. Typischerweise sind historische Angaben zu Torfmächtigkeiten als Punkt oder auch als interpolierte Flächenangaben (Torfmächtigkeitskarten) vorhanden.

Vorgehensweise:

- Alte Profildaten sichten: Quellen für Profilhöhen sind meist historische Torfmächtigkeitskarten, mit Angaben zur Lage von Profilen. In der Regel sind historische Torfmächtigkeitskarten vor dem Hintergrund der Einschätzung der Abbauwürdigkeit erstellt worden. Mindestangaben sind die Mächtigkeit des Torfprofils und absolute Höhenangaben der Profiloberkante in Meter über NN. Für die Auswahl einer Wiederbeprobung von Profilen ist dann auch das Vorhandensein von zusätzlichen Angaben (Profilbeschreibung, Lagerungsdichte, C-Gehalt) entscheidend.
- Wiederfinden von Profilen im Gelände: Große und nicht quantifizierbare Unsicherheiten bestehen im Wiederauffinden von Profilstandorten, insbesondere dann, wenn (1) die Aufnahmen lange zurückliegen, (2) nur kartenmäßig eingetragen, aber nicht vermessen wurden, (3) sich die Struktur und Nutzung der Umgebung für eine Orientierung geändert hat, oder (4) der Totalverlust durch Überbauung eingetreten ist. Über die Digitalisierung und Georeferenzierung von alten Karten-Einträgen und die Nutzung von ermittelten Koordinaten im GPS, ist eine Wiederauffindbarkeit in der Regel gut möglich.
- Ausscheidung von Profilstandorten nach Beeinflussung: Wenn die Profilstandorte aufgefunden wurden, ist abzuschätzen, inwieweit z.B. bauliche Veränderungen (z.B. Infrastrukturmaßnahmen) in der nahen Umgebung (kleiner 5m) stattgefunden haben, die zu einer Veränderung der Sackungsraten geführt haben können. Ist dies der Fall, sollten diese Profile aus den Vergleichsuntersuchungen ausgeschlossen werden.
- Nutzungszuordnung: Um die Ergebnisse nutzungstypendifferenziert interpretieren zu können, ist es unerlässlich, eine möglichst zuverlässige Nutzungshistorie für die Flächen der Profilpunkte zu recherchieren. Hilfsmittel sind hier Luftbild-Reihen, Schlagkataster und letztlich Befragungen der Nutzer.
- Profilhöhenmessung: die Profilhöhenmessung kann tachymetrisch (sehr genau) oder mit einem GNSS-Empfänger (Global Navigation Satellite System) erfolgen. Letzterer hat den Vorteil, dass die Einzelmessungen sehr schnell erfolgen können und damit die Anzahl der Beprobungspunkte pro Zeit steigt. Liegen die Erstaufnahmen mehrere Jahrzehnte zurück, dann sind die höheren Unsicherheiten der digitalen Höhenmessung aufgrund der hohen kumulierten Sackungsraten über die Zeit als unproblematisch einzuschätzen (s. WEINZIERL & WALDMANN, 2014). Digitale Höhenmodelle mit Laserscans haben sich bisher noch nicht bewährt, weil sich die absoluten Höhenreferenzen als nicht ausreichend genau erwiesen, obwohl Oberflächenstrukturen generell gut sichtbar werden.

- Ermittlung der Parameter für die C-Emission: Liegen profilschichtendifferenzierte Informationen für die Parameter „Lagerungsdichte (Trockenrohdichte)“ und Kohlenstoffgehalt (C_{org} [%], Kapitel 4.3) vor, dann können die C-Emission aus einem Vergleich der Profile am besten schichtendifferenziert errechnet werden. Dabei werden Trockenrohdichte und Kohlenstoffgehalt in die „Kohlenstoffdichte“ umgerechnet (C_{org} [$g\ C\ cm^{-3}$]). Die C-Emission ergibt sich als Mächtigkeit mal Kohlenstoffdichte. Falls keine ursprünglichen Profildaten vorhanden sind, kann so vorgegangen werden, dass die mittlere Kohlenstoffdichte über das Profil bestimmt wird und unterstellt wird, dass sich dieses Mittel auch auf die Bedingungen der Erstaufnahmen übertragen lässt (s. WEINZIERL & WALDMANN, 2014). Voraussetzung ist, dass bereits zum ersten Zeitpunkt eine Entwässerung stattgefunden hatte, diese ähnliche mittlere Tiefen aufwies wie heute und damit kein naturnahes Profil mehr vorlag.

Berechnungsansatz: Im Falle der Mittelung der aktuellen Profilausstattung folgt die Berechnung folgendem Ansatz (Gleichung 12):

Gleichung 12:

$$C\text{-Verlust [g C/m}^2] = \text{Höhenverlust [mm/a]} * \text{Kohlenstoffdichte [g C/(mm*m}^2\text{)]}$$

4.7.6.4.2 Parallelisieren von Profilen

Durch eine Wiederbeprobung von detailliert beschriebenen Profilen ist es meist möglich, die Profilschichten in den nicht entwässerten Tiefen zu parallelisieren. Nach i.d.R. Jahrzehnten der Nutzung unterscheiden sich dann die aktuellen Profile in den entwässerten Schichten hinsichtlich Höhe (Sackungsverlust), Lagerungsdichte und C_{org} -Gehalt (%) von den Erstaufnahmen. Mit diesem Ansatz können recht zuverlässig die Kohlenstoffverluste und damit die CO_2 -Emissionen als Integral über die Zeit zwischen den beiden Aufnahmen ermittelt werden (z.B. SIMOLA et al. 2012).

Vorgehensweise:

- Wiederfinden von Profilen im Gelände: Große und nicht quantifizierbare Unsicherheiten bestehen im Wiederauffinden von Profilstandorten, insbesondere dann, wenn (1) die Aufnahmen lange zurückliegen, (2) nur kartenmäßig eingetragen, aber nicht vermessen wurden, (3) sich die Struktur und Nutzung der Umgebung für eine Orientierung geändert hat, oder (4) der Totalverlust durch Überbauung eingetreten ist. Über die Digitalisierung und Georeferenzierung von alten Karten-Einträgen und die Nutzung von ermittelten Koordinaten im GPS, ist eine Wiederauffindbarkeit in der Regel gut möglich.
- Profilaufnahme: In Deutschland nach KA5, möglichst bis mindestens 1 m unter den tiefsten jährlichen Grundwasserstand
- Messgrößen im Profil: Bestimmung in 10 cm Schichten (SIMOLA et al., 2012) von Trockenrohdichte (Lagerungsdichte), C_{org} (%) und Aschegehalt (siehe Kapitel 4.3).
- Parallelisierung: Die Parallelisierung von Erstaufnahme-Profilen und aktuellen Profilen erfolgt über die Stratigraphie der Aschegehalte (Bestimmung s. Bodenkundliche Kartieranleitung KA 5 und Kapitel 4.3). Der Aschegehalt zeigt in der Regel markante Änderungen im Profil, die zur Identifikation einer gemeinsamen Referenzlinie unterhalb des Drainageniveaus der zu vergleichenden Profile herangezogen werden kann.

Für den Profilteil oberhalb der Referenzlinie wird dann die Kohlenstoffdichte für jede Profilschicht ermittelt und aus der Differenz der beiden Profile (historisch und aktuell) dann der CO₂-Verlust berechnet.

Grundvoraussetzung für den Einsatz der Methode ist, dass in den Erstaufnahmen die relevanten Parameter erhoben wurden und eine möglichst genaue Lokalisation der Profile möglich ist. Dies ist z.B. bei stark standardisierten Vorgehensweisen wie der Bodenzustandserhebung der Fall.

Berechnungsansatz (Gleichung 13):

$$\text{C-Verlust [g C/m}^2\text{]} = \sum (\text{Kohlenstoffdichte [g C/m}^3\text{]} * S_{1-n} [\text{m}]_{(\text{Profil historisch})}) - \sum (\text{Kohlenstoffdichte [g C/m}^3\text{]} * S_{1-n} [\text{m}]_{(\text{Profil aktuell})})$$

S_{1-n}: Schichten z.B. 10 cm (z.B. SIMOLA, et. al., 2012). Die Berechnungen starten dabei jeweils von der aus dem Aschegehalt ermittelten Referenzlinie nach oben.

4.7.6.4.3 Rekonstruktion der ursprünglichen Profile

Da für die Ableitung von mittleren Verlustraten seit Bewirtschaftungsbeginn der Ausgangspunkt (ungestörtes Profil) als Startbedingung wichtig ist, aber (wie unter 1. beschrieben) nur selten vorliegt, wird ein Modellansatz eingesetzt, um die ursprünglichen Profilschichten und die Profilhöhe zu rekonstruieren. LEIFELD et al. (2011) haben hierzu aktuelle Profile detailliert nach Horizonten hinsichtlich Lagerungsdichte und C-Gehalt untersucht und aus dem Vergleich der Parameter zwischen den Horizonten oberhalb der Entwässerungsgrenze und der ungestörten Schicht darunter den ursprünglichen Profilaufbau bzw. die ursprüngliche Profilmächtigkeit abgeleitet. Diesem Verfahren liegt aber der Ansatz zu Grunde, dass die Eigenschaften der rezent ungestörten Schicht unterhalb des Drainageniveaus die ursprünglichen Eigenschaften der Schichten des ungestörten Profils oberhalb repräsentieren sollen. Letztlich steigt die Zuverlässigkeit der Methode mit der Homogenität des ursprünglichen Torfkörpers. Die Unsicherheiten steigen daher aber mit der Dimension der Sackungsverluste, also mit der Zeit seit Nutzungsbeginn und der Intensität der Drainagen, denn dann ist davon auszugehen, dass unterschiedliche Torfschichten von der Sackung betroffen sind. LEIFELD et al. (2011) haben aber auch gute Korrelation zwischen den unabhängig gemessenen Höhenverlusten (mehrere Zeitschritte) und den rekonstruierten Höhenverlusten bzw. ursprünglichem Höhenprofil erhalten. Die über diesen Weg von LEIFELD et. al. (2011) ermittelten C-Emissionen liegen in einem plausiblen Bereich im Vergleich zu den aktuellen Emissionsfaktoren, die mit Spurengasmessungen und Modellierung erzeugt wurden.

Anwendungsbeispiel aus Baden-Württemberg für den Profilhöhenvergleich

In Baden-Württemberg ist ein Großteil der sogenannten Göttlich-Profile (GÖTTLICH, 1990) aus dem letzten Jahrhundert im Rahmen eines BW-Plus-Projektes (WEINZIERL & WALDMANN, 2014) nachgemessen worden. Zu den Höhenmessungen wurden auch an ausgewählten Messpunkten Profiluntersuchungen vorgenommen, um in drei Standardtiefen bodenkundliche Parameter für die C-Bilanzierung zu erheben. Dieser einzigartige Datensatz des Vergleichs von mehr als 11.000 Ersterhebungen aus den 1950er bis 1980er Jahren mit Neuaufnahmen erlaubte eine eindrucksvolle räumliche Auflösung der Torfhöhenverluste, stratifiziert nach unterschiedlichen Nutzungskategorien. Im Mittel haben WEINZIERL & WALDMANN (2014) Höhenverluste für Niedermoor von ca. 6 mm/a und für Hochmoor bis 8 mm/a (je nach Nutzung) festgestellt. Die Sackungswerte wurden mit den bestimmten Kohlenstoffdichten verrechnet und daraus die den Nutzungsklassen zuordenbaren CO₂-Emissionen kalkuliert. Für die Höhenverluste und die C_{org}-Gehalte wurden Mittelwerte mit Standardabweichungen berechnet; die Unsicherheiten lagen bei ca. 30%. Die ermittelten CO₂-Emissionen fallen weitgehend in die Klassen, die auch in DRÖSLER et al. (2103) für eine Vielzahl von Messstandorten in Deutschland mit den direkten Methoden der haubenbasierten Spurengasmessungen ermittelt wurden, sind aber für Acker und Intensivgrünland an der Untergrenze der Spannweite der direkten Messungen. Da die Methode des Profilhöhenvergleichs eine Integration über mehrere Jahrzehnte widerspiegelt und demgegenüber die direkten Methoden (Hauben und Eddy-Kovarianz) die aktuellen Emissionen zeigen, ist davon auszugehen, dass die Faktoren wie Feuchte, Wärme und Nutzungsintensität/Düngungsniveau des jeweiligen Messjahres die aktuelle Spurengasbilanz prägen und daher nicht exakt einen langjährigen Mittelwert wiedergeben. Zudem ist nach allgemeiner Praxis zu erwarten, dass die Bewirtschaftungsintensitäten und Entwässerungstiefen aktuell über dem langjährigen Mittel der Betrachtungszeiträume der Studie von WEINZIERL & WALDMANN (2014) liegen und auch dadurch die aktuellen Emissionen höher liegen.

4.7.7 Vergleich der Messmethoden zur Bestimmung der THG-Emissionen aus Mooren

Die drei beschriebenen Verfahren Messhauben, Eddy-Kovarianz und Torfsackung haben für die Ermittlung des THG-Austauschs bzw. der THG-Emissionen spezifische Eigenschaften, die den Einsatz bestimmen. In Tabelle 40 sind wesentliche Eigenschaften zusammengefasst, die beim Design eines Messprogramms zielorientiert berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 40: Vergleich der Messverfahren für Treibhausgase mit Torfsackung, Messhauben und Eddy-Kovarianz

	Torfsackung	Messhauben	Eddy-Kovarianz
Anschaffungskosten/ Kosten Datenbeschaffung	niedrig	mittel	sehr hoch
Betriebskosten	niedrig	hoch	mittel
Betriebsaufwand incl. Datenauswertung	mittel	hoch	hoch
Erforderliche Expertise	mittel-hoch	hoch, nur von erfahrenen wissenschaftlichen Institutionen leistbar	sehr hoch, nur von erfahrenen wissenschaftlichen Institutionen leistbar
Räumliche Skala	Punkt	kleine Fläche (bis 1 m ²)	Integration über große Fläche (zeitlich variabel, ca. 1 ha in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet des Messturms)
Zeitliche Skala	langjähriges Mittel	halbstündlich (größtenteils interpoliert)	kontinuierlich halbstündlich (tw. interpoliert)
Genauigkeit	hoch, aber nur bei langfristigem Einsatz oder starker Torfsackung	hoch, wenn mit standardisierten Verfahren durchgeführt und ausgewertet	hoch, wenn die Anforderungen an den Einsatz erfüllt sind
Einschränkungen der Anwendung	kein N ₂ O, kein CH ₄ , DOC integriert, nur langjährige Zeitreihen (> 5 Jahre) liefern belastbare Mittelwerte	nicht für bewaldete Flächen (und sehr hohe Vegetation) geeignet	N ₂ O nur mit sehr hohem finanziellen und technischen Aufwand möglich
Besondere Vorteile	Low-cost Langfristmonitoring – z.B. für landesweite Beobachtungsnetze	Hohe räumliche Auflösung, Trennung von Vegetationstypen und Managementvarianten	Integration über große Flächen, hohe zeitliche Auflösung, nach Installation geringer Geländeaufwand, langfristige Untersuchungen

Um unterschiedliche Messskalen am Messstandort abzudecken und um die klimarelevanten CO₂-Flüsse des organischen Bodens sicher von den nicht klimarelevanten CO₂-Flüssen der Vegetation zu trennen, ist eine Kombination von Hauben-Messungen und Eddy-Kovarianz Messungen erforderlich, die die einzelnen methodischen Vorteile nutzt (z.B. HENDRIKS et al., 2010; SCHRIER-UIJL et al., 2010).

Für ein regionales bis nationales Monitoring empfiehlt sich die Kombination aller drei Messverfahren, wobei wenige intensiv betreute Referenzstandorte mit Messhauben, Eddy-Kovarianz und Torfsackung zeitlich hoch aufgelöste Daten für wichtige Moorstandorte und Nutzungstypen liefern. Diese erlauben es, die Steuergrößen der Treibhausgase zu verstehen und Steuergrößen als Proxies für die Regionalisierung zu verwenden. Das deutsche ICOS-Messnetz könnte hierzu einen wesentlichen Beitrag leisten. Ein zweites Messnetz mit vielen Standorten, das nur wenige Male pro Jahr betreut wird, liefert räumlich repräsentative Daten der Torfsackung und wichtiger Steuergrößen, insbesondere zu Wasserständen, Nutzung und Bodeneigenschaften.

Für Einrichtung, Betrieb und Auswertung der Daten von Hauben-Messungen und Eddy-Kovarianzstationen ist eine spezifische Expertise mit Erfahrung in der Moorforschung erforderlich, die nur in einschlägigen wissenschaftlichen Institutionen vorhanden ist. Daher wird hier empfohlen, bei Bedarf mit diesen Institutionen Kontakt aufzunehmen, z.B.:

- Braunschweig: Thünen-Institut für Agrarklimaschutz – Braunschweig;
- Dresden: Lehrgebiet für Meteorologie Technische Universität Dresden;
- Freising: Professur für Vegetationsökologie, Hochschule Weihenstephan Triesdorf HSWT- Freising;
- Garmisch-Partenkirchen: Karlsruhe Institute of Technology, Institute of Meteorology and Climate Research
- Hamburg: Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg
- Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
- Kiel: Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- Mainz: Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität Mainz
- Müncheberg: Institut für Landschaftsbiogeochemie, ZALF
- Potsdam: GfZ Potsdam
- Rostock: Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Landschaftsökologie und Standortkunde, Universität Rostock
- Stuttgart: Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim

4.7.8 Emissionsfaktoren nach Landnutzungsklassen

Treibhausgasemissionen können geschätzt werden, indem grobe Landnutzungskategorien mit einem Emissionsschätzwert (Emissionsfaktor, EF) bewertet werden.

4.7.8.1 IPCC Default Emissionsfaktoren nach 2013 IPCC Wetlands Supplement (IPCC 2014)

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

Grobe Landnutzungskategorien (Kapitel 4.8)

Berücksichtigte THG-Quellen:

CO₂-Flüsse des organischen Bodens

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC)

CH₄-Emissionen des Bodens (außer Gräben)

CH₄-Emissionen aus Gräben

N₂O-Emissionen

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

Eine erste einfache Basis sind die globalen Emissionsfaktoren der Kapitel 2 (Drainierte organische Böden) und 3 (Wiedervernässte organische Böden) des 2013 IPCC Wetlands Supplement 2013 (IPCC 2014). Die Landnutzungskategorien und die für Deutschland gültigen Standard-Emissionsfaktoren sind in Tabelle 41 mit Unsicherheiten als 95%-Konfidenzintervall angegeben. Die Unsicherheiten spiegeln die z.T. große Variabilität der Emissionen innerhalb einer Landnutzungskategorie wieder.

Tabelle 41: Landnutzungskategorien und Standard-Emissionsfaktoren nach IPCC (2014); die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit

IPCC Emissionsfaktoren	CO ₂	CH ₄ *, **	N ₂ O *	Treibhausgase insgesamt
	CO ₂ aus dem Boden plus DOC-Austrag	CH ₄ aus dem Boden plus CH ₄ aus Gräben		CO ₂ + CH ₄ + N ₂ O
Landnutzungskategorie	t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹
Wald, Gehölz	11 (8 - 13)	0,1 (0,0 - 0,3)	1,2 (-0,2 - 2,5)	12 (8 - 16)
Acker	30 (25 - 36)	0,4 (0,1 - 0,7)	5,4 (3,4 - 7,5)	36 (28 - 44)
Grünland nährstoffreich, tief entwässert (Jahresmittel tiefer als 30 cm unter Flur)	24 (19 - 28)	0,9 (0,4 - 1,3)	3,4 (2,0 - 4,6)	28 (22 - 34)
Grünland nährstoffreich, schwach entwässert (Jahresmittel flacher als 30 cm unter Flur)	14 (8 - 21)	1,3 (0,1 - 2,4)	0,7 (0,2 - 1,1)	16 (8 - 24)
Grünland nährstoffarm ***	21 (15 - 26)	0,4 (0,3 - 1,0) ***	1,8 (0,8 - 2,8)	23 (16 - 30) ***
Blanke Torfflächen, z.B. vor und nach Torfabbau ****	12 (5 - 17) ****	0,4 (0,2 - 0,6)	0,1 (0,0 - 0,3)	12 (5 - 17) ****
Hochmoore naturnah und naturnah wiedervernässt	0 (-2 - 2)	3,4 (0,1 - 17)	0	3,5 (-1,4 - 18)
Niedermoore naturnah und naturnah wiedervernässt	3 (-2 - 7)	9,1 (0 - 32)	0	11 (-1,7 - 39)
Quelle	IPCC (2014), Tab. 2.1, 2.2, 3.1, 3.2	IPCC (2014), Tab. 2.3, 2.4, 3.3	IPCC (2014), Tab. 2.5, Kap. 3.2.3	
* Treibhauspotenzial nach Myhre et al. (2013); ** Der Flächenanteil von Gräben wurde mit dem deutschen Mittel von 1,3% der Fläche geschätzt (Thünen-Institut, unveröffentlicht); *** Der Anteil des tief entwässerten Grünlands wird im Deutschland auf 66% geschätzt (Thünen-Institut, unveröffentlicht). DOC-Austräge wurden entsprechend der nationalen Anteile von tief bzw. schwach entwässertem Grünland geschätzt. **** ohne extrahierten Torf				

IPCC gibt keine Emissionsfaktoren für degradierte ungenutzte Moore, z.B. trockene Moorheiden, Pfeifengrasflächen o.ä. an. Als Näherung können die IPCC-Emissionsfaktoren für schwach entwässertes Grünland eingesetzt werden. Nationale Messdaten zeigen exemplarisch, dass degradierte Hochmoore in Deutschland in einem vergleichbaren Bereich oder niedriger emittieren (DRÖSLER, 2005, BEYER & HÖPER, 2015).

Die IPCC-Emissionsfaktoren für wiedervernässte Hoch- und Niedermoore gehen davon aus, dass die Flächen wieder einen naturnahen Zustand erreicht haben. Übergangsphasen und Flächen, die zu trocken oder zu nass werden, können dagegen deutlich mehr THG emittieren. Erhöhte Methan-Emissionen aus nährstoffreichen überstauten Flächen nach Wiedervernässung können grob mit den IPCC-Emissionsfaktoren aus Gräben $\text{CH}_{4,\text{ditch}}$ (IPCC 2014, Tabelle 2.4, Seite 2.30) geschätzt werden.

4.7.8.2 Nationale Default-Emissionsfaktoren aus der deutschen Emissionsberichterstattung für drainierte organische Böden nach NIR 2015 (UBA, 2015)

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

Grobe Landnutzungskategorien (Kapitel 4.8)

Berücksichtigte THG-Quellen:

CO_2 -Emissionen aus drainierten organischen Böden

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) nach IPCC (2014)

CH_4 -Emissionen aus drainierten organischen Böden (außer Gräben)

CH_4 -Emissionen aus Gräben nach IPCC (2014)

N_2O -Emissionen aus drainierten organischen Böden

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

CH_4 -Emissionen aus wiedervernässten organischen Böden

CO_2 aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

Analog zu den IPCC-Emissionsfaktoren wurden auf der Basis nationaler THG-Messungen mit der Haubenmethode (Kapitel 4.7.5.1) nationale Emissionsfaktoren für die wichtigsten Landnutzungskategorien in Deutschland abgeleitet (UBA, 2015). Diese nationale Methodik wurde erstmals in der nationalen Treibhausgasberichterstattung 2015 eingesetzt. Sie gilt nur für drainierte organische Böden. Die Messwerte wurden zu national repräsentativen Emissionsfaktoren regionalisiert. Dabei wurde die Karte der Wasserstände organischer Böden in Deutschland (BECHTOLD et al., 2014) und die Landnutzung zugrunde gelegt. Drainierte organische Böden entsprechen den Flächen, die einen Jahresmittelwasserstand tiefer als 0,1 m unter Flur haben. Außerdem wurde ein Grabenflächenanteil von 1,3 % ermittelt, der für alle Landnutzungskategorien gilt.

4.7.8.2.1 CO₂-Emissionen aus drainierten organischen Böden und Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC)

Die Datengrundlage für CO₂-Emissionen aus drainierten organischen Böden besteht aus repräsentativ erhobenen, qualitätsgeprüften Jahresmesswerten (208 Messjahre, 95 Standorte, 13 verschiedene Moorgebiete) mit einem Jahresmittelwasserstand von 0 cm oder tiefer unter Flur (kein Überstau). Dieser Datensatz hat eine stark streuende, aber robuste landnutzungsübergreifende lineare Abhängigkeit mit dem Jahresmittelwasserstand. Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) wurden nach IPCC (2014) ergänzt. Tabelle 42 zeigt die nationalen CO₂-Emissionsfaktoren der Treibhausgasberichterstattung 2015 mit den 95%-Konfidenzintervallen.

Tabelle 42: Emissionsfaktoren für die Landnutzungskategorien der nationalen Treibhausgasberichterstattung (UBA, 2015) für CO₂-Emissionen aus drainierten organischen Böden alleine und kombiniert mit den Austrägen von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC); die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit; NIR - National Inventory Report

Landnutzung	NIR 2015 CO ₂ aus dem Boden t CO ₂ ha ⁻¹ a ⁻¹	NIR 2015 CO ₂ aus dem Boden plus DOC-Austrag t CO ₂ ha ⁻¹ a ⁻¹	Kommentar
Wald, Gehölze	9,5 (7,3 - 8,4)	11 (8 - 13)	IPCC (2014)
Ackerland	29 (15 - 34)	30 (16 - 35)	
Grünland, Siedlung	26 (11 - 34)	27 (12 -35)	Siedlungsflächen beinhalten Gärten, Parks und andere unversiegelte Flächen. Sie werden wie Grünland behandelt.
Terrestrische Feuchtgebiete	23 (8,1 - 34)	24 (9,2 - 35)	Moorheiden, degradierte und entwässerte ungenutzte Moore
Torfabbauflächen	4,8 (4,4 - 5,5)	5,9 (5,5 - 6,6)	Blanker Torfboden

4.7.8.2.2 CH₄-Emissionen aus drainierten organischen Böden und CH₄-Emissionen aus Gräben

Die Datengrundlage für die CH₄-Emissionen aus drainierten organischen Böden besteht aus repräsentativ erhobenen, qualitätsgeprüften Jahresmesswerten (197 Messjahre, 97 Standorte, 15 verschiedene Moorgebiete) mit einem Jahresmittelwasserstand von 0 cm oder tiefer unter Flur (kein Überstau). Der Emissionsfaktor wurde analog zu den CO₂-Emissionen aus drainierten organischen Böden entwickelt. Methanemissionen steigen exponentiell mit steigendem Wasserstand, daher wurde eine Exponentialfunktion verwendet. Es wurden landnutzungsabhängige Exponentialfunktionen für Wald, Grünland und Feuchtgebiete erstellt. Für Ackerland und Torfabbauflächen wurden die Mittelwerte der Messwerte genommen.

CH₄-Emissionen aus Gräben wurden nach IPCC (2014) mit einem Grabenflächenanteil von 1,3% berechnet. Tabelle 43 zeigt die nationalen CH₄-Emissionsfaktoren der nationalen Treibhausgasberichterstattung 2015 aus drainierten organischen Böden mit den 95%-Konfidenzintervallen.

Tabelle 43: Emissionsfaktoren für die Landnutzungskategorien der nationalen Treibhausgasberichterstattung (nach UBA, 2015; GWP aktualisiert), für CH₄-Emissionen aus drainierten organischen Böden alleine und kombiniert mit den CH₄-Emissionen aus Gräben; die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit; NIR - National Inventory Report

Landnutzung	NIR 2015 CH ₄ aus dem Boden t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	NIR 2015 CH ₄ aus dem Boden plus CH ₄ aus Gräben t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	Kommentar
Wald, Gehölze	0,1 (-0,1 - 2,0)	0,2 (0 - 2,0)	
Ackerland	0,3 (-0,1 - 2,0)	0,7 (0,2 - 2,5)	
Grünland, Siedlung	0,3 (0,1 - 1,9)	0,6 (0,3 - 2,3)	Siedlungsflächen beinhalten Gärten, Parks und andere unversiegelte Flächen. Sie werden wie Grünland behandelt.
Terrestrische Feuchtgebiete	0,5 (0 - 4,2)	0,6 (0,1 - 4,2)	Moorheiden, degradierte und entwässerte ungenutzte Moore
Torfabbauf Flächen	0,1 (0 - 0,4)	0,3 (0,1 - 0,6)	Blanker Torfboden

4.7.8.2.3 N₂O-Emissionen

Die Datengrundlage für N₂O-Emissionen aus drainierten organischen Böden besteht aus repräsentativ erhobenen, qualitätsgeprüften Messwerten, die mindestens ein Jahr umfassen (94 Standorte, 20 verschiedene Moorgebiete, 1 bis 5 Messjahre pro Standort) mit einem Jahresmittelwasserstand von 0,1 m oder tiefer unter Flur. Die nationale Datengrundlage ist Teil des europäischen Datensatzes aus LEPELLET et al. (2014). Da keine funktionalen Zusammenhänge identifiziert wurden, wurden die Mittelwerte der Messwerte je Landnutzungskategorie als Emissionsfaktor herangezogen. Die Mittelwerte beruhen auf Standortmittelwerten, um unabhängig von der Länge der Messperiode eine möglichst gute räumliche Repräsentanz zu gewährleisten. Tabelle 44 zeigt die nationalen N₂O-Emissionsfaktoren der nationalen Treibhausgasberichterstattung 2015 mit den 95%-Konfidenzintervallen.

Tabelle 44: Emissionsfaktoren für die Landnutzungskategorien der nationalen Treibhausgasberichterstattung (nach UBA, 2015, GWP aktualisiert) für N₂O-Emissionen aus drainierten organischen Böden; die Emissionsfaktoren zeigen Mittelwerte und in Klammern das 95%-Konfidenzintervall als Unsicherheit; NIR - National Inventory Report

Landnutzung	NIR 2015 N ₂ O aus dem Boden t CO ₂ -Äqu. ha ⁻¹ a ⁻¹	Kommentar
Wald, Gehölze	0,7 (0,1 - 2,2)	
Ackerland	4,5 (0,7 - 17,2)	
Grünland, Siedlung	1,1 (0 - 3,7)	Siedlungsflächen beinhalten Gärten, Parks und andere unversiegelte Flächen. Sie werden wie Grünland behandelt.
Terrestrische Feuchtgebiete	0,2 (0 - 0,7)	Moorheiden, degradierte und entwässerte ungenutzte Moore
Torfabbauflächen	0,4 (0,1 - 0,6)	Blanker Torfboden

4.7.9 Vegetationsbasierte Treibhausgas-Emissionsklassen

4.7.9.1 GEST-Ansatz: „Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen“ (COUWENBERG et al. 2011, JOOSTEN et al. 2013)

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

Vegetationsklassen abgeleitet aus den Vegetationsformen nach KOSKA (2007), z.T. nach Feuchtestufen gegliedert (in Anlehnung an Kapitel 4.4.2).

Berücksichtigte THG-Quellen:

CO₂-Flüsse des organischen Bodens

CH₄-Emissionen aus organischen Böden (außer Gräben)

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC, Kapitel 4.6.5)

CH₄-Emissionen aus Gräben

N₂O-Emissionen aus organischen Böden

CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

Für Szenarien zur Emissionsentwicklung und zur Skalierung sind direkte Messungen von Spurengasen nicht geeignet. Daher werden proxies (Erklärungsvariablen) gebraucht, die leicht erfassbar sind und belastbar die Emissionen indizieren können. Ein Beispiel sind die GESTs (COUWENBERG et al., 2011; JOOSTEN et al., 2013), deren konzeptionelle Grundlage (1) die Abhängigkeit der Emissionen vom Wasserstand, von der Nährstoffsituation und z.T. auch von direkten Einflüssen der Vegetation und (2) die Indikation des Wasserstands mit Vegetationsformen (KOSKA, 2007) ist. Aus dieser Verknüpfung werden den Vegetationsformen dann Treibhausgasemissionen zugeordnet.

Der Kenntnisstand über die Abhängigkeiten der THG-Emissionen von Standorteigenschaften ist seit Entwicklung des Konzeptes gewachsen. Insbesondere zeigt sich bei den intensiv genutzten und flächenrelevanten Varianten (Grünland und Acker) eine hohe Variabilität der Emissionen bei gleichem Jahresmittelwasserstand. Eine gute Abschätzung der THG-Emissionen über die Bioindikation von Wasserständen mittels Vegetationsformen kann im trockeneren Bereich (ca. tiefer 30 cm) häufig nicht mehr gewährleistet werden. An naturnäheren Standorten funktioniert der GEST-Ansatz dagegen prinzipiell gut, wenn die Vegetationsformen ausreichend mit Daten hinterlegt sind.

GEST wird bei den Moorfutures (<http://www.moorfutures.de>), freiwilligen CO₂-Zertifikaten in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Schleswig-Holstein als Standardmethode verwendet.

Details zur Methodik sind in JOOSTEN et al. (2013), Kapitel 4.2 enthalten. Anhang 1 von JOOSTEN et al. (2013) zeigt die CO₂- und CH₄-Emissionen für nordostdeutsche Moore nach GEST. Die THG-Werte sind regional zu prüfen und ggf. anzupassen.

4.7.9.2 Klassifikation nach Biotoptypen

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

Biotoptypen nach BfN-Schlüssel oder bundesland-spezifischem Schlüssel (siehe Kapitel 4.4).

Berücksichtigte THG-Quellen:

CO₂-Flüsse des organischen Bodens

CH₄-Emissionen aus organischen Böden (außer Gräben)

N₂O-Emissionen aus organischen Böden

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC, Kapitel 4.6.5)

CH₄-Emissionen aus Gräben

CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

Theoretisch können THG-Emissionen aus organischen Böden nicht nur aus den Vegetationsformen nach KOSKA (2007) wie im GEST-Ansatz, sondern auch aus den Biotoptypen abgeleitet werden. Die Biotoptypen liegen häufig bereits als Kartierung vor. Die bundesland-spezifischen Biotop-Schlüssel erlauben eine Regionalisierung der Vegetation als Indikator, da sie die regionalen Bedingungen widerspiegeln und teilweise in Bereichen, die für die Indikation der Klimawirkung wichtig sind, stärker differenzieren als der BfN-Schlüssel. Der Biotoptypen-Ansatz wurde für ausgewählte Biotoptypen mit ausreichend Messdaten geprüft und ist für naturnahe Biotoptypen vielversprechend. Der Biotoptypen-Ansatz befindet sich derzeit in Entwicklung durch das Projektteam des BfN-Projekts „Moorschutz in Deutschland“. Ähnlich wie bei GEST kann eine gute Abschätzung der THG-Emissionen über die Bioindikation von Biotoptypen im trockeneren Bereich (ca. tiefer 30 cm) sowie insbesondere in genutzten

Landnutzungstypen häufig nicht mehr gewährleistet werden. Ähnliches trifft auf überstaute Flächen zu.

4.7.10 Modellierung der Treibhausgasemissionen

4.7.10.1 Modellierung nach Wasserstand und Erntemenge: PEP-Modell „peatland emissions predictor“ (DRÖSLER et al. 2013)

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

Jahresmittelwasserstand (Kapitel 4.5)

Kohlenstoffexport durch Ernte (Kapitel 4.8)

Ersatzweise:

Vegetationstyp (Kapitel 4.4)

Bewirtschaftungs-/Nutzungsdaten (Kapitel 4.8)

Berücksichtigte THG-Quellen:

CO₂-Flüsse des organischen Bodens

CH₄-Emissionen aus organischen Böden (außer Gräben)

N₂O-Emissionen aus organischen Böden

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC, Kapitel 4.6.5)

CH₄-Emissionen aus Gräben

CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

In dem BMBF-Verbundvorhaben „Klimaschutz-Moornutzungsstrategien“ (FKZ 01LS05046) wurde eine Vielzahl von Standort-Nutzungskombinationen in Mooren hinsichtlich des Austauschs klimarelevanter Spurengase untersucht. Die Datenbasis umfasst 130 Messjahre an verschiedenen Standorten und Mooren. Aus einer multiplen Auswertung gingen Wasserstand und Nutzungsintensität als die besten Steuerfaktoren für die Erklärung der Emissionen hervor. Das PEP-Modell (peatland emissions predictor; DRÖSLER et al., 2013) erlaubt als funktioneller Ansatz, den Wasserstand direkt als Steuergröße für THG-Emissionen zu berücksichtigen (Abbildung 60, Gleichung 7). Dabei kann der Wasserstand direkt gemessen, über ein hydrologisches Modell berechnet oder (wie in GEST) mit Bioindikation von Wasserständen abgeleitet werden, wenn teilweise oder im gesamten Gebiet Daten zu Wasserständen nicht in ausreichender Qualität vorliegen (siehe Monitoring-Methoden für Bioindikation und Hydrologie). Im letzteren Fall unterscheidet sich der Ansatz von einem rein vegetationsbasierten Modell insofern, dass die aus der Vegetation abgeleiteten Wasserstände in die Funktion eingehen und nicht die Emissionen direkt aus den Vegetationstypen indiziert werden. Des Weiteren unterscheiden sich die entwickelten GEST und PEP-Modelle in ihrer verwendeten Datengrundlage (siehe COUWENBERG et al., 2011, DRÖSLER et al., 2013). Die Nutzungsintensität wird über den Kohlenstoffexport durch die Ernte skaliert, der aus Bewirtschaftungs-/Nutzungsdaten ableitbar ist.

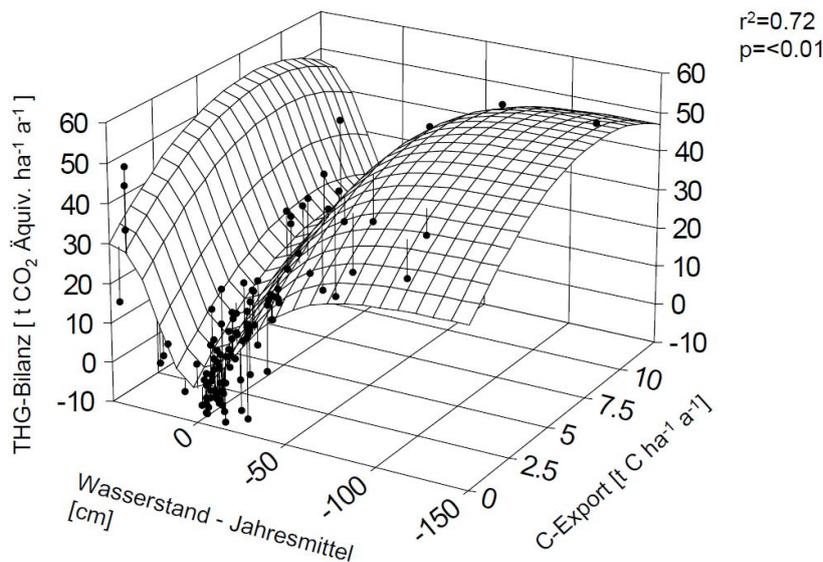


Abbildung 60: PEP-Modell (peatland emissions predictor) DRÖSLER et al. (2013).

Gleichung 14:

$$z = a + bx + cx^2 + d \exp(-\exp(-(y-e)/f) - (y-e)/f + 1)$$

x : Jahresmittel Wasserstand (cm)

y : Export Trockenmasse t C / ha*a

z : CO₂ Äquiv. t /ha*a

a: 30,165

b: 5,726

c: -0,350

d: -31,485

e: 1,631

f: -22,002

THG-Bilanz [t CO₂-Äqu ha⁻¹ a⁻¹] mit den GWPs nach dem dritten IPCC-Sachstandsbericht:
1 kg CH₄ = 21 kg CO₂-Äqu.; 1 kg N₂O = 310 kg CO₂-Äqu.

Datenstand: DRÖSLER et al. (2013).

Mit funktionalen Ansätzen lassen sich Unsicherheiten zuverlässiger abschätzen als über Klassifikationsverfahren. Deswegen sind sie bei entsprechend guten Eingangsdaten rein proxy-basierten Verfahren vorzuziehen.

Das PEP-Modell war die Basis für die Emissionseinsparungsberechnungen im BfN Vorhaben „Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und dessen Monetäre Bewertung“ (FKZ: 3509 85 0500) und wird in Bayern für die Berechnung der Klimaentlastung durch Moorrenaturierung eingesetzt.

4.7.10.2 Modellierung mit zeitlich dynamischen Steuergrößen

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

Wasserstände in täglicher Auflösung (Kapitel 4.5)

Bodeneigenschaften im belüfteten Profil nach Horizonten oder Tiefenstufen: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt, Lagerungsdichte (Kapitel 4.3)

Berücksichtigte THG-Quellen:

CO₂-Flüsse des organischen Bodens

CH₄-Emissionen aus organischen Böden (außer Gräben)

N₂O-Emissionen aus organischen Böden

Nicht berücksichtigte THG-Quellen:

Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC, Kapitel 4.6.5)

CH₄-Emissionen aus Gräben

CO₂ aus Torfentnahme (bei Torfabbau oder Abschieben, Kapitel 4.8.3.4)

Modellansätze, die zeitlich dynamische Steuergrößen verwenden, befinden sich derzeit noch in der Entwicklung. Erste erfolgreiche Ansätze wurden für deutsche Grünlandstandorte auf sehr verschiedenen Typen organischer Böden und mit einem weiten Wasserstands- und Nutzungsspektrum (TIEMEYER et al., 2016) entwickelt. Die Modellansätze nutzen den belüfteten Stickstoffvorrat im Boden und statistische Charakteristika der Wasserstandsdynamik (TIEMEYER et al. 2016). Die Modelle erreichen eine hohe Genauigkeit über Mooregebiete hinweg für nasse und trockene, ungenutzte und genutzte Situationen, wenn ausreichend genaue Eingangsdaten flächig vorliegen.

4.7.11 Weitere teilweise nicht erfasste Treibhausgasquellen

4.7.11.1 Austräge von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC)

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

- Kein spezifischer Datenbedarf außer Moorfläche differenziert nach drainiert und undrainiert.

Austräge von gelöstem Kohlenstoff können gemessen werden (Kapitel 4.6.5) oder grob für drainierte und undrainierte Flächen nach 2013 IPCC Wetlands Supplement Tabelle 2.2 (IPCC 2014) wie folgt geschätzt werden:

- Drainierte Flächen: DOC-Austrag = 1,1 (0,7 – 1,7) t CO₂-Äqu ha⁻¹ a⁻¹
- Undrainierte Flächen: DOC-Austrag = 0,8 (0,6 – 0,8) t CO₂-Äqu ha⁻¹ a⁻¹

4.7.11.2 CH₄-Emissionen aus Gräben

Datenbedarf und Erhebung der Eingangsgrößen:

- Grobe Landnutzungskategorien (Kapitel 4.8)
- Flächenanteil der Gräben

CH₄-Emissionen aus Gräben können nach 2013 IPCC Wetlands Supplement Tabelle 2.4 (IPCC 2014) nach Landnutzungskategorien geschätzt werden. Die Emissionsfaktoren wurden für einen durchschnittlichen Grabenanteil für Deutschland von 1,3% der Fläche umgerechnet. Bei starken Abweichungen von diesem Flächenanteil sind die Emissionen proportional zu korrigieren.

- Wald, Gehölz, degradierte Moorflächen: 0,1 (0 – 0,1) t CO₂-Äqu ha⁻¹ a⁻¹
- Acker: 0,4 (0,1 – 0,6) t CO₂-Äqu ha⁻¹ a⁻¹
- Grünland, Siedlungsflächen: 0,3 (0,1 – 0,5) t CO₂-Äqu ha⁻¹ a⁻¹
- Blanke Torfflächen, z.B. bei Torfabbau: 0,2 (0 – 0,3) t CO₂-Äqu ha⁻¹ a⁻¹

4.8 Landnutzung und Management

4.8.1 Einleitung

Die Landnutzung ist ein wichtiger Indikator für die Erfassung bzw. Bewertung zahlreicher Ökosystemleistungen, aber auch für die Beurteilung von Chancen und Konflikten bei Moorschutzmaßnahmen. Kapitel 4.8.2 beschreibt Datenquellen für Informationen über die historische und aktuelle Landnutzung und Management und ihre Einsatzbereiche.

Landnutzung bedeutet auch Eingriffe in den Stoffhaushalt von Ökosystemen, z.B. durch Düngung und Ernte. Die Häufigkeit und Größe dieser Eingriffe ist nicht nur ein Indikator für die Nutzungsintensität, sondern auch eine wichtige Berechnungsgröße, um ausgehend von Treibhausgasmessungen mit Hauben oder Eddy-Kovarianz (Kapitel 4.7.5) den **klimarelevanten CO₂-Fluss aus dem organischen Boden** (Kapitel 4.7.2) zu bestimmen. Zudem spielt die Landnutzung als Rahmenbedingung für die Umsetzungschancen von Moorprojekten eine entscheidende Rolle (Kapitel 3). Die Erhebung des Indikators „Landnutzung“ kann sich also je nach Zweck auf einen größeren Landschaftsraum (Rahmenbedingungen) oder auf einen kleinen Moorbereich (Treibhausgasmessungen) beziehen. Kapitel 4.8.2 und 4.8.3 beschreiben die Erhebung dieser Daten durch Messung oder Schätzung für die verschiedenen Landnutzungskategorien.

Während Kapitel 4.8.2 eine grobe Differenzierung der Landnutzungskategorien und Datenquellen für diese vorstellt, gibt Kapitel 4.8.3 einen Überblick, welche Managementdaten für welche Landnutzungskategorie erhoben werden müssen. Ähnlich wie beim Indikator „Landnutzung“ handelt es sich beispielsweise um Managementintensitäten, Erträge, Düngungsintensität und Tierbesatz in einem größeren Landschaftsraum, wenn die Rahmenbedingungen für Moorschutz erfasst werden sollen. Für Treibhausgasmessungen geht es konkret um die Menge der organischen Düngung und geernteten Biomasse auf den Messflächen.

Je nach Projektziel und gewünschter Genauigkeit sind unterschiedliche Indikatoren erforderlich. Dabei sind Aufwand, Kosten und Aussage der Indikatoren in einer sinnvollen Balance zu halten. Tabelle 45 fasst die notwendigen Indikatoren zusammen, die – abhängig von Projektziel und Genauigkeit – zur Beurteilung der Rahmenbedingungen (Kapitel 3.1) bzw. bei kon-

kreten Planungen und zur Bewertung der verschiedenen Ökosystemleistungen (Kapitel 2) notwendig sind. Außerdem sind die mit der Beschaffung oder Erhebung der Indikatoren verbundenen Kosten und die Anforderungen an den Anwender klassifiziert.

Daten zu Landnutzungskategorien sind flächig und einfach verfügbar und sind zur Bewertung der Rahmenbedingungen und aller Ökosystemleistungen unbedingt erforderlich. In vielen Fällen sind sie als Grundlage für Planungen und Monitoring aber nicht spezifisch genug. Managementdaten sind zwar grundsätzlich auch aggregiert aus Statistiken verfügbar, in dieser Form ist ihre Aussagekraft aber auf der Ebene von Projektgebieten zu unscharf. Daher sind Managementdaten grundsätzlich lokal zu erfragen. Managementdaten umfassen Ertragsdaten und landwirtschaftliche Bewirtschaftungsdaten (z.B. zu Düngung und Ernte). Diese liegen meist dokumentiert oder in guter Schätzung bei den Flächenbewirtschaftern vor, so dass der Erhebungsaufwand relativ gering ist, wenn die Bewirtschafter bekannt sind.

Tabelle 45: Zuordnung zwischen den in diesem Teilkapitel „Landnutzung und Management“ erläuterten Indikatoren für Landnutzung und Management und den Monitoringanforderungen der verschiedenen Ökosystemleistungen (ÖL); G1: Genauigkeitsstufe G1 („Relevanzprüfung“), G2: Genauigkeitsstufe G2 („semi-quantitative Einschätzung“), G3: Genauigkeitsstufe G3 („Quantifizierung“), ✓: zutreffend

Management	ÖL-Bereich + erwünschte Genauigkeitsstufe						Zeitpunkt		Skala			Spezialisierung		Kosten			
Indikatoren	Flora	Fauna	Wasserqualität	Klima	Planung Vernässung	Rahmenbedingungen	Projektplanung	Erfolgsmonitoring	Punkt	Teilgebiet	Projekt	Freiwillige	Projektmitarbeiter	Spezialisten	gering	mittel	teuer
<i>Vorhandene Daten bei Landesämtern u.a.</i>																	
Landnutzungskategorien	G1	G1	G1	G1	G1	G1	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lokal bei Nutzern zu erhebende Daten</i>																	
Management																	
<i>Wald</i>																	
C-Speicherung durch Holzzuwachs				G2-G3		G2-G3	✓	✓		✓	✓		✓		✓		✓
C-Export durch Holzeinschlag				G2-G3		G2-G3	✓	✓		✓	✓		✓		✓		✓
<i>Acker und Grünland</i>																	
C-Import durch organische Dünger			G3	G3		G3	✓	✓		✓	✓		✓		✓		✓
P-Import durch Dünger			G2-G3				✓	✓		✓	✓		✓	✓	✓		✓
C-Export durch Ernte			G3	G2-G3		G2-G3	✓	✓		✓	✓		✓		✓		✓
<i>Torfabbau</i>																	
Entnommener Torf				G2-G3		G2-G3	✓	✓		✓	✓		✓		✓		✓

4.8.2 Landnutzungskategorien

Landnutzungskategorien werden üblicherweise hierarchisch unterschieden in

- Wald
- Landwirtschaftliche Fläche
 - Acker
 - Grünland
- Siedlungsfläche mit sehr vielen Unterteilungen
- Sonstige naturnahe Flächen
- Gewässer

Eine erste grobe Einteilung der Landnutzungskategorien sollte sich an den gängigen Klassifikationen des Statistischen Bundesamtes zur Flächennutzung (<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/Flaechennutzung/Flaechennutzung.html>) oder des IPCC orientieren. Weitere Differenzierungen sind je nach Zweck und Datengrundlage sinnvoll.

IPCC unterscheidet für die Berechnung von Treibhausgasen sechs grobe Landnutzungskategorien, die teilweise weiter unterschieden werden (IPCC 2007):

- Wald
- Acker (ggf. annuelle Kulturen – Dauerkulturen)
- Grünland (ggf. weitere Unterteilungen)
- Feuchtgebiete (Torfabbaulflächen – Gewässer – Sonstige Feuchtgebiete)
- Siedlungen (bebaute und unbebaute Flächen)
- Sonstige (nicht genutzte Flächen)

4.8.2.1 Datenquellen

Die wichtigsten Datenquellen für Landnutzungskategorien sind die Geodaten der Vermessungsverwaltungen der Bundesländer. Hier sind v.a. das Digitale Basis-Landschaftsmodell (ATKIS-Basis-DLM) und klassifizierte flächendeckende CIR-Luftbilder zu erwähnen. Weitere Datenquellen und Methoden zur Erhebung von Geodaten zur Landnutzungsklassifikation finden sich im Teil „Fernerkundung im Vegetationsmonitoring“ in Kapitel 4.4.1.

Digitales Basis-Landschaftsmodell (ATKIS-Basis-DLM)

Bundesweit einheitlich liegen Landnutzungsdaten im Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) der Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV) vor. Das Digitale Basis-Landschaftsmodell (ATKIS-Basis-DLM) ist ein digitaler, objektstrukturierter Vektordatenbestand. Es liegt bundesweit inhaltlich einheitlich vor. Dabei definiert ein hierarchischer Objektartenkatalog (ATKIS-OK Basis-DLM) die Vorschriften zum Inhalt und zur Modellierung der topographischen Informationen. Der Objektartenkatalog sowie weitere Informationen zum ATKIS-Basis-DLM sind dokumentiert unter <http://www.adv-online.de/AAA-Modell/broker.jsp?uMen=4ad505ea-127b-b941-2df2-65a572e13d63>.

Die Lagegenauigkeit beträgt für die wesentlichen linearen Objekte ± 3 m, die Aktualisierungsrhythmen liegen zwischen Monaten und Jahren. Das ATKIS-Basis-DLM wird ständig

aktualisiert und ist in der aktuellsten Form bei den Vermessungsverwaltungen der Länder oder der AdV (<http://www.adv-online.de/>) erhältlich. Das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz hat außerdem historische ATKIS-Basis-DLM Daten für die Jahre 2000 und jährlich ab 2005, die ggf. angefragt werden können (ak@thuenen.de).

Klassifizierte flächendeckende CIR-Luftbilder

Einige Bundesländer verfügen flächendeckend über klassifizierte historische CIR-Luftbilder, die sich je nach Fragestellung gut für die historische Gebietsbetrachtung und Gebietsvergleiche eignen. Die Klassifikation erfolgte nach bundesland-spezifischen Biotoptyp- und Nutzungsschlüsseln. Die folgenden Daten sind bei den jeweiligen Vermessungsverwaltungen der Länder verfügbar: Brandenburg (1992, 2009), Mecklenburg-Vorpommern (1992), Sachsen (1992, 2005), Sachsen-Anhalt (1992, 2005, 2009), Schleswig-Holstein (1992), Thüringen (1992).

4.8.2.2 Nutzung von Geodaten für Landnutzungskategorien

Die Landnutzungsdaten der Vermessungsverwaltungen sind von hoher Qualität. Nichtsdestotrotz ist die Prüfung der Definitionen und Unsicherheiten sinnvoll, da sie nicht notwendigerweise für den jeweiligen Nutzungszweck optimal sind. Die Nutzung von Geodaten für Zeitreihenanalysen, z.B. bei Erfolgskontrollen und im längerfristigen Monitoring, erfordert zusätzliche Plausibilitätsprüfungen und ggf. eine Weiterverarbeitung der Originaldaten, da die meisten Geodaten auf Aktualität, aber nicht auf Zeitreihenkonsistenz hin optimiert sind (Anwendungsbeispiel zur Herstellung von Zeitreihenkonsistenz: UNTENECKER et al., 2016).

Unsicherheiten in Geodaten

Häufige Unsicherheiten und Handlungsempfehlungen sind im Folgenden aufgelistet:

- Fernerkundungsbasierte Geodaten weisen in der Regel die Landbedeckung aus. Diese ist nicht immer identisch mit der Landnutzung, da die Nutzungsdefinition oft komplexer ist. Die Definitionen der Landnutzungsklassen und die Regeln zur Erstellung der Geodaten sind stets dokumentiert. Geodaten sollten stets zusammen mit dieser Dokumentation beschafft und genutzt werden. Besondere Vorsicht ist geraten, wenn Daten aus verschiedenen Datenquellen gemeinsam verwendet werden.
- Es gibt Unsicherheiten bei der Klassifikation, Projektion und der räumlichen Abbildungsschärfe, teilweise auch Personeneffekte bei der Erhebung selbst, und der Aktualität der Informationen. Diese sind teilweise dokumentiert, teilweise aber nicht bekannt.
- Wald – Nicht-Wald: Die Abgrenzung zwischen Wald und Nicht-Wald funktioniert zuverlässig. Aber nicht jedes Gehölz fällt unter die Walddefinition. Hier empfiehlt es sich, mit den Datenhaltern und -nutzern genau zu klären, ob die Walddefinition der Datenquelle zum gewünschten Nutzungszweck passt, um Missverständnisse zu vermeiden.
- Acker – Grünland. Fernerkundungsbasierte Geodaten weisen bei der Trennung zwischen Acker und Grünland oft Unsicherheiten über 10% bei der räumlichen Zuordnung auf, da Acker und Grünland zu manchen Zeitpunkten schwer mit Fernerkun-

dung zu unterscheiden sind. Plausibilitätschecks und ggf. eine Überprüfung im Gelände sind angeraten, wenn die genaue Abgrenzung zwischen Acker und Grünland für den Nutzungszweck bedeutsam ist.

- Inselstrukturen und lineare Strukturen, z.B. Hecken, Alleen, oder Gräben werden teilweise flächig, teilweise als Punkte oder Linien implementiert.

Zeitreihen

Die Analyse von Zeitreihen von Landnutzungsänderungen reagiert sehr empfindlich auf die oben genannten Unsicherheiten. Unsicherheiten führen tendenziell zu einer Überschätzung der Änderungen. Daher ist bei der Analyse von Zeitreihen besondere Sorgfalt geboten. Plausibilitätschecks helfen, echte Änderungen von Artefakten zu trennen. Zu den oben genannten Unsicherheiten kommen für die Zeitreihenanalyse weitere Unsicherheiten hinzu, die zusätzlich zu prüfen und beachten sind:

- Erhebungs- und Erscheinungsdatum von Geodaten liegen teilweise deutlich auseinander. Es empfiehlt sich daher, den Erhebungszeitpunkt beim Datenhalter zu erfragen, wenn eine genaue Datierung, z.B. für Monitoring-Zeitreihen, erforderlich ist.
- Definitionen von Landnutzungskategorien oder Attributen oder deren Umsetzung können sich über die Zeit, auch bei gleichen Datenquellen (z.B. ATKIS-Basis-DLM, klassifizierte CIR-Daten) ändern.

UNTENECKER et al. (2016) zeigen am Beispiel einer 20-jährigen Zeitreihe der Landnutzung und Landnutzungsänderung in einem Moorgebiet eine Methodik, wie echte Landnutzungsänderungen von Artefakten möglichst objektiv zu trennen sind.

4.8.3 Managementdaten nach Landnutzungskategorien

4.8.3.1 Wald, Gehölze

Relevante Managementdaten

- Forstliche Basisdaten: Baumarten, Bonität, z.B. aus der Forsteinrichtung, -planung (sinnvoll zur Bewertung der Rahmenbedingungen, bei Planungen und bei Messungen)
- Holzeinschlag aus Durchforstung und Ernte (siehe unten), aus Daten der Revierförstereien (sinnvoll zur Bewertung der Rahmenbedingungen, bei Planungen und bei Messungen)
- Jährlicher Holzaufwuchs zur Korrektur von CO₂-Flussmessungen mit Eddy Kovarianz (sogenannter Netto-Ökosystemaustausch, NEE, Kapitel 4.7.5.2), z.B. durch Messung (siehe unten) oder Schätzung aus Ertragstafeln nach Bonität. Die Eddy Kovarianz Methode ist die einzige direkte Messmethode, um CO₂-Flüsse in Wäldern zu erfassen. Sie erfasst aber lediglich die Netto-CO₂-Bilanz des gesamten Forstökosystems. Um auf den Anteil des Moorbodens an dieser Bilanz zu schließen, sind weitere Kenngrößen nötig. Die wichtigste davon ist der jährliche Holzaufwuchs, denn während der Moorboden unter Wald in der Regel CO₂ verliert, lagern die Bäume durch Wachstum CO₂ ein. Wenn man von der mit Eddy-Kovarianz gemessenen Netto-CO₂-Bilanz den jährlichen Holzaufwuchs abzieht, erhält man den Beitrag von Unterwuchs, Streu und Boden an der Netto-CO₂-Bilanz. Häufig wird vereinfachend angenommen,

dass die Menge an Streu und Unterwuchs über Jahre hinweg zeitlich konstant ist, so dass direkt auf die CO₂-Bilanz des Moorbodens geschlossen werden kann (Kapitel 4.7.2).

Holzeinschlag durch Durchforstung und Ernte

Wenn während der Treibhausgasmessungen Holzeinschlag durch Durchforstung oder Ernte stattfindet, müssen die Jahresbilanzen von CO₂-Flussmessungen entsprechend um den C-Export im Holz korrigiert werden. Ebenso kann – wenn der Holzzuwachs nicht erfasst wird – der Holzeinschlag als Proxy für den langfristigen mittleren Holzzuwachs oder zur Plausibilitätsprüfung verwendet werden. Da Holzeinschlag im Abstand von Jahren bis Jahrzehnten erfolgt, wird der Kohlenstoff-Export durch Holzeinschlag bei Durchforstung proportional auf die Jahre seit dem letzten Einschlag bzw. bei Ernte auf das Baumalter – verteilt. Für den C-Export wird in Gleichungen 2, 3, 4 in Kapitel 4.7.2 der mittlere jährliche Holzeinschlag verwendet.

Der mittlere jährliche Holzeinschlag kann auch als Indikator für die Produktivität bzw. die Nutzungsintensität des Waldes verwendet werden, um die Rahmenbedingungen für mögliche Moorschutzmaßnahmen zu bewerten.

Die Holzeinschlagsdaten werden als Volumen erfasst. Dieses wird mit der Trockendichte des Holzes auf Masse umgerechnet und die Masse wiederum auf Kohlenstoff. Eine Übersicht über die Verfahren der Bundeswaldinventur mit Funktionen und Parametern gibt Kapitel 7.2.4 des Nationalen Inventarberichts (Umweltbundesamt 2014).

Erfassung des Holzzuwachses

Der ober- und unterirdische Holzzuwachs kann durch mehrere Verfahren bestimmt werden. Die folgende Darstellung konzentriert sich auf die Erfassung des Holzzuwachses im Zusammenhang mit CO₂-Flussmessungen mit Eddy Kovarianz:

- Der Holzzuwachs kann aus Ertragstafeln mit den forstlichen Basisdaten semi-quantitativ geschätzt werden. Die Genauigkeit hängt davon ab, wie gut der Standort von den Ertragstafeln repräsentiert wird (**Genauigkeitsstufe G1-G2**).
- Wiederholte Forstinventuren im „footprint“ der Eddy Kovarianz Messungen, d.h., in dem Bereich, der von den Messungen erfasst wird. Forstinventuren erfolgen nach Standardmethoden. Die erhobenen Daten werden zu Biomasse- und Kohlenstoffvorräten umgerechnet. Dafür stehen umfangreiche Methoden zur Verfügung, z.B. die der Bundeswaldinventur oder regionale Methoden der Bundesländer. Zur Vergleichbarkeit mit regionalen Daten empfiehlt sich die Nutzung der Methoden der Bundeswaldinventur, die bei den Forstbehörden der Bundesländer dokumentiert sind. Eine ausreichende Genauigkeit für den Holzzuwachs wird bei einer Wiederholungsinventur in mehrjährigen Intervallen erreicht (**Genauigkeitsstufe G2-G3**).
- Umfangmaßbänder an repräsentativen Bäumen im „footprint“ der Eddy Kovarianz Messungen. Sie zeigen das Wachstum des Stammumfangs über Zeitintervalle von Wochen bis Monaten und arbeiten zuverlässig, wenn sie einige Monate vor Messbeginn installiert werden. Die Auswertung erfolgt wie bei den Forstinventuren über Umrechnungsverfahren vom Stammumfang zu den Biomasse- und Kohlenstoffvorräten.

Umfangmaßbänder erlauben eine genaue Zuordnung des Holzzuwachses zum Messzeitraum (**Genauigkeitsstufe G3**).

Schätzmethode und Daten zur Konversion von Forstinventurdaten in Biomassen von Einzelbäumen, Beständen, Expansionsfunktionen von ober- zu unterirdischer Biomasse und Konversionsfunktionen von Biomasse oder Volumen zu Kohlenstoffvorräten sind häufig regional spezifisch und bei den Forstbehörden der Bundesländer zu erfragen. Eine Übersicht über die Verfahren der Bundeswaldinventur mit Funktionen und Parametern gibt Kapitel 7.2.4 des Nationalen Inventarberichts (UMWELTBUNDESAMT, 2014).

4.8.3.2 Acker, Grünland

Relevante Managementdaten

- Bewirtschaftungsdaten (z.B. aus Landwirtsangaben, Schlagkarteien der Landwirte):
 - Acker: Kulturart, Zwischenfrüchte, Datum von Aussaat und Ernte, Ertrag der Haupternteerzeugnisse und Nebenernteerzeugnisse (z.B. Strohabfuhr)
 - Grünland: Datum der Schnitte mit Erntemenge bzw. Beweidungszeiträume mit Bestandesdichte (Tierart, Anzahl der Tiere, ggf. Leistungsparameter)
- Kohlenstoffgehalte des geernteten Materials (durch Messung oder Schätzung)
- Bei Düngung: Datum der Düngetermine, Düngerart, Düngermenge und Kohlenstoffgehalte in organischen Düngern (sinnvoll: weitere Inhaltsstoffe). Informationen des Landwirts können durch Messungen ergänzt werden.
- Bei Düngung: Bei Anwendung der Nährstoffmatrix (G2) sind Informationen zur Phosphordüngung erforderlich.

4.8.3.2.1 Kohlenstoff-Export durch Ernte messen (Genauigkeitsstufe G3)

Direkte Treibhausgasmessungen mit Hauben (Kapitel 4.7.5.1) oder Eddy Kovarianz (Kapitel 4.7.5.2) erfassen den Nettoökosystemaustausch. Dieser muss mit dem Kohlenstoff-Export durch Ernte korrigiert werden, um den klimarelevanten CO₂-Fluss des organischen Bodens zu bestimmen (Gleichungen 9, 10, 11 in Kapitel 4.7.2). Der Kohlenstoff-Export wird direkt auf der Messfläche bestimmt. Da Erträge zeitlich und räumlich stark variabel sind, ist eine möglichst exakte Bestimmung des Kohlenstoff-Exports durch Ernte sehr wichtig, da dieser einer der größten, oft sogar der größte Gleichungsterm ist. Eine unsichere Bestimmung des Kohlenstoff-Exports durch Ernte ist oft die größte Unsicherheitsquelle von Bilanzen, die aus direkten Treibhausgasmessungen generiert werden.

Die Messung des Kohlenstoff-Exports durch Ernte ist relativ einfach. Möglichst nah am eigentlichen Ernte- oder Schnitttermin wird auf mehreren kleinen Parzellen in der Messfläche bzw. direkt in der Messhaube die Biomasse per Hand geerntet. Bei Ackerkulturen sind die Parzellen so einzurichten, dass sie die Saatedichte der Kulturen und die Reihenabstände korrekt repräsentieren. Fehler in der räumlichen Repräsentativität führen bei Parzellengrößen von typischerweise 0,5 m² sehr schnell zu signifikanten systematischen Fehlern. Die Biomassernte erfolgt für die Pflanzenteile, die der Landwirt ebenfalls erntet (z.B. Getreidekorn, Mais-Corn-Cob-Mix, ggf. Stroh). Ebenso ist bei Grünland auf die kleinräumige Heterogenität der Bestandesdichte und Artenzusammensetzung zu achten. Die beprobten Flächen müssen repräsentativ für die Messflächen sein. Bei beweideten Flächen werden die Parzellen vor der

Beweidung eingezäunt und nach der Beweidung so geerntet, dass etwa die gleiche Biomasse entnommen wird wie auf der beweideten Fläche.

Die feldfrische Biomasse wird gewogen, bis zur Massekonstanz luftgetrocknet (typischerweise bei 60°C) und dann die Trockenmasse gemessen. Die Trockenmasse wird mit einem Konversionsfaktor zum Kohlenstoff-Export durch Ernte konvertiert. Dabei kann ein durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt von 0,45 g C (g Trockenmasse)⁻¹ angenommen werden (Umweltbundesamt 2014). Der Kohlenstoffgehalt ist in verschiedenem Erntegut relativ ähnlich und schwankt meist zwischen 0,42 und 0,48 g C (g Trockenmasse)⁻¹. Auf eine Messung des Kohlenstoffgehaltes kann für ein Monitoring verzichtet werden.

4.8.3.2.2 Kohlenstoff-Export durch Ernte schätzen (Genauigkeitsstufe 1-3)

Der Kohlenstoff-Export durch Ernte kann direkt aus Landwirtsangaben zum Ertrag der Haupternteerzeugnisse und Nebenernteerzeugnisse (z.B. Strohabfuhr) berechnet werden. Hat der Landwirt den Ertrag gewogen, entspricht dies der **Genauigkeitsstufe 3**. Ist der Ertrag geschätzt, was häufig insbesondere bei Nebenernteerzeugnissen der Fall ist, entspricht dies **Genauigkeitsstufe 2**.

Liegen keine Landwirtsangaben vor, kann für Haupternteerzeugnisse ersatzweise der mittlere Ertrag der Region, z.B. auf Landkreisebene aus der Agrarstatistik, verwendet werden. Da Moorstandorte aber sehr variable und oft weit vom Mittelwert abweichende Erträge haben, sind die Landkreiserträge meist nicht repräsentativ für das Moorgebiet (**Genauigkeitsstufe 1**). Nebenernteerzeugnisse wie Stroh können mit fruchtartsspezifischen Stroh-Korn-Verhältnissen geschätzt werden.

Die Erträge beziehen sich auf die tatsächlichen Erntemengen. Sie müssen mit fruchtartsspezifischen Faktoren auf Trockenmasse umgerechnet werden. Die umfangreichste Übersicht über die Trockenmassegehalte und Stroh-Korn-Verhältnisse der häufigsten Kulturarten findet sich in RÖSEMANN et al. (2015), Tabellen 11.8 und 11.9. Die in diesen Tabellen angegebenen Faktoren liegen der nationalen Treibhausgasberichterstattung zugrunde und sind konsistent mit den Angaben in der Düngeverordnung. Die Trockenmasse wird mit einem Konversionsfaktor zum Kohlenstoff-Export durch Ernte konvertiert. Dabei kann ein durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt von 0,45 g C (g Trockenmasse)⁻¹ angenommen werden (UMWELTBUNDESAMT 2014).

4.8.3.2.3 Kohlenstoff- und Phosphor-Import durch Düngung messen (Genauigkeitsstufe 3)

Analog zur Messung des Kohlenstoff-Exports wird der Kohlenstoff-Import durch Düngung gemessen, indem die Düngermenge als Masse oder Volumen bestimmt wird. Vor Ausbringung des Düngers wird eine Probe aus dem gut gerührten Güllebehälter genommen, bzw. bei Festmist mittels einer Sonde. Die Probe wird im Labor bezüglich Trockenmasse, Kohlenstoff- und ggf. Phosphorgehalt analysiert. Es ist sinnvoll, weitere Nährstoffe ebenfalls zu analysieren. Die Kohlenstoffanteile aus den Laborergebnissen werden mit der ausgebrachten Düngermenge verrechnet, um den Kohlenstoff-Import durch Düngung zu bestimmen.

4.8.3.2.4 Kohlenstoff- und Phosphor-Import durch Düngung schätzen (Genauigkeitsstufe 2)

Häufig sind nur grobe Masse- oder Volumenangaben der organischen Düngung bekannt. Da die Trockenmasseanteile in organischen Düngern relativ variabel sind, kann aus diesen Angaben der Kohlenstoff-Import durch Düngung nur semi-quantitativ geschätzt werden.

Die Masse- oder Volumenangaben können mit den in der Düngeverordnung (DÜV 2007) angegebenen Faktoren für Stickstoffgehalte in Kohlenstoff umgerechnet werden. Dabei kann ein C:N-Verhältnis von 12 angenommen werden, das typisch für Gülle ist. Bei Festmist ist das C:N-Verhältnis teilweise weiter, bei Gärresten aus Biogasanlagen enger, aber in beiden Fällen sehr variabel. Schätzwerte zum Phosphorgehalt können landwirtschaftlichen Tabellenwerken (z.B. MELFF MV, 2004) entnommen werden.

4.8.3.3 Torfabbau

Relevante Managementdaten

- Masse oder Volumen des entnommenen Torfs, möglichst umgerechnet als Trockenmasse
- Lagerungsdichte und Kohlenstoffgehalt des entnommenen Torfs (Kapitel 4.3)

Wird Torf von der Fläche entfernt, z.B. durch Torfabbau oder mit Maßnahmen, die den stark degradierten Oberboden beseitigen, muss dieser Torf zusätzlich in der THG-Bilanz berücksichtigt werden. Dabei wird angenommen, dass der Torf langfristig bei Lagerung unter aeroben Bedingungen komplett mineralisiert wird. Nur wenn der entfernte Torf vollständig wassergesättigt anderswo gelagert wird, z.B. indem er bei Wiedervernässungsmaßnahmen anderswo verwendet wird, kann auf eine Berechnung der CO₂-Emissionen aus der Torfentnahme verzichtet werden.

Die CO₂-Emissionen aus der Torfentnahme (im IPCC-Jargon „Peat_{off-site}“) werden nach Gleichung 15 oder 16 berechnet (IPCC 2007, Vol. 4, Kapitel 7, Gleichung 7.5, **Genauigkeitsstufe 2** bei standortspezifischen Daten zu Masse oder Volumen des entnommenen lufttrockenen Torfs, **Genauigkeitsstufe 1** bei Schätzung von Masse oder Volumen des entnommenen lufttrockenen Torfs).

Gleichung 15:

$$CO_2 - C_{WW_{peat_{off-site}}} = \frac{Wt_{dry_peat} \times Cfraction_{wt_peat}}{1000}$$

Gleichung 16:

$$CO_2 - C_{WW_{peat_{off-site}}} = \frac{Vol_{dry_peat} \times Cfraction_{vol_peat}}{1000}$$

mit

$CO_2 - C_{WW_{peat_{off-site}}}$ [Gg C]: C-Emission des entfernten Torfs. Das Kürzel $WW_{peat_{off-site}}$ bezieht sich auf die IPCC-Nomenklatur und meint „Emissionen aus der Landnutzungskategorie Feuchtgebiete, durch entnommenen Torf“. Zur Umrechnung in CO_2 muss der Wert mit 44/12 multipliziert werden.

Wt_{dry_peat} [Tonnen]: lufttrockene Masse des entfernten Torfs

$Cfraction_{wt_peat}$ [1]: Kohlenstoffgehalt des lufttrockenen Torfs nach Masse; Standardwerte: nährstoffarmer Torf 0,45; nährstoffreicher Torf 0,40 (IPCC 2007). Zur Messung: Kapitel 4.3.4.2.

Vol_{dry_peat} [m^3]: Volumen des entfernten lufttrockenen Torfs

$Cfraction_{vol_peat}$ [1]: Kohlenstoffgehalt des lufttrockenen Torfs nach Volumen; Standardwerte: nährstoffarmer Torf 0,07; nährstoffreicher Torf 0,24 (IPCC 2007). Zur Messung: Kapitel 4.3.3.1 und 4.3.4.2

4.8.3.4 Torfauftrag bei Moorschutzmaßnahmen

Während Torfabbau bzw. Torfentnahme als klimarelevant bewertet werden, darf nicht im Umkehrschluss der Torfauftrag auf Flächen als Klimaschutzmaßnahme bewertet werden: Wenn Torf von anderswo auf Flächen aufgetragen wird, ist dies ein nicht klimarelevanter lateraler Transportprozess. Die Klimarelevanz entscheidet sich daran, ob dieser Torf unter anaeroben Verhältnissen stabil bleibt oder unter aeroben Verhältnissen mineralisiert (siehe Kapitel 4.8.3.3).

5 Teil IV: Erholung

5.1 Einleitung

Moorschutz wird in Deutschland immer häufiger unter dem Gesichtspunkt der Leistungen gesehen, die diese Ökosysteme für die Gesellschaft erbringen. Im Vordergrund stehen hierbei meistens Regulierungsleistungen, wie beispielsweise die Bindung und Speicherung von klimaschädlichen Gasen, oder auch Versorgungsleistungen, wie die Bereitstellung und Speicherung von Wasser (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2014; SCHÄFER et al., 2012; JOOSTEN et al., 2013). Darüber hinaus erbringen Moore jedoch auch kulturelle Leistungen. Hierunter werden folgende Leistungen verstanden (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2012; MEHL, 2012):

- Erholung und Gesundheit: Bereitstellung von vielfältigen Freizeitmöglichkeiten wie bspw. Wandern, Radfahren, Schwimmen, Bootfahren etc., die neben ihrer Erholungswirkung auch einen Effekt auf die Gesundheit der Menschen haben können. Zudem ist der Tourismus, als wichtiger Wirtschaftsfaktor in vielen ländlichen Regionen, auf diese Leistungen der Natur angewiesen.
- Ästhetik und Identifikation: Die Bereitstellung eines schönen und ästhetisch wertvollen Landschaftsbilds kann zum psychischen Wohlbefinden der Menschen beitragen, ist aber auch wichtig als Identität stiftender Faktor.
- Wissenschaft und Forschung: Die Natur ist häufig Vorbild für technische Innovationen und ist Forschungsobjekt bspw. für Geo-, Bio- und Umweltwissenschaften.

Wenn von der Erholungsfunktion von Mooren gesprochen wird, so ist hiermit ein Teil der kulturellen Leistungen gemeint, die Moore für die Gesellschaft erbringen. Menschen nutzen insbesondere naturnahe Mooregebiete für Wanderungen, Spaziergänge und Radtouren, Moore bieten jedoch auch die Möglichkeit zu Ruhe, Entspannung und Besinnung. Diese Leistungen werden in vielen Fällen vornehmlich durch die einheimische Bevölkerung wahrgenommen, in anderen Fällen werden sie auch touristisch vermarktet und tragen somit zur Regionalentwicklung bei. Da Angebote zur Erholungsnutzung häufig einhergehen mit Bildungsangeboten, bspw. in Form von Infotafeln, Naturerlebnispfaden oder Vogelbeobachtungsstationen, werden Erholung und Bildung in Mooren in dieser Studie gemeinsam betrachtet.

Obwohl ca. 90 % der Moore in Deutschland durch Land- und Forstwirtschaft oder durch Torfabbau genutzt werden, entspricht das Bild, das die Menschen von Mooren haben, eher dem einer wilden Natur. Dies zeigen unter anderem die Ergebnisse der Naturbewusstseinsstudie 2013, in der 66 % der befragten Personen angeben, dass sich in Moorlandschaften mehr Wildnis entwickeln sollte (BMUB & BFN 2014). Nur Wildnis in Wäldern wird von noch mehr Befragten befürwortet. Dieselbe Umfrage verdeutlicht jedoch auch, dass die Menschen in Deutschland teilhaben wollen an der Natur in Wildnisgebieten: 79 % der Befragten sprechen sich für irgendeine Form des Zugangs zu Wildnisgebieten aus. Hiervon wollen 11 % ungehinderten Zugang zu den Gebieten, 35 % wollen diesen auf bestimmten Wegen erlauben und 33 % sind mit einem Zugang durch Führungen zufrieden. Nur 16 % der befragten Personen sind der Ansicht, dass der Mensch keinen Zugang zu Wildnisgebieten haben sollte.

Die Ergebnisse der Naturbewusstseinsstudie 2013 zeigen, dass man sich beim Management von Mooregebieten bzw. bei der Planung neuer Moorschutzgebiete aktiv mit dem Bedürfnis

der Menschen nach Teilhabe und nach Möglichkeiten zu Naturerfahrung auseinander setzen sollte. Hierbei ist den meisten Menschen durchaus bewusst, dass sie sich zum Schutz der Natur an gewisse Regeln halten müssen und dass der Zugang in irgendeiner Form reglementiert sein sollte.

Der Nutzungsdruck auf die Natur durch Erholungsaktivitäten zeigt sich auch an anderen Fakten: Die Anzahl der Menschen, die in ihrer Freizeit Outdoor-Sport betreiben und somit die Natur zu ihrer Erholung nutzen, hat in den vergangenen Jahrzehnten stark zugenommen (FRITZ & KLAGES 2010). 2007 zählten laut Marktforschungsergebnissen Sportarten wie Radfahren, Schwimmen, Joggen/Laufen und Wandern zu den beliebtesten Sportarten in Deutschland (MÖNNECKE & OTT 2010). Diese Sportarten werden überwiegend in der Natur ausgeübt und es kann vermutet werden, dass das Naturerleben ein wichtiges Motiv hierfür ist. Nach PRÖBSTL (2010) ist zudem in Zukunft mit einer Zunahme der Freizeitaktivitäten in der Natur zu rechnen.

Nach den Plänen der niedersächsischen Landesregierung sollen die Torfabbaugenehmigungen in dem moorreichsten Bundesland Deutschlands langfristig zu Gunsten von Klima- und Naturschutz auslaufen und Vorrangflächen für den Torfabbau gestrichen werden. Auch in anderen Bundesländern werden unter Gesichtspunkten des Klimaschutzes zunehmend Moore aus der Nutzung genommen und renaturiert. Dank dieser Bestrebungen werden in den kommenden Jahren und Jahrzehnten Mooregebiete für den Naturschutz frei werden, die auch für Erholungsnutzung und Bildungsangebote zur Verfügung stehen. In diesen Gebieten gilt es, tragfähige Kompromisse zwischen Natur- und Klimaschutz einerseits und dem Bedürfnis nach Erholungsnutzung und Naturerleben der lokalen Bevölkerung sowie den Bestrebungen zur touristischen Vermarktung andererseits zu finden.

5.2 Ziele und Methoden der Studie

Die hier vorgestellte Studie hat zum Ziel, verschiedene Formen der Bildungs- und Erholungsnutzung von Mooregebieten zu untersuchen und anhand von sieben Best-Practice-Beispielen darzustellen. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen lag hierbei auf den Synergien und Konflikten, die sich zwischen einer Nutzung von Mooregebieten für Bildung sowie Erholung und dem Naturschutz ergeben können. Zudem wurden Faktoren erfasst, die zu einer erfolgreichen Einrichtung von Bildungs- und Erholungsangeboten in Mooren beitragen können.

Zu diesem Zweck wurden leitfadengestützte Telefoninterviews durchgeführt. In einem Fall erfolgt ein persönlicher Besuch vor Ort. Die interviewten Personen waren Verantwortliche aus dem Naturschutz (Untere Naturschutzbehörden, Landschaftspflegeverbände oder Naturschutzvereinigungen) und/oder aus den entsprechenden Bildungseinrichtungen vor Ort.

Bei der Auswahl der Mooregebiete wurde darauf geachtet, dass sowohl Hoch- als auch Niedermoore in verschiedenen Bundesländern und von unterschiedlicher Größe erfasst werden. Zudem sollten in den Moorschutzgebieten bereits seit einiger Zeit Erholungs- und Bildungseinrichtungen vorhanden sein, so dass die Verantwortlichen auf entsprechende Erfahrungen zu diesen Themenbereichen zurückgreifen können.

Schlussendlich haben folgende Moore Eingang in die Studie gefunden:

- Niedersachsen: Ahlen-Falkenberger Moor, Internationaler Naturpark Bourtanger Moor- Bargerveen und Ochsenmoor
- Bayern: Königsauer Moos, Rosenheimer Stammbeckenmoore und Schwäbisches Donaumoos (teilweise auch in Baden-Württemberg)
- Baden-Württemberg: Wurzacher Ried und Schwäbisches Donaumoos (teilweise auch in Bayern)

Eine kurze Vorstellung der Moorgebiete kann Tabelle 46 entnommen werden. In Tabelle 47 werden die Angebote zu Bildung und Erholung in den Best-Practice-Beispielen vorgestellt.

Die Ergebnisse der Studie wurden so aufgearbeitet, dass sie sich insbesondere an „Praktiker“ vor Ort richten, die Moorgebiete managen oder neue Schutzgebiete einrichten wollen. Zudem wurde anhand der Ergebnisse eine Checkliste für Bildungs- und Erholungsangebote in Moorgebieten entwickelt.

Tabelle 46: Vorstellung der Best-Practice-Beispiele von Moorgebieten in Bezug auf die Moortypen, die Größe, den Schutzstatus und die aktuelle Landnutzung

Name	Bundesland	Moortyp	Größe	Schutzstatus	Aktuelle Landnutzung	Zuständigkeit für naturschutzfachliche Betreuung	Anbieter von Bildungs- und Erholungsaktivitäten
Ahlen-Falkenberger Moor	NI	Hochmoor	4.000 ha, davon 2.200 ha NSG	NSG	Intensive Grünlandnutzung im zentralen Bereich (nicht NSG).	Untere Naturschutzbehörde (UNB)	Samtgemeinde Land Hadeln, Samtgemeinde Bederkesa
Internationaler Naturpark Bourtanger Moor-Bargerveen	NI und Niederlande	Hochmoor	14.000 ha, davon 6.500 ha NSG	NSG	NSG werden bis auf landschaftspflegerische Maßnahmen auf holländischer Seite nicht landwirtschaftlich genutzt. Auf deutscher Seite findet außerhalb der NSG intensive Landwirtschaft sowie Erdöl-Förderung und auslaufender Torfabbau statt.	UNB	Internationaler Naturpark Bourtanger Moor-Bargerveen e. V., NABU
Königsauer Moos	BY	Niedermoore	1.313 ha	In Teilen FFH- und in großen Teilen SPA-Gebiet	Fast vollständig bewirtschaftet (Ackerbau und Grünland). Zum Schutz der Wiesenbrüter werden viele Flächen zwischen März und Juni nicht bearbeitet.	UNB, Landschaftspflegeverband	Landschaftspflegeverband
Ochsenmoor	NI	Niedermoore	1.029 ha	NSG, SPA	Extensive Grünlandwirtschaft (Mahd und Beweidung) mit Naturschutzauflagen.	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz	Naturschützing Dümmer e.V., Naturpark Dümmer, weitere Naturschutzvereinigungen
Rosenheimer Stammbeckenmoore	BY	Hochmoore	1.000 ha	FFH-Gebiet inkl. zwei kleinerer NSG	Hochmoor wird nicht landwirtschaftlich genutzt, randlich finden Pflegemaßnahmen durch die Forstwirtschaft statt.	UNB	Gemeinde Feilnbach, Gemeinde Raubling, Umwelt-, Kultur- und Sozialstiftung im Landkreis Rosenheim
Schwäbisches Donaumoos	BY, BW	Niedermoore	4.000 ha, davon etwa 400 ha mit Schutzstatus (BY und BW)	NSG, Ramsar, SPA	Intensive Landwirtschaft (Acker und Grünlandnutzung) außerhalb des Schutzgebietes. Vertragsnaturschutz bzw. Kulturlandschaftspflege sowohl im Schutzgebiet als auch im restlichen Mooregebiet.	ARGE Donaumoos	ARGE Donaumoos, Mooseum (liegt außerhalb des Moores und deckt auch andere Themen ab)
Wurzacher Ried	BW	Hochmoore	1.812 ha	NSG	Vertragsnaturschutz auf randlichen Riedwiesen.	Regierungspräsidium Tübingen, UNB, Naturschutzzentrum Wurzacher Ried	Naturschutzzentrum Wurzacher Ried, Kultur- und Heimatpflegeverein Bad Wurzach e.V.

Tabelle 47: Vorstellung der Best-Practice-Beispiele von Mooregebieten in Bezug auf die Nutzung für Bildung und Erholung

Name	Angebote zur Bildungs- und Erholungsnutzung													Zielgruppen			Sonstiges			Bemerkung/ Weitere Informationen
	Bohlenpfade	Wanderwege	Radwege	Infotafeln	Beobachtungsstation bzw. -türme	Infostationen	Infozentrum bzw. Museum	Thematische Führungen	Moorbahn	Einheimische/ Naherholungssuchende	Urlauber	Gruppenausflüge	Schulklassen	Tourismuspotenzial	Besucherlenkungs-konzept	Sonstiges				
Ahlen-Falkenberger Moor	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	XX	X	X	Nähe zu Urlaubsorten an der Küste				
Internationaler Naturpark Bourtanger Moor- Bargerveen	X	X	X	X	X	(X)	X	X	X	X	X	X	XX	(X)	(X)	In der Region gibt es insgesamt 6 Museen mit thematischen Bezügen zum Moor. Ein Besucherlenkungskonzept wird derzeit erarbeitet.				
Königsauer Moos				X			X		X			X				Zusätzl. Flyer, Wanderausstellung, Information der Bevölkerung durch Zeitungsartikel und Infoabende				
Ochsenmoor		X	(X)	X	X		X		X	X	X	X	X			Es wurde kein umfassendes Besucherlenkungskonzept erstellt, allerdings werden saisonal besucherlenkende Maßnahmen durchgeführt.				
Rosenheimer Stammbekkenmoore	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	Existenz eines Grünen Klassenzimmers mit vielen Angeboten für Schulklassen				
Schwäbisches Donaumoos	X	X	X	X	X	(X)	X		X	(X)		X		X		Es gibt einen Erlebnisweg, für den sich die Besucher eine App mit kurzweilig aufbereiteten Informationen herunter laden können.				
Wurzacher Ried	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	XX	X	X	Bad Wurzach ist ein Kurort mit vielen Kurgästen				

5.3 Darstellung und Analyse der Interviewergebnisse

5.3.1 Organisationsstrukturen und Verantwortlichkeiten

Zu Beginn der Interviews wurden die Organisationsstrukturen in den untersuchten Moorgebieten erfragt. Dies diente dem Verständnis, welche Institutionen für die Einrichtung und Erhaltung von Bildungs- und Erholungsangeboten zuständig sind und welche Akteurskonstellationen sich bewährt haben.

Für die naturschutzfachliche Betreuung der untersuchten Moore ist der amtliche Naturschutz zuständig (in den meisten Fällen entweder die Untere Naturschutzbehörde oder die entsprechenden Einrichtungen der Bundesländer). Die Trägerschaft für die Umweltbildungsangebote wird meistens von mehreren Institutionen übernommen. Beteiligt sind häufig die Gemeinden auf deren Gemarkung Informationszentren, Erlebniswege oder andere Bildungsangebote installiert sind, weitere Akteure sind die lokalen Naturschutzvereinigungen oder Heimatvereine, die Landschaftspflegeverbände, die entsprechenden Naturparke vor Ort sowie eigens hierfür gegründete gemeinnützige Stiftungen oder Fördervereine. Die gemeinnützigen Stiftungen werden oftmals von Bundesland, Landkreis und Gemeinde gemeinsam getragen.

Für die Pflege und Erhaltung der Rad- und Wanderwege wie auch der Bohlenwege sind in aller Regel die Gemeinden zuständig. Das gleiche gilt für Renovierungsarbeiten an Beobachtungsstationen und -türmen, es gibt jedoch auch Fälle bei denen der Naturpark oder Vereine und Stiftungen dafür verantwortlich sind.

In den meistens Moorgebieten ist es üblich, dass die Naturschutz- und Bildungsakteure bei ihren Führungen und anderen Arbeitsgängen im Schutzgebiet Schäden an Infrastruktureinrichtungen registrieren und ggfs. die Gemeinden über Schäden informieren. In der Regel überprüfen jedoch auch die Gemeinden selbst regelmäßig (alle 1-2 Wochen) den Zustand der Infrastruktureinrichtungen. Wichtig ist insbesondere die Überprüfung von Bohlenwegen und baulichen Errichtungen wie Beobachtungstürmen, da der Pflegebedarf dieser Infrastruktureinrichtungen von den interviewten Personen mehrheitlich als hoch eingeschätzt wird (s. Abbildung 61).



Abbildung 61: Bohlenwege müssen regelmäßig überprüft und ausgebessert werden (Foto: E. Schubert)

Generell waren alle interviewten Personen mit dem Zustand der Infrastruktur und der Zusammenarbeit mit den Gemeinden zufrieden.

Die Verantwortlichkeiten für die Pflege und Erhaltung der Umweltbildungsangebote (Infoschilder, interaktive Infostationen, Elemente von Naturerlebnispfaden etc.) sind heterogener ausgestaltet: In einigen Fällen sind hierfür die Gemeinden zuständig, in anderen Fällen sind es Vereine, Stiftungen, der Naturpark oder die Landschaftspflegeverbände. Der Pflegebedarf dieser Einrichtungen ist abhängig vom Ausmaß an Vandalismus in den einzelnen Gebieten. Hinzu kommt in manchen Gebieten der Bedarf, Infostationen regelmäßig mit Flyern oder anderem Informationsmaterial zu bestücken.

5.3.2 Verhaltensregeln für das Betreten der Moorgebiete

In den Moorgebieten, die als Naturschutzgebiet (NSG) ausgewiesen sind, gelten die für NSG üblichen Verbote bzw. Gebote, d.h. dass Hunde angeleint werden müssen und dass die ausgewiesenen Wege nicht verlassen werden dürfen. In einigen anderen Moorgebieten gelten aktuell nur in Teilen oder noch gar keine Wege- bzw. Anleingebote, für die Zukunft sind jedoch entsprechende Verordnungen geplant.



Abbildung 62: Hinweis auf die Verhaltensregeln direkt am Eingang zum Naturschutzgebiet „Wurzacher Ried“ (Foto: E. Schubert)

Die Kommunikation der Gebote und Verbote erfolgt in der Regel mittels Hinweisschildern an den Eingängen zu den jeweiligen Schutzgebieten. Hierzu werden sowohl die NSG-Schilder als auch Infotafeln verwendet (Abbildung 62). In einigen Fällen wird auch in den Informati-

onszentren bzw. Museen oder auf Infoflyern auf die Regeln zur Betretung der Moorgebiete hingewiesen.

Mehrere interviewte Personen haben berichtet, dass man zukünftig dazu übergehen möchte, weniger Verbote zu kommunizieren und die Verhaltensregeln anstatt dessen positiv zu formulieren oder anhand von anschaulichen Beispielen zu erklären.

5.3.3 Ziele der Bildungs- und Erholungsangebote

Bei den Zielen, die in den untersuchten Moorschutzgebieten mit den Bildungs- und Erholungsangeboten verfolgt werden, zeichnen sich mehrere große Linien ab:

- Information der BesucherInnen zum Thema Moor

Es ist nicht weiter verwunderlich, dass dieses Ziel bei den meisten untersuchten Moorgebieten einen zentralen Stellenwert einnimmt. Die Bannbreite reicht hier von der spezifischen Vermittlung regionaler Besonderheiten und Naturschätze bis hin zu umfassenden Informationen zu den Besonderheiten und der Bedeutung des Lebensraums Moor im Allgemeinen oder der Vermittlung von komplexeren ökologischen Themen.

- Förderung von Naturerfahrung und Naturerlebnis

Durch Angebote, die über die kognitive Ansprache hinausgehen, soll ein emotionaler Zugang der BesucherInnen zu der besonderen Natur von Mooren ermöglicht werden.

- Akzeptanzsteigerung

In vielen Gebieten steht die Sensibilisierung und Begeisterung der einheimischen Bevölkerung im Vordergrund. Hierüber soll eine erhöhte Akzeptanz für die Schutzgebiete bei der lokalen Bevölkerung aber auch bei PolitikerInnen und LandnutzerInnen erzielt werden. Dies wird über gezielte Information sowohl zu den Schutzaktivitäten (wie beispielsweise Wiedervernässungsmaßnahmen) als auch zu lokalen Besonderheiten der Moorgebiete (z. B. Vorkommen besonderer Arten) umgesetzt. Des Weiteren sollen Angebote zu Naturerfahrung und Naturerlebnis die emotionale Bindung stärken bzw. einen emotionalen Zugang zu Mooren ermöglichen. In einigen Fällen wurde in den Telefoninterviews berichtet, dass in der lokalen Bevölkerung bereits ein gewisser Stolz auf die Besonderheit der Moorgebiete bzw. eine gewisse regionale Identifizierung mit den Moorgebieten erreicht werden konnte.

- Aufwertung der Tourismusregion

In Regionen mit einem hohen Tourismuspotenzial (vgl. Tabelle 47 und folgender Abschnitt) wird mit den Bildungs- und Erholungsangeboten in Moorschutzgebieten auch die Schaffung attraktiver Angebote für Urlauber verfolgt. Diese sollen ein zusätzliches Aufenthaltsmotiv in der Region schaffen.

5.3.4 Zielgruppen der Bildungs- und Erholungsangebote

Bei den Zielgruppen, die mit den Erholungs- und Bildungsangeboten erreicht werden sollen, zeigten sich große Unterschiede in den untersuchten Moorgebieten.

Die primären Zielgruppen können Tabelle 2 entnommen werden. Bereits auf den ersten Blick wird deutlich, dass einige Moorschutzgebiete mit ihren Angeboten ein sehr breites Publikum

bzw. eine Vielzahl unterschiedlicher Zielgruppen ansprechen möchten (Ahlen-Falkenberger Moor, Internationaler Naturpark Bourtanger Moor- Bargerveen, Ochsenmoor, Wurzacher Ried). Mit Ausnahme von Gruppenausflügen wenden sich auch die Angebote der Rosenheimer Stammbeckenmoore an ein eher breites Publikum. Die Angebote des Königsauer Moores und des Schwäbischen Donaumooses wenden sich hingegen spezifischer an die einheimische Bevölkerung und an lokale Schulklassen.

Diese Differenzierung ist vor allem unter zwei Gesichtspunkten interessant:

Tourismuspotenzial

Unter den Moorschutzgebieten, die sich mit ihren Erholungs- und Bildungsangeboten an ein breites Publikum richten, befinden sich einige Gebiete mit einem hohen Tourismuspotenzial. Hierbei handelt es sich um Regionen, die aus anderen Gründen viele Urlauber anziehen. Die Bildungseinrichtungen der Moorschutzgebiete können hiervon profitieren bzw. sind unter Umständen Teil des regionalen Tourismuskonzepts. Das Ahlen-Falkenberger Moor befindet sich beispielsweise in räumlicher Nähe zu klassischen Urlaubsgebieten an der Nordsee, während das Wurzacher Ried in der Nähe zum Bodensee liegt und Bad Wurzach zudem dank einer Kurklinik ein großes Besucheraufkommen aufweist. Das Internationale Naturpark Bourtanger Moor- Bargerveen profitiert von großen Freizeitparks in der Region (bzw. Center Parcs auf holländischer Seite). In diesen Gebieten bietet es sich an, Bildungs- und Erholungsangebote für sehr unterschiedliche Zielgruppen zu entwickeln. Angesprochen werden hierbei neben Individualtouristen auch Ausflugsgruppen, zudem werden Bildungsveranstaltungen für unterschiedliche Altersgruppen und Interessenslagen (z. B. „Familien mit Kind“, „Aktivurlauber 50 +“, „Naturinteressierte“ etc.) angeboten. Weiterhin arbeiten die Verantwortlichen für die Bildungs- und Erholungsangebote in der Regel mit den lokalen Touristikbüros zusammen. In einem Fall war die Errichtung von Informationszentrum und Moorbahn von Beginn an Baustein des regionalen Tourismuskonzeptes.

Das große Tourismuspotenzial dieser Regionen zeigt sich auch an den Besucherzahlen: Nach eigenen Angaben kommen jährlich etwa 20.000 BesucherInnen in das Ahlen-Falkenberger Moor, im Wurzacher Moor besuchen etwa 20.000 Personen/Jahr das Infozentrum und etwa 10.000 Personen/Jahr nutzen die Moorbahn. Für das Bourtanger Moor konnten keine Angaben zu den Besucherzahlen ermittelt werden - mit 1,2 Mio. Übernachtungen/Jahr weisen die Naturparkgemeinden jedoch ebenfalls ein großes Besucherpotenzial auf.

Wie anhand der Zielgruppen zu erwarten ist, weisen die drei hier beschriebenen Gebiete eine breite Palette an Erholungs- und Bildungsangeboten auf (s. Tabelle 47). Besonders die Moorbahnen stechen hierbei hervor, da diese ein Besuchermagnet sind und sich für die Ansprache vieler verschiedener Zielgruppen eignen (z. B. Familien mit Kindern, ältere BesucherInnen, Gruppenausflüge, Schulklassen etc.).

Das Ochsenmoor und die Rosenheimer Stammbeckenmoore stellen einen Zwischenfall dar. Sie liegen ebenfalls in Regionen, die regelmäßig Touristen anziehen und weisen somit höhere Besucherzahlen auf. Das Tourismuspotenzial ist jedoch insgesamt geringer als in den zuvor beschriebenen Gebieten. Während im Ochsenmoor ebenfalls versucht wird, mit einem Veranstaltungsprogramm möglichst viele Zielgruppen abzudecken, richtet sich das Grüne Klassenzimmer der Moorstation Nickelheim (Rosenheimer Stammbeckenmooren) gezielt an Schulklassen aus dem Landkreis Rosenheim. Der Naturerlebnispfad der Rosenheimer

Stammbeckenmoore richtet sich sowohl an Individualtouristen wie auch Naherholungssuchende und es werden ebenfalls Führungen angeboten.

Im Ochsenmoor werden jährlich etwa 100 Gruppen durch das Moor geführt. Bei einer Teilnehmerzahl von max. 30 Personen/Gruppe entspräche dies etwa 3.000 Personen/Jahr. Genauere Besucherzahlen für den Naturerlebnispfad und das Informationszentrum im Ochsenmoor konnten nicht ermittelt werden. Das Grüne Klassenzimmer der Rosenheimer Stammbeckenmoore wird jährlich von etwa 3.500 Tagestouristen, 1.500 Schulkindern und 500 Erwachsenen besucht. Für den Naturerlebnispfad der Rosenheimer Stammbeckenmoore konnten keine Zahlen ermittelt werden. Trotz der Unvollständigkeit zeigt sich jedoch an diesen Zahlen deutlich, dass die beschriebenen Regionen zwar ein Besucherpotenzial aufweisen, dass dieses allerdings hinter dem der größeren Tourismusregionen zurück bleibt.

Das Königsauer Moos und das Schwäbische Donaumoos liegen dahingegen in Regionen mit nur geringem Tourismuspotenzial. Dementsprechend richten sich die Erholungs- und Bildungsangebote hauptsächlich an die einheimische Bevölkerung und besonders naturinteressierte Personen, die beispielsweise zur Vogelbeobachtung anreisen.

Das Königsauer Moos wird jährlich von etwa 500 Personen besucht. Im Schwäbischen Donaumoos nehmen jährlich rund 450 Personen an den Bildungsangeboten der ARGE Donaumoos teil. Hinzu kommen diejenigen BesucherInnen, die an einer Bildungsveranstaltung zum Thema „Moor“ bei einer naheliegenden Umweltstation teilnehmen. Wie viele Personen zusätzlich auf eigene Faust die Naturschutzgebiete im Schwäbischen Donaumoos erkunden, ist nicht bekannt.

Strategische Wahl der Zielgruppen

Die Wahl der Zielgruppen von Bildungs- und Erholungsangeboten richtet sich nicht nur nach dem Tourismuspotenzial sondern ist auch eine bewusste Wahl der verantwortlichen Personen in den jeweiligen Mooregebieten. So wurde in den Telefoninterviews beispielsweise deutlich, dass im Königsauer Moos, Schwäbischen Donaumoos und Ochsenmoor explizit auf die Ansprache eines „Massenpublikums“ verzichtet wird. Nicht ohne Grund handelt es sich hierbei um die drei Niedermoore, die in diese Studie aufgenommen wurden, denn diese Gebiete sind störungsanfälliger und die Besucherströme können weniger stark gelenkt und kontrolliert werden (vgl. Abschnitt 5.3.6). Zusätzlich werden mit den Bildungs- und Erholungsangeboten im Königsauer Moos und im Schwäbischen Donaumoos Ziele verfolgt, die sich hauptsächlich an die lokale Bevölkerung richten und die Akzeptanz für Schutzgebiete und Moorschutzmaßnahmen steigern sollen (vgl. Abschnitt 5.3.3). In den Hochmoorgebieten fällt die Lenkung der Besucherströme häufig leichter (vgl. Abschnitt 5.3.6), deshalb kann in diesen Regionen das vorhandene Tourismuspotenzial gut genutzt werden.

5.4 Attraktivität der Mooregebiete

Im Allgemeinen sind sich die befragten Personen einig, dass die BesucherInnen von Mooren durch die Besonderheit von Naturraum und Landschaftsbild angezogen werden. Hinzu kommt eine Faszination für die Vielfalt der Landschaft, die häufig durch ein Mosaik aus intakten Moorflächen, extensiv bewirtschafteten Wiesen, Moorwäldern, Renaturierungsflächen und Seen erhöht wird (s. Abb. 63). Auch die wirtschaftliche Nutzung von Mooren durch

Torfabbau und im Fall des Bourtanger Moors durch Erdölförderung ist für BesucherInnen interessant.



Abbildung 63: Moore faszinieren durch die Besonderheit und die Vielfalt ihres Landschaftsbildes; zu sehen sind Beispiele für eine renaturierte Hochmoorlandschaft mit Abbausee im Wurzacher Ried (Fotos: E. Schubert)

Ein zweiter Besuchermagnet ist die Möglichkeit zur Tierbeobachtung oder -fotographie, insbesondere von Vögeln und Libellen, in vielen Moorschutzgebieten.

Intensiv landwirtschaftlich genutzte Moorflächen und vor allem ackerbaulich genutzte Flächen sind dahingegen nicht attraktiv für BesucherInnen von Mooregebieten.

5.4.1 Besucherlenkung

Die Besucherlenkung ist aufgrund der Störungsempfindlichkeit von Mooren ein wichtiges Thema bei einer Nutzung von Mooregebieten für Bildung und Erholung. In vielen Fällen wurde deshalb ein Besucherlenkungskonzept erstellt, im Bourtanger Moor wird derzeit ein solches erarbeitet. In der Regel erfassen Besucherlenkungskonzepte das aktuelle Wegenetz der Gebiete und vergleichen dieses mit der Lage der besonders schutzwürdigen Teile des Moors. Anhand dieser Gegenüberstellung werden Empfehlungen ausgesprochen, welche Wege besonders geeignet sind, um BesucherInnen ohne zu große Störungen der Natur durch das Moor zu führen, und welche Wege geschlossen werden sollen. In vielen Gebieten

wurden die Besucherlenkungskonzepte im Zusammenhang mit EU- oder Bundes-Vorhaben (z.B. LIFE-Natur-Projekte oder Naturschutzgroßprojekte) erarbeitet und umgesetzt.

Anhand der hier untersuchten Mooregebiete hat sich zudem gezeigt, dass Bohlenwege ein sehr effektives Instrument zur Besucherlenkung darstellen, da die BesucherInnen diese Wege nur in wenigen Fällen verlassen. Dies wird insbesondere in Hochmoorgebieten verstärkt durch den nassen Untergrund, der die BesucherInnen ebenfalls auf den Wegen hält (s. Abbildung 64).



Abbildung 64: Bohlenwege sind wirksame Instrumente zur Besucherlenkung (Foto: E. Schubert)

Wie das Beispiel des Wurzacher Riedes zeigt, wurden die Attraktionen für BesucherInnen in einigen Gebieten eher am Rand der Schutzgebiete errichtet (vgl. Abbildung 65). Die Wanderwege, Radwege und Erlebnispfade starten in diesem Fall in der Nähe der Siedlungen und sind gut erreichbar. Eine solche Clusterung von Angeboten in gut erreichbaren Teilen des Moores kann den Schutz des restlichen Moores unterstützen.

Auch Moorbahnen sind ein gutes Instrument zur Besucherlenkung, da sie viele Menschen in und durch das Moor bringen und gleichzeitig die Beeinflussung des Moores außerhalb der Schienen relativ gering ist.

Insgesamt hat sich in den Befragungen gezeigt, dass die Besucherlenkung in Hochmooren relativ gut gelingen kann, da die Gebiete außerhalb der Wege in der Regel zu nass oder sehr dicht bewachsen sind und deshalb nur wenige Personen die ausgewiesenen Wege verlassen.

In bewirtschafteten Niedermooren ist eine gezielte Besucherlenkung dagegen schwerer umsetzbar, da die Gebiete durch landwirtschaftliche Bearbeitung oder Pflegemaßnahmen offen

gehalten werden und zudem auch im Falle einer Wiedervernässung zumeist nicht so stark vernässt und besser zugänglich sind (s. Abbildung 66). Hinzu kommt, dass insbesondere extensiv bewirtschaftete Niedermoore häufig Vogelschutzgebiete für bodenbrütende Arten sind, die besonders sensibel auf Störungen reagieren, und hier die Scheuchwirkung bei Verlassen der Wege besonders groß ist.



Abbildung 65: Naturschutzgebiet Wurzacher Ried. Der Hochmoorkörper (in Rot dargestellt) wird nur an einer Stelle von einer Straße durchschnitten. Die Angebote für BesucherInnen beschränken sich auf den Rand des Schutzgebietes, in direkter Nähe zur Stadt sowie zum Riedsee (gelb eingekreist) (Foto: E. Schubert)



Abbildung 66: Beispiel Niedermoorgebiet Königsauer Moos; auf dem linken Bild ist eine Wiese mit angelegtem Tümpel zu sehen; das rechte Bild zeigt eine Grabenaufweitung (Fotos: R. Hettrich)

5.4.2 Schutzziele

Auch anhand der Schutzziele der ausgewählten Moorgebiete zeigt sich der Unterschied zwischen Hoch- und Niedermooren.

In Hochmooren steht meist die Erhaltung oder Wiederherstellung von intakten Moorflächen im Vordergrund der Schutzbemühungen. Hinzu kommt der Schutz der hochmoortypischen Flora und Fauna.

In zwei von drei Niedermooren in dieser Studie liegt der Fokus der Schutzbemühungen dahingegen klar auf dem Schutz von Brut- und Rastvögeln und zu diesem Zweck auf der Erhaltung und Wiederherstellung von Feuchtwiesen. Aber auch in Niedermooren ist natürlich die Wiederherstellung des Lebensraums Moor ein wichtiges Ziel der Schutzbemühungen.

5.4.3 Synergien mit den Schutzzielen

Auf die Frage, ob die Nutzung für Bildungs- und Erholungsangebote positive Effekte für den Schutz der Moorgebiete hat, wurde von den befragten Personen eine ganze Palette an Synergieeffekten genannt:

- Alle befragten Personen haben angegeben, dass die Bildungs- und Erholungsangebote in den Moorgebieten zu einer Sensibilisierung der lokalen Bevölkerung für die Besonderheit von Moorökosystemen geführt haben. In zwei Fällen wurde auch die Sensibilisierung von politischen EntscheidungsträgerInnen genannt.
- In sechs von sieben befragten Gebieten werden durch die gezielten Bildungsarbeit und das Angebot von ausgeschilderten Wander- sowie Radwegen oder Naturerlebnispfaden (im besten Fall mit Bohlenwegen) sensible Gebiete weniger häufig betreten. Dies zeigt auch, dass zuvor bestehende Konflikte durch das Betreten oder Befahren von sensiblen Gebieten zumindest gemildert werden konnten.
- In sechs von sieben Gebieten konnte eine erhöhte Akzeptanz für die Unterschutzstellung der Moore und die damit einhergehenden Renaturierungsmaßnahmen erreicht werden.
- Weitere Synergieeffekte liegen in einer erhöhten öffentlichen Unterstützung für den Moorschutz und einem erhöhten Bekanntheitsgrad des Gebietes. In zwei Fällen wurde zudem angegeben, dass in Folge der Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit zunehmend „selbstregulierende Effekte“ beobachtet werden können. Dies bedeutet, dass BesucherInnen, die sich nicht an die Betretungsregeln halten (bspw. Hunde frei laufen lassen oder Wege verlassen), von anderen BesucherInnen oder auch Landwirten und Jägern auf die entsprechenden Regeln hingewiesen werden.

5.4.4 Konflikte mit den Schutzzielen

Auf die Frage, welche Konflikte zwischen der Nutzung für Bildungs- und Erholungsangebote und dem Moorschutz bestehen, wurde in fünf von sieben Fällen das Verlassen der ausgeschilderten Wege genannt. Auch werden gelegentlich Wegesperrungen nicht eingehalten. Die Antworten auf die Frage nach den positiven Effekten haben jedoch gezeigt, dass diese Probleme bereits vor der Einrichtung der Bildungs- und Erholungsangebote bestanden. Nichtsdestotrotz kommen durch die Ausweitung von Bildungs- und Erholungsangeboten

mehr Menschen in die Moorschutzgebiete, so dass trotz eines Sensibilisierungseffektes weiterhin einige Personen die Wege verlassen oder Wegesperrungen missachten und sensible Gebiete betreten.

Weitere Konflikte bestehen mit Mountain Bikern, Motocross-Fahrern, Kite-Fliegern und Personen, die im Schutzgebiet Beeren sammeln. Auch frei laufende Hunde führen gelegentlich zu Konflikten.

Insgesamt wurden von den befragten Personen jedoch keine massiven Konflikte mit der Bildungs- und Erholungsnutzung der Gebiete genannt.

Als Reaktion auf die Konflikte wurden gezielte Maßnahmen zur Besucherlenkung (bspw. die optische Verbauung von Wegen) genannt. Zudem werden in einigen Fällen NaturschutzwächterInnen oder RangerInnen für Kontrollen eingesetzt, entsprechende Hinweise auf die Informationsschilder aufgenommen und im Fall der Niedermoorgebiete auf die Ansprache eines Massenpublikums verzichtet.

Um Konflikte im Vorfeld zu vermeiden, werden während der Vogelbrutzeit teilweise Wegerouten geändert oder bestimmte Haltestellen der Moorbahnen nicht mehr angefahren.

5.4.5 Abschließende Bewertung

Nach einer abschließenden Bewertung der Effekte von Bildungs- und Erholungsangeboten auf den Moorschutz gefragt, haben die meisten Befragten eine eher positive Bilanz gezogen. In einem Fall wurde angegeben, dass die Bildungs- und Erholungsangebote keine spürbaren positiven oder negativen Auswirkungen auf den Moorschutz haben.

In drei Moorgebieten wird ein Potenzial zur Ausweitung des Angebots gesehen. Im Fall der Niedermoorgebiete wird jedoch Wert darauf gelegt, dass durch eine Ausweitung der Angebote keine zu großen Besuchermassen angesprochen werden und dass im besten Fall eine Ausweitung der betreuten Angebote für Gruppen stattfindet.

In einem Moorgebiet wird explizit keine Ausweitung des Angebotes gewünscht.

5.5 Synthese und Ableitung von Empfehlungen

Anhand der Interviewergebnisse konnten wichtige Linien für die Einrichtung von Bildungs- und Erholungsangeboten in Moorgebieten abgeleitet und Empfehlungen formuliert werden. Diese sollen im Folgenden vorgestellt werden.

5.5.1 Akzeptanz von Moorgebieten

Mit der Untersuchung der sieben Best-Practice-Beispiele konnte gezeigt werden, dass Informations- und Bildungsangebote aber auch Möglichkeiten zu Naturerfahrung und Naturerleben nach Einschätzung der befragten Akteure deutliche Effekte auf die Akzeptanz von Moorschutzaktivitäten durch die lokale Bevölkerung haben. Da Renaturierungsmaßnahmen von Mooren in der Regel spürbare Folgen für die lokalen Landwirte haben und aus diesem Grund oft emotional und teilweise mit verhärteten Fronten diskutiert werden, ist dieser akzeptanzsteigernde Effekt von Bildungs- und Erholungsangeboten nicht zu unterschätzen.

Hinzu kommt, dass die lokale Bevölkerung die Mooregebiete in der Regel seit jeher für Freizeitaktivitäten oder auch das Sammeln von Beeren und Pilzen nutzt. Es ist somit kaum möglich, die lokale Bevölkerung ohne schwerwiegende Akzeptanzverluste vollständig aus den Mooregebieten auszuschließen. Aus diesem Grund ist es angebracht, bei der Unterschützstellung von Mooren bereits frühzeitig an die Bedürfnisse und Ansprüche der lokalen Bevölkerung zu denken und diese in geeignetem Umfang (bspw. in Form von Wanderwegen oder Naturerlebnispfaden) einzuplanen. So wird beispielsweise auch in einem neu publizierten Handlungsleitfaden zur Durchführung von Moorrevitalisierungsprojekten eine ausreichende Planung der Besucherlenkung empfohlen, um mögliche Konflikte zu minimieren (SSYMANK et al. 2015).

Die Akzeptanz der lokalen Bevölkerung ist nicht nur für eine wirkungsvolle Besucherlenkung relevant. Vielmehr werden hierüber auch EntscheidungsträgerInnen aus der Politik erreicht, denen Entscheidungen für einen wirksamen Moorschutz leichter fallen, wenn sie die lokale Bevölkerung hinter sich wissen. Dies ist insbesondere deshalb wichtig, weil es zu Beginn von Renaturierungsmaßnahmen häufig zu einer heftigen Auseinandersetzung mit den LandnutzerInnen kommt. Hier werden die politischen EntscheidungsträgerInnen für eine nachhaltige Kompromissfindung benötigt.

5.5.2 Umfang und Inhalte der Bildungs- und Erholungsangebote

Die Auswertung der Interviewergebnisse hat gezeigt, dass bei einer Festlegung von Ausmaß, Umfang und Inhalten der Bildungs- und Erholungsangebote eine ganze Reihe von Faktoren beachtet werden sollten:

- Tourismuspotenzial

Vor der Einrichtung von Bildungs- und Erholungsangeboten sollte eine Analyse des Tourismuspotenzials der Region erfolgen. Beachtet wird hierbei die Ausstattung der Region mit natürlichen und kulturellen „Highlights“, wie etwa ein herausragendes Landschaftsbild, Strände, Badeseen, schöne Stadtbilder, historische Baudenkmäler, bedeutende Museen etc. Hinzu kommt die Ausstattung mit touristischer Infrastruktur wie beispielsweise Hotels und andere Beherbergungsbetriebe, Gaststätten, Freizeit- und Sporteinrichtungen, Erreichbarkeit bzw. Anbindung an den ÖPNV etc. Ein Indikator für das Tourismuspotenzial können die Übernachtungszahlen sein. Es empfiehlt sich zudem, Kontakt zu den lokalen Tourismusbüros aufzunehmen, da diese das Potenzial der Region gut einschätzen können und bei der Einbindung der Bildungs- und Erholungsangebote in das Tourismuskonzept der Region behilflich sein können.

Anhand dieser Analyse kann abgeschätzt werden, ob es sich lohnt, die Bildungs- und Erholungsangebote auf eine breitere Zielgruppe auszurichten oder ob man sich stärker auf die lokale Bevölkerung konzentrieren sollte.

- Störungsempfindlichkeit des Mooregebietes

Bei einer Entscheidung über das Ausmaß an Bildungs- und Erholungsangeboten spielt zudem die Empfindlichkeit des Moores gegenüber Störungen durch BesucherInnen eine wichtige Rolle. Wie die Ergebnisse der Befragungen gezeigt haben, sind intakte bzw. wiedervernässte Hochmoore hierbei weniger empfindlich, da große Teile per se nicht begehbar sind. Bewirtschaftete Niedermoore sind dagegen sehr viel leichter zugänglich und die Gefahr

ist deshalb größer, dass die ausgeschilderten Wege verlassen werden. Hinzu kommt, dass Niedermoore häufig Vogelschutzgebiete sind und dass Vögel (insbesondere Wiesenbrüter) sehr anfällig gegenüber Störungen, wie beispielsweise durch frei laufende Hunde, sind.

- Attraktivität des Moorgebietes

Nicht jedes Moorgebiet ist gleichermaßen interessant für BesucherInnen, da diese hauptsächlich an herausragenden und vielfältigen Natur- und Landschaftsräumen interessiert sind. Hierzu zählen neben intakten Moorflächen auch viele Renaturierungsflächen, extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen, Seen und Moorwälder. Unter kulturellen Gesichtspunkten ist auch die wirtschaftliche Nutzung von Mooren bzw. die historische Entwicklung dieser Nutzung von Interesse. Wenig interessant sind für BesucherInnen dahingegen Moore, die ackerbaulich oder durch intensive Grünlandwirtschaft genutzt werden.

- Definition der Ziele, Zielgruppen und Inhalte

Wie in der Analyse der Fallbeispiele gezeigt werden konnte, ist die Definition der Ziele, die mit den Bildungs- und Erholungsangeboten verfolgt werden, entscheidend für die weitere Auswahl der Zielgruppen und die konkrete Ausgestaltung der Angebote vor Ort.

In diese Überlegungen sollte die jeweils spezifische Konstellation vor Ort einfließen: Wie ist die lokale Bevölkerung gegenüber Moorschutz eingestellt? Welche Bedürfnisse und Ansprüche werden seitens der Bevölkerung an das Moorgebiet gestellt? Welche Spannungen und Animositäten bestehen? Welche Akteure sollen einbezogen werden? Welche Effekte sollen idealerweise erzielt werden?

Aus der Definition der Ziele leitet sich die Festlegung der Zielgruppen ab. Hierbei sollte auch das oben beschriebene Tourismuspotenzial der Region beachtet werden. Auch die Störungsempfindlichkeit des Moores bzw. die Schutzziele der jeweiligen Moorschutzgebiete findet Eingang in diese Überlegungen. Bei Angeboten für Schulklassen ist es zudem wichtig, die Existenz weiterer Bildungseinrichtungen in der Region zu beachten und den aktuellen Bedarf abzuschätzen.

Die beschriebenen Fallbeispiele haben unterschiedliche Schwerpunkte bei der Vermittlung von Inhalten gesetzt. Eine Festlegung der gewünschten Inhalte für die Bildungsangebote erfolgt abgestimmt auf die gewählten Ziele und Zielgruppen.

- Organisationsstrukturen und Ressourcenverfügbarkeit

Wie die Analyse der Organisationsstrukturen gezeigt hat, ist in der Regel eine ganze Reihe von Institutionen und Akteuren an der Einrichtung, Unterhaltung und Pflege von Bildungs- und Erholungsangeboten inklusive der notwendigen Infrastruktureinrichtungen beteiligt. Die genaue Aufteilung der Verantwortlichkeiten hängt hierbei von lokalen und regionalen Gegebenheiten ab und ist von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich. Wichtig ist hierbei, dass klare Absprachen zur Aufteilung der Verantwortlichkeiten getroffen werden.

Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Verfügbarkeit von ausreichenden Ressourcen (sowohl Arbeitskräfte als auch monetär), um die vorhandenen Einrichtungen regelmäßig zu überprüfen und Wartungsarbeiten durchführen zu können. Hiervon hängt ab, wie aufwändig die Bildungs- und Erholungsangebote gestaltet werden können.

Bohlenwege, Beobachtungsstationen oder interaktive Elemente wurden in den untersuchten Moorgebieten häufig im Rahmen größerer EU- oder bundesfinanzierter Vorhaben realisiert.

Für die Pflege und Erhaltung dieser besonders wartungsintensiven Elemente sind jedoch die Akteure vor Ort zuständig.

5.5.3 Besucherlenkung

Wirkungsvolle Besucherlenkung ist ein wichtiges Thema für die Nutzung von Mooregebieten zu Bildungs- und Erholungszwecken. Hierbei empfiehlt sich bei Planungen für Schutzgebietsausweisungen bereits frühzeitig die Erstellung eines Konzeptes zur Besucherlenkung. Ein solches Konzept ermöglicht eine konsistente Planung von Zonen, die für BesucherInnen offen bleiben sollen und von solchen Zonen, die nicht mehr betreten werden dürfen. In letzteren werden existierende Wege zurück gebaut und ggfs. optisch verbaut. Um Akzeptanz für den Rückbau von Wegen zu erhalten, ist es wichtig, dass andere Zonen ausgewiesen werden, die der Öffentlichkeit weiterhin zur Verfügung stehen und eine Teilhabe an den Naturschätzen der Region (bzw. deren Renaturierung) ermöglichen. Sofern dies die örtlichen Gegebenheiten zulassen, bietet es sich an, die Angebote für die Öffentlichkeit am Rand der Mooregebiete und in Siedlungsnähe zu installieren.

Generell gilt, dass die Besucherlenkung in wiedervernässten Hochmooren besser gelingt als in bewirtschafteten Niedermooren. Als wirkungsvolles Instrument zur Besucherlenkung hat sich die Errichtung von Bohlenwegen erwiesen. Auch Moorbahnen können Besucherströme ohne zu große Störungseffekte durch ein Mooregebiet lenken.

5.6 Checkliste Tourismus

Aus den Ergebnissen der Befragungen sowie den unter Abschnitt 5.4 abgeleiteten Empfehlungen wurde eine Checkliste entwickelt. Diese richtet sich vornehmlich an „Praktiker“ vor Ort, die neue Angebote zur Bildungs- und Erholungsnutzung einrichten oder bestehende Angebote optimieren bzw. überarbeiten wollen.

Die Checkliste soll dabei helfen, die Attraktivität eines Mooregebietes sowie die Störungsempfindlichkeit und den Bedarf an besucherlenkenden Maßnahmen einzuschätzen, Ziele und Zielgruppen zu definieren und die Verfügbarkeit von Ressourcen abzuschätzen.

Die Checkliste ist so aufgebaut, dass sie Rückschlüsse auf die jeweils wichtigsten Aspekte innerhalb der einzelnen Themenbereiche zulässt (zur Interpretation s. Tabelle 48):

- Tabelle 49: Attraktivität des Mooregebietes für BesucherInnen
- Tabelle 50: Störungsempfindlichkeit des Mooregebietes
- Tabelle 51: Bedarf an zusätzlichen besucherlenkenden Maßnahmen
- Tabelle 52: Grundsätzliche Ziele bzw. Bedarfsanalyse von Bildungs- und Erholungsangeboten
- Tabelle 53: Auswahl der Zielgruppen
- Tabelle 54: Akteure und Ressourcen

Es ist jedoch unerlässlich, die einzelnen Ergebnisse zu vergleichen und auf Kompatibilität zu prüfen. So ist es zum Beispiel nicht unbedingt sinnvoll, das große Tourismuspotenzial einer Region zu nutzen, wenn es sich gleichzeitig um ein sehr störungsempfindliches Gebiet han-

delt. Auch lohnt es sich nicht, ein umfangreiches Angebot für eine Vielzahl an Zielgruppen einzurichten, wenn es vor Ort keine Akteure gibt, die das Angebot langfristig aufrechterhalten können (finanziell wie auch personell).

Zusätzlich können aus der Checkliste mögliche Inhalte für Bildungs- und Erholungsangeboten abgeleitet werden. Die konkreten Inhalte richten sich selbstverständlich nach den Gegebenheiten vor Ort und nach den jeweiligen Schutzziele der Moorgebiete.

Tabelle 48: Hinweise zur Interpretation der Checkliste Tourismus

Farbe	Erläuterung
	Blaue Markierungen zeigen an, dass hier weiterer Handlungsbedarf besteht bzw. dass die jeweiligen Aussagen wichtige Hinweise liefern, die in der weiteren Planung beachtet werden sollten. Nur in Tabelle 4 gibt die Farbe einen Hinweis auf die Bewertung der Attraktivität des Moorgebietes (blau = hohe Attraktivität, türkis = mittlere Attraktivität, orange = geringe Attraktivität).
	Türkise Markierungen zeigen an, dass ein bestimmter Sachverhalt auf den ersten Blick weder als bestärkender noch als ausschließender Faktor eingestuft werden kann. In diesen Fällen müssen die jeweilige Wirkung vor Ort beurteilt und ggfs. Rückschlüsse daraus gezogen werden.
	Orange Markierungen zeigen an, dass die jeweiligen Aussagen keine große Rolle bei der Planung von Bildungs- und Erholungseinrichtungen spielen und daher im weiteren Planungsverlauf nicht weiter beachtet werden müssen. Nur in Tabelle 4 handelt es sich um eine Bewertung der Attraktivität des Moorgebiets (orange = geringe Attraktivität). Dies kann als Hinweis gelten, dass vermutlich nur lokale Interessensgruppen angesprochen werden können.
	Weißer Markierungen zeigen an, dass die jeweilige Situation vor Ort unbekannt ist oder nicht eingeschätzt werden kann.

Tabelle 49: Attraktivität des Moorgebietes für BesucherInnen

1 a.	Wie groß ist die Vielfalt der naturräumlichen Merkmale in dem Moorgebiet (bspw. naturnahe Moorflächen, extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen, Renaturierungsflächen, Seen, Moorwälder, Torfabbauflächen etc.)?
	Große Vielfalt
	Mittlere Vielfalt
	Geringe Vielfalt
1 b.	Wie hoch ist der Anteil an intensiv genutzter landwirtschaftlicher Fläche?
	Keiner bzw. geringer Anteil an intensiv genutzter landwirtschaftlicher Fläche
	Mittlerer Anteil an intensiv genutzter landwirtschaftlicher Fläche
	Hoher Anteil an intensiv genutzter landwirtschaftlicher Fläche
1 c.	Wie hoch ist der Anteil der naturnahen Flächen in dem Moorgebiet?
	Hoch
	Mittel
	Gering
1 d.	Können in dem Gebiet seltene bzw. besondere Tier- oder Pflanzenarten beobachtet werden? (bspw. Bodenbrüter, Libellen, seltene Moorpflanzen wie Sonnentau etc.)
	Ja
	Nein

1 e.	Sind lokale Besonderheiten vorhanden, die für die Öffentlichkeit oder das Fachpublikum interessant sein können?
	Ja
	Nein

Hinweis zur Auswertung: Je mehr blaue Felder angekreuzt wurden, umso attraktiver ist das Moorgebiet für BesucherInnen. Prinzipiell steigt die Attraktivität eines Gebietes mit der Vielfalt der Lebensräume, aber auch mit der Möglichkeit, seltene bzw. besondere Arten oder andere lokale Besonderheiten kennenlernen, beobachten oder erleben zu können. Ausschließlich intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen sind nicht attraktiv genug, um BesucherInnen anzuziehen, es sollte daher ein Mindestanteil an naturnahen Flächen vorhanden sein. Neben der Attraktivität des Gebietes lassen sich aus den Antworten in diesem Abschnitt auch Hinweise auf mögliche Inhalte von Bildungsangeboten ableiten.

Tabelle 50: Störungsempfindlichkeit des Moorgebietes

2 a	Ist es zur Erreichung der Schutzziele wichtig, dass Teile des Moorgebietes ganzjährig nicht betreten werden?
	Ja
	Nein
2 b.	Ist es zur Erreichung der Schutzziele wichtig, dass Teile des Moorgebietes in bestimmten Jahreszeiten nicht betreten werden?
	Ja
	Nein
2 c.	Kommen in dem Moorgebiet besonders störungsempfindliche Arten, wie beispielsweise Bodenbrüter, vor?
	Ja
	Nein
2 d.	Sind die sensiblen Teile des Moorschutzgebietes für BesucherInnen offen zugänglich?
	Ja, sensible Gebiete sind größtenteils offen zugänglich.
	Bedingt, da nur ein Teil der sensiblen Gebiete offen zugänglich ist.
	Nein, ein Großteil der sensiblen Gebiete ist gar nicht oder nur schwer zugänglich.

Hinweise zur Auswertung: Die Störungsempfindlichkeit eines Moorgebietes ist umso höher, je mehr Kreuze in blauen Feldern gemacht wurden. Wenn außerdem besonders störungsempfindliche Arten im Gebiet vorkommen, ist die Erstellung eines Besucherlenkungskonzeptes in der Regel unerlässlich. Dabei können Festlegungen getroffen werden, ob und wenn ja welche Gebiete ganzjährig oder nur zu bestimmten Jahreszeiten nicht betreten werden sollten, bzw. wie der Umgang mit Hunden geregelt werden soll. Je leichter zugänglich ein Gebiet ist, umso höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass Besucher nicht auf den Wegen bleiben und weitergehende Maßnahmen erforderlich werden.

Diese Informationen können zudem als Hinweise genutzt werden für die Festlegung von Zielen, Zielgruppen in Bezug auf Umfang und Inhalte der Bildungs- und Erholungsangebote.

Tabelle 51: Bedarf an zusätzlichen besucherlenkenden Maßnahmen

3 a.	Werden sensible Bereiche des Moorgebietes aktuell zu häufig betreten?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
3 b.	Bestehen aktuell Konflikte mit bestimmten Freizeit- bzw. Sportarten (bspw. Mountainbiker, Motocross-Fahrer etc.)?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
3 c.	Existieren Wege, die zu nahe an sensible Gebiete heranführen bzw. über die BesucherInnen in sensible Gebiete hinein gelangen?
	Ja
	Nein
3 d.	Bestehen aktuell Konflikte mit Hundehaltern, die ihre Hunde frei laufen lassen?
	Ja
	Nein
3 e.	Liegt das Moorgebiet in direkter Nähe zu Siedlungen und wird deshalb häufig von Naherholungssuchenden aufgesucht?
	Ja
	Nein

Hinweise zur Auswertung: Je mehr Fragen mit „Ja“ (blau) beantwortet wurden, umso dringender ist der Bedarf, besucherlenkende Maßnahme durchzuführen und ggfs. ein Konzept zur Besucherlenkung zu erstellen. Außerdem ist dies ein Hinweis darauf, dass die Akzeptanzsteigerung für Moorschutz bei der lokalen Bevölkerung ein wichtiges Ziel der Bildungs- und Erholungsangebote sein sollte.

Tabelle 52: Grundsätzliche Ziele bzw. Bedarfsanalyse von Bildungs- und Erholungsangeboten

4 a.	Besteht aktuell Bedarf, in der lokalen Bevölkerung oder bei politischen Entscheidungsträgerinnen die Akzeptanz für Moorschutzaktivitäten zu stärken? (Z. B. aufgrund von Konflikten im Schutzgebiet oder eines Bedarf nach mehr öffentlicher Unterstützung von Moorschutzprojekten)
	Ja
	Nein
	Unbekannt
4 b.	Besteht ein Interesse der Bevölkerung in der Region an Informationen über das Moorgebiet?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
4 c.	Besteht ein Interesse der Bevölkerung in der Region an Angeboten zu Naturerfahrung und Naturerlebnis in dem Moorgebiet?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
4 d.	Können Angebote zu Bildung und Erholung in dem Moorgebiet dazu beitragen, dass die Attraktivität der Region für UrlauberInnen erhöht wird?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
4 e.	Passen Angebote zur Bildungs- und Erholungsnutzung in das regionale Tourismuskonzept bzw. ergänzen dieses gut?
	Ja
	Nein
	Unbekannt

Hinweise zur Auswertung: Die Antworten auf die hier gestellten Fragen geben Hinweise auf den konkreten Bedarf von Bildungs- und Erholungseinrichtungen und zeigen grundsätzliche Ziele auf, die mit den Bildungs- und Erholungsangeboten verfolgt werden können. Aber auch die Antworten auf die Fragen in den Tabelle 50 und Tabelle 51 geben nützliche Hinweise für die Zielformulierung. Darüber hinaus hängt die Zieldefinition selbstverständlich von der jeweiligen Situation vor Ort ab.

Tabelle 53: Auswahl der Zielgruppen

5 a.	Welche Zielgruppen sollen mit der Ansprache der lokalen bzw. regionalen Bevölkerung erreicht werden? (Mehrfachnennungen sind möglich)
	Naherholungssuchende Einzelpersonen
	Familien mit Kindern
	Schulklassen
	Kindergartengruppen
	Gruppenausflüge
	Keine, da die lokale bzw. regionale Bevölkerung keine Zielgruppe der Angebote sein soll
5 b.	Wie hoch ist das Tourismuspotenzial der Region?
	Hoch
	Mittel
	Gering
5 c.	Welche Zielgruppen sollen mit der Ansprache von UrlauberInnen erreicht werden? (Mehrfachnennungen sind möglich)
	Individualtouristen
	AktivurlauberInnen
	Familien mit Kindern
	Geführte Gruppen
	Keine, da das Tourismuspotenzial zu gering ist.
5 d.	Besteht ein Interesse seitens des Fachpublikums an Angeboten in dem Moorgebiet?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
5 e.	Wie gut erreichbar ist das Moorgebiet? (Mehrfachnennungen sind möglich)
	Das Gebiet ist mit dem ÖPNV gut erreichbar
	Das Gebiet ist über Straßen gut erreichbar
	Es steht eine ausreichende Anzahl an Parkplätzen zur Verfügung
	Teile des Gebietes liegen in direkter Nähe zu Siedlungen
	Das Gebiet ist nicht gut erreichbar

Hinweise zur Auswertung: Die Auswahl einer Zielgruppe setzt voraus, dass bei der jeweiligen Gruppe ein Interesse bzw. ein Bedarf an Angeboten in dem Moorgebiet besteht. Zudem muss die notwendige Infrastruktur bereit stehen, damit die Zielgruppen das Gebiet erreichen können. Wichtig ist außerdem, dass die Ergebnisse hinsichtlich der Attraktivität und der Störungsempfindlichkeit des Moorgebietes (Tabelle 49 und Tabelle 50) in die Wahl der Zielgruppen einbezogen werden.

Es bietet sich eventuell an, die Zielgruppen zu priorisieren und in Haupt- bzw. Nebenzielgruppe einzuteilen. Dies erleichtert eine passgenaue Ausrichtung der Angebote auf die wichtigsten Zielgruppen.

Tabelle 54: Akteure und Ressourcen

6 a.	Gibt es Akteure in der Region, die im Moorschutz und/oder in der Umweltbildung aktiv sind und die bei den Planungen für weitere Aktivitäten einbezogen werden sollten?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
6 b.	Besteht die Möglichkeit, die Einrichtung der Bildungs- und Erholungsangebote mittels EU-Projekten oder über bundes- bzw. landesweite Fördermittel zu finanzieren?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
6 c.	Gibt es Institutionen/Einrichtungen, die sich um die langfristige Pflege und Erhaltung der Bildungs- und Erholungsangebote kümmern können bzw. wollen?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
6 d.	Existieren ausreichende finanzielle Ressourcen, um die langfristige Pflege und Erhaltung der Bildungs- und Erholungsangebote finanzieren zu können?
	Ja
	Nein
	Unbekannt
6 e.	Kann der Bekanntheitsgrad der Bildungs- und Erholungsangebote durch die Zusammenarbeit mit den lokalen bzw. regionalen Tourismusbüros gesteigert werden?
	Ja
	Nein
	Unbekannt

Hinweise zur Auswertung: Die Antworten auf diese Frage geben Aufschluss darüber, welche Akteure und ggfs. auch Ressourcen in der Region mobilisiert werden können. Ohne ausreichende finanzielle Ressourcen und Akteure, die sich um Pflege und Erhaltung kümmern, können Investitionen in Bildungs- und Erholungsangebote nur schwer zu einem langfristigen Erfolg führen. Zudem ist es wichtig, dass klare und verbindliche Absprachen zwischen den beteiligten Akteuren hinsichtlich Errichtung aber auch Pflege und Erhaltung der Angebote getroffen werden.

Prinzipiell besteht häufig die Möglichkeit, die Errichtung z.B. von Infotafeln, Bohlenweg oder Beobachtungsstationen über Fördermittel zu finanzieren. Die langfristige Aufrechterhaltung der Angebote steht jedoch in der Regel in der Verantwortung der lokalen Akteure und muss durch diese finanziert werden. Die Zusammenarbeit mit den Touristikern vor Ort kann hilfreich sein, um den Bekanntheitsgrad der Angebote zu steigern.

Dank

Wir möchten uns beim Bundesamt für Naturschutz (BfN) für die Förderung (FKZ: 3511 82 0500) und bei Frau Dr. Karin Ullrich für die engagierte Betreuung des Projekts „Moorschutz in Deutschland“ bedanken. Ebenso bedanken wir uns bei unserem Ansprechpartner im BMUB, Herrn Frank Klingenstein und den Teilnehmern der PAG u.a. Herrn Dr. Uwe Riecken, Herrn Peter Finck und Frau Katharina Dietrich.

An der Auftakttagung und an den beiden Nutzerworkshops haben zahlreiche Moorexperten teilgenommen und sowohl konstruktiv als auch kritisch mit uns über die im Projekt entwickelten Instrumente diskutiert. Dies hat uns in vielerlei Hinsicht weitergebracht, wofür wir uns ebenfalls bedanken möchten.

Insbesondere die Auswertungen zur Indikatorfunktion der Wasserstände (und der Wasserstände an sich) wäre nicht möglich gewesen ohne großzügige „Datenspende“ folgender Personen bzw. Institutionen: ARGE Schwäbisches Donaumoos, Biologische Station Minden-Lübbecke, Biologische Station Steinfurt, Biosphärenreservat Vessertal, BUND Diepholzer Moorniederung, Deutscher Wetterdienst (DWD), Bezirksregierung Detmold, Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen (Institut für Angewandte Forschung), Humboldt Universität zu Berlin (Fachgebiet Bodenkunde und Standortlehre), LBEG Hannover (Referat Boden- und Grundwassermonitoring), LUNG Mecklenburg-Vorpommern, Dr. Eberhard Gärtner, Landkreis Gifhorn, NABU Minden-Lübbecke, Naturpark Drömling, Naturpark Erzgebirge/Vogtland, NLWKN Hannover, Region Hannover, Naturpark Nossentiner/Schwinzer Heide, Naturschutzfond Brandenburg, Ökologische Station Steinhuder Meer, Hochschule Weihenstephan Triesdorf (Fachgebiet für Vegetationsökologie), Universität Hohenheim (Institut für Bodenkunde und Standortlehre), Johannes Gutenberg-Universität Mainz (Geographisches Institut, Bodenkunde), Universität Rostock (Professur für Bodenphysik und Ressourcenschutz, Professur für Landschaftsökologie und Standortkunde, Professur für Hydrologie), Kees Vegelin, ZALF (Institut für Bodenlandschaftsforschung), Dr. Werner Kutsch, Dr. Christian Brümmer und Miriam Hurkuck (Thünen-Institut).

Janina Hommeltenberg (Karlsruhe Institute of Technology, Institute of Meteorology and Climate Research - Atmospheric Environmental Research, Garmisch-Partenkirchen) möchten wir für ihren Beitrag zum Kapitel „Treibhausgase“ danken. Ebenso haben Peter Navratil und Uwe Ballhorn (Remote Sensing Solutions, Baierbrunn) am Kapitel „Monitoring - Vegetation“ mitgewirkt.

Dieses Projekt wäre nicht möglich gewesen, ohne die kontinuierliche Nachsteuerung des Arbeitsprogramms und Absicherung des Arbeitsfortschritts, die insbesondere aus dem Kernteam des Thünen-Instituts geleistet wurde. Schließlich möchten wir uns bei Dörte Prüfert (Thünen-Institut) für die ausdauernde Formatierung des Skriptes bedanken.

Literaturverzeichnis

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ALLEN, R. G. (2003): Crop coefficients. In: STEWART, B.A. & HOWELL, T.A. (Hrsg.): *Encyclopedia of Water Science*. Marcel Dekker Publishers, New York, 87–90.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D. & SMITH, M. (1998): *Crop Evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements*. Irrigation and Drainage paper No. 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom.
- ARGE EINGRIFF-AUSGLEICH NORDRHEIN-WESTFALEN (1994): *Entwicklung eines einheitlichen Bewertungsrahmens für straßenbedingte Eingriffe in Natur und Landschaft und deren Kompensation*. Endbericht. Düsseldorf.
- ARNOLD, J. G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. S., & WILLIAMS, J. R. (1998): Large area hydrologic modelling and assessment, Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34(1): 73–89.
- AUBINET, M., GRELE, A., IBROM, A., RANNIK, U., MONCRIEFF, J., FOKEN, T., KOWALSKI, A.S., MARTIN, P.H., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C., CLEMENT, R., ELBERS, J., GRANIER, A., GRUNWALD, T., MORGENSTERN, K., PILEGAARD, K., REBMANN, C., SNIJDERS, W., VALENTINI, R. & VESALA, T. (2000): Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30: 113-175.
- AUBINET, M., VESALA, T. & PAPALE, D. (2012): *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement*, Springer, pp. 460.
- AURELA, M., LOHILA, A., TUOVINEN, J.P., HATAKKA, J., RIUTTA, T. & LAURILA, T. (2009): Carbon dioxide exchange on a northern boreal fen, *Boreal Environment Research* 14: 699-710.
- BADEN, W. & EGGELSMANN, R. (1968): The hydrologic budget of the highbogs in the Atlantic region. *Proceedings of the Third International Peat Congress, Quebec, Canada*: 206-211.
- BAFU (2009): *Regeneration von Hochmooren. Grundlagen und technische Maßnahmen*. UV-0918-D.
- BAIRD, A.J. (1997): Field estimation of macropore functioning and surface hydraulic conductivity in a fen peat. *Hydrological Processes* 11: 287–295.
- BALDOCCHI, D.D. (2003): Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future, *Global Change Biology* 9: 479-492.
- BALDOCCHI, D.D., HICKS, B.B. & MEYERS, T.P. (1988): Measuring Biosphere-Atmosphere Exchanges of Biologically Related Gases with Micrometeorological Methods. *Ecology* 69: 1331-1340.
- BARTELS, R. & KUNTZE, H. (1968). Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit von Moorböden. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 1: 155–161.
- BARTELS, R. & KUNTZE, H. (1973): Peat properties and unsaturated hydraulic conductivity of peat soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 134(2): 125-135.
- BAYLFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ) (2010): *Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern Teil 2: Biotoptypen inklusive der Offenland-Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Flachland / Städte)*.

- BAYLFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ) (2014): Biotopwertliste zur Anwendung der Bayerischen Kompensationsverordnung (BayKompV).
- BECHTOLD, M., TIEMEYER, B., LAGGNER, A., LEPELT, T., FRAHM, E. & BELTING, S. (2014): Large-scale regionalization of water table depth in peatlands optimized for greenhouse gas emission upscaling, *Hydrology and Earth System Sciences* 18: 3319-3339.
- BEETZ, S., LIEBERSBACH, H., GLATZEL, S., JURASINSKI, G., BUCZKO, U. & HÖPER, H. (2013): Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an atlantic peat bog. *Biogeosciences* 10: 1067–1082.
- BEHRENDT, A., MUNDEL, G., SCHALITZ, G. & D. HÖLZEL (1996): 25 Jahre Lysimeterforschung in Paulinenaue und Neukonzipierung der Untersuchungen (1992), *ZALF-Berichte* 26: 6-27.
- BERNATOWICZ, S., LESZCZYNSKI, S. & TYCZYNSKA, S. (1976): The influence of transpiration by emergent plants on the water balance in lakes. *Aquatic Botany* 2: 275-288.
- BEYER, C. & HÖPER, H. (2014): Greenhouse gas emissions from rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in Northwest Germany. *Biogeosciences* 12: 2101–2117.
- BEYER, C. & HÖPER, H. (2015): Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in northwest Germany. *Biogeosciences* 12: 2101-2117.
- BEYER, C., LIEBERSBACH, H. & HÖPER, H. (2015): Multiyear greenhouse gas flux measurements on a temperate fen soil used for cropland or grassland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178: 99–111.
- BINOT-HAFKE, M., BALZER, S., BECKER, N., GRUTTKE, H., HAUPT, H., HOFBAUER, N., LUDWIG, G., MATZKE-HAJEK, G. & STRAUCH, M. (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Bd. 70 (3), Landwirtschaftsverlag, Münster, 716 S.
- BMUB & BFN (Hrsg.) (2014): *Naturbewusstsein 2013. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt*.
- BMUB (2015): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. 4. Auflage, Berlin.
- BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG (2005): KA5. Hrsg. von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, Hrsg.: Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 5. Aufl., 438 S., ISBN 978-3-510-95920-4.
- BOELTER, D.H. (1965): Hydraulic conductivity of peats. *Soil Science* 100: 227–231.
- BOHNE, K. (2005): *An introduction to applied soil hydrology*. Catena Verlag GmbH, Reiskirchen.
- BONN, A., BERGHÖFER, A., COUWENBERG, J., DRÖSLER, M., JENSEN, R., KANTELHARDT, J., LUTTHARDT, V., PERMANA, I.G., RÖDER, N., SCHALLER, L., SCHWEPPE-KRAFT, B., TANNEBERGER, F., TREPPEL, M., WICHMANN, S., SCHÄFER, A. & GRÜTZMACHER, F. (2014): Klimaschutz durch Wiedervernässung von kohlenstoffreichen Böden. In: *Naturkapital und Klimapolitik: Synergien und Konflikte; Kurzbericht für Entscheidungsträger*. Berlin: Technische Univ, pp 124-147.
- BONNETT, S.A.F., ROSS, S., LINSTAD, C. & MALTBY, E. (2011): A review of techniques for monitoring the success of peatland restoration, *Natural England Commissioned Report NECR086*.

- BOUWER, H. & RICE, R.C. (1976): A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resources Research* 12: 423-428.
- BRANDL, H., & HANSELMANN, K.W. (1991): Evaluation and application of dialysis pore water samplers for microbial studies at sediment-water interfaces. *Aquatic Sciences* 53: 55-73.
- BRAÜ, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & WOLF, W. (2013): *Tagfalter in Bayern*. Ulmer, Stuttgart, 781 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. 3., neubearb. u. wesentl. verm. Aufl. Springer, Wien
- BUCK, O., HINTERLANG D., MÜTERTHIES A. & RÜHL, J. (2014): Einsatz von Fernerkundungs-Daten im Rahmen von FFH-Monitoring-Diensten in Deutschland: get ready for SENTINEL @ All; Tagungsdokumentation des Workshops vom 31.03. bis 01.04.2014 im Bundesamt für Naturschutz, Bonn; BfN Skript 388
- BULLOCK, A. & ACREMAN, M. (2003): The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 358-389.
- BURBA, G.G. & ANDERSON, D. (2010): *A Brief Practical Guide to Eddy Covariance Flux Measurements: Principles and Workflow Examples for Scientific and Industrial Applications*, LI-COR Biosciences, Lincoln, pp. 212.
- BURBA, G.G. (2013): *Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural and Regulatory Applications*. LI-COR Biosciences, Lincoln. ISBN 978-0-615-76827-4.
- BURGHARDT, W. & KUNTZE, H. (1984): Untersuchungen zum Schutz von Moorböden vor Austrocknung - Teil 1 – Veränderungen von Moorbodeneigenschaften durch Entwässerung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 40: 55–60.
- BURGHARDT, W. (1977): Das Wasser in Niederungsböden. In *Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Heft F4*, Seiten 79-103.
- BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT, Hrsg.) (2003): *Praxishilfe Grundwasserprobenahme*. BUWAL, Bern.
- CABEZAS, A., GELBRECHT, J. & ZAK, D. (2013): The effect of rewetting drained fens with nitrate-polluted water on dissolved organic carbon and phosphorus release. *Ecological Engineering* 53: 79-88.
- CABEZAS, A., PALLASCH, M., SCHÖNFELDER, I., GELBRECHT, J. & ZAK, D. (2014): Carbon, nitrogen, and phosphorus accumulation in novel ecosystems: Shallow lakes in degraded fen areas. *Ecological Engineering* 66: 63-71.
- CHMIELESKI, J. (2006): *Zwischen Niedermoor und Boden: Pedogenetische Untersuchungen und Klassifikation von mitteleuropäischen Mudden*. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin.
- COUWENBERG, J. & JOOSTEN, H. (1999): Pools as missing links: The role of nothing in the being of mires, In: Standen, V., Tallis, J. H., and Meade, R.: *Patterned Mires and Mire Pools - Origin and Development*; Flora and Fauna, London, p. 87-102.
- COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BÄRISCH, S., DUBOVİK, D., LIASHCHYNSKAYA, N., MICHAELIS, D., MINKE, M., SKURATOVICH, A. & JOOSTEN, H. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674(1): 67-89.

- DANIELS, S.M., AGNEW, C.T., ALLOTT, T.E.H. & EVANS, M. G. (2008): Water table variability and runoff generation in an eroded peatland, South Pennines, UK. *Journal of Hydrology* 361: 214-226.
- DANNOWSKI, R. & BALLA, D. (2004): Wasserhaushalt und geohydrologische Situation einer vernässten Niedermoorfläche mit Schilfanbau in Nordost-Brandenburg. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 2004(2): 27-40.
- DARCY, H. (1856): *Les Fontaines de la Ville de Dijon*, Dalmont, Paris.
- DAWSON, J. J. C., BILLET, M. F., NEAL, C., & HILL, S. (2002): A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams in the UK. *Journal of Hydrology* 257: 226-246.
- DETTMANN, U., BECHTOLD, M., FRAHM, E. & TIEMEYER, B. (2014): On the applicability of unimodal and bimodal van Genuchten–Mualem based models to peat and other organic soils under evaporation conditions. *Journal of Hydrology* 515: 103-115.
- DEUTSCHES LUFT- UND RAUMFAHRTZENTRUM DLR (2008): *Programme und Missionen: Erdbeobachtung: Projekte: RapidEye*.
- DIN 19682-8 (2012). *Bodenbeschaffenheit - Felduntersuchungen - Teil 8: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit mit der Bohrlochmethode*. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 19684-3 (2003): *Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau. Chemische Laboruntersuchungen Teil 3: Bestimmung des Glühverlusts und des Glührückstands*, Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 16168 (2012): *Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Bestimmung des Gesamt-Stickstoffgehalts mittels trockener Verbrennung*, Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 10390 (2006): *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes*, Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 10694 (2006): *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse)*, Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 11274 (2012): *Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens*, Beuth Verlag, Berlin.
- DINSMORE, K., BILLET, M. F., SKIBA, U. M., REES, R. M., DREWER, J. & HELFTER, C. (2010): Role of the aquatic pathway in the carbon and greenhouse gas budgets of a peatland catchment. *Global Change Biology* 16: 2750-2762.
- DOLEK, M., BRÄU, M. & STETTNER, C. (2014): *Wasser marsch! – Und alles wird gut im Moor!? Anliegen Natur* 36(1): S. 82–89.
- DOLFING, J., CHARDON, W.J. & JAPENGA, J. (1999): Association between colloidal iron, aluminium, phosphorus, and humic acids. *Soil Science* 164: 171-179.
- DRÖSLER, M. (2005): *Trace gas exchange of bog ecosystems, Southern Germany*. Technische Universität München, Freising.
- DRÖSLER, M., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, J.P., SOMMER, M., THUILLE, A. & WEHRHAN, M. (2013): *Klimaschutz durch*

Moorschutz : Schlussbericht des Vorhabens "Klimaschutz - Moorschutzstrategien" 2006-2010. Technische Universität München, 201 S.

- DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMANN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLE, A. AND WEHRHAN, M. (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis, Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006-2010, vTI-Arbeitsberichte 4/2011, 2011.
- DRÖSLER, M., SCHALLER, L., KANTELHARDT, J., SCHWEIGER, M., FUCHS, D., TIEMEYER, B., AUGUSTIN, J., WEHRHAN, M., FÖRSTER, C., BERGMAN, L., KAPFER, A. & G.-M. KRÜGER (2012): Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten. *Natur und Landschaft* 87: 70-76.
- DURNER, W. & IDEN, S.C. (2011): Skript Bodenphysikalische Versuche. Institut für Geoökologie, Abteilung Bodenkunde und Bodenphysik, TU Braunschweig, 34 Seiten.
- DURNER, W. & LIPSUS, K. (2005): Chapter 75: Determining Soil Hydraulic Properties, In: Anderson M.G. & McDonnell, J.J: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, Chapter 75, 1021-1144, John Wiley & Sons, Ltd.
- DüV (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV), neugefasst durch Bekanntmachung vom 27.2.2007.
- DVGW-ARBEITSBLATT W 111 (1975): Technische Regeln für die Ausführung von Pumpversuchen bei der Wassererschließung.
- DVWK (1996a): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. DVWK-Schriften 112, Bonn.
- DVWK (1996b): Empfehlungen zur Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen – Merkblatt DVWK 238. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH., Bonn.
- DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V., Hrsg.) (2012): Gewinnung von Bodenlösung – Beprobungssysteme und Einflussgrößen. Merkblatt DWA-M 905. DWA, Hennef.
- DYCK, S. & PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EDOM, F. (2001): Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 185-225.
- EGGELSMANN, R. (1964): Zur Beziehung zwischen Grundwassergefälle und Durchlässigkeit. *Mitteilungen der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft* 2: 121-127.
- EGGELSMANN, R. (1977): Bodenkundliche-hydrologische Feldmethoden und deren Aussagewert für Wasserwirtschaft, Bodenkultur und Landschaftspflege in Niederungsgebieten. In *Geologisches Jahrbuch*, Reihe F, Heft F4, Seiten 79-103.
- EICKENSCHIEDT, T., HEINICHEN, J. & DRÖSLER, M. (2015): The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content. *Biogeosciences* 12: 5161–5184.

- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, E., WIRTH, V. & WERNER, W. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 1–258.
- EVANS, D. & ARVELA, M. (2011): Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive – Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012, European Commission, 123 S.
- FALGE, E., BALDOCCHI, D., OLSON, R., ANTHONI, P., AUBINET, M., BERNHOFER, C., BURBA, G., CEULEMANS, R., CLEMENT, R., DOLMAN, H., GRANIER, A., GROSS, P., GRUNWALD, T., HOLLINGER, D., JENSEN, N. O., KATUL, G., KERONEN, P., KOWALSKI, A., LAI, C. T., LAW, B. E., MEYERS, T., MONCRIEFF, H., MOORS, E., MUNGER, J. W., PILEGAARD, K., RANNIK, U., REBMANN, C., SUYKER, A., TENHUNEN, J., TU, K., VERMA, S., VESALA, T., WILSON, K., & WOFSY, S. (2001): Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology* 107: 43-69.
- FAO (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and Drainage Paper 56.
- FERMOR, P. M., HEDGES, P. D., GILBERT, J. C. & GOWING, D. J. G. (2001): Reedbed evapotranspiration rates in England. *Hydrological Processes* 15: 621-631.
- FIEDLER, S., HÖLL, B.S., FREIBAUER, A., STAHR, K., DRÖSLER, M., SCHLOTTER, M. & JUNGKUNST, H.F. (2008): Particulate organic carbon (POC) in relation to other pore water carbon fractions in drained and rewetted fens in Southern Germany. *Biogeosciences* 5: 1615-1623.
- FOKEN, T. (2006): *Angewandte Meteorologie – Mikrometeorologische Methoden*, 2. Aufl., Springer Berlin, Heidelberg.
- FOKEN, T. (2008): *Micrometeorology*, Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 308.
- FÖRSTER, C. (2016) Influence of management and restoration on CO₂ balances of a drained bog; Dissertation an der TU München - Wissenschaftszentrum Weihenstephan - in Kooperation mit der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf; <https://mediatum.ub.tum.de/doc/1273924/1273924.pdf>
- FRANK, S., TIEMEYER, B. & FREIBAUER, A. (2012): Dissolved organic carbon concentrations in bogs under grassland in Northern Germany along gradients in soil organic matter and groundwater depth. In: *The 14th International Peat Congress: Peatlands in Balance*; Stockholm, Schweden, 3.-8.06.2012. Uppsala, SLU. Extended Abstract No. 232 (6 Seiten).
- FRANK, S., TIEMEYER, B., GELBRECHT, J. & FREIBAUER, A. (2014): High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10yr of rewetting. *Biogeosciences* 11: 2309-2324.
- FRANKE J., V. KEUCK & SIEGERT, F. (2012): Assessment of grassland use intensity by remote sensing to support conservation schemes. *Journal for Nature Conservation* 20(3): 125-134.
- FREIBAUER, A., DRÖSLER, M., GENSIOR, A. & SCHULZE, E.D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* 84 (1): 20-25.
- FRITZ, G. & KLAGES, A. (2010): Sport und Naturschutz: Aspekte einer wechsellvollen Geschichte - Perspektiven für eine erfolgreiche Zukunft. *Natur und Landschaft* 85(9/10): 370–375.

- FROLKING, S. & ROULET, N. (2007): Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Global Change Biology* 13: 1079-1088.
- GAFNI, A. (1986): Field tracing approach to determine flow velocity and hydraulic conductivity in saturated peat soils. Ph.D. thesis. University of Minnesota.
- GAUWEILER, J. (2013): Vegetationsspezifische Verdunstung von Moorstandorten Literatur-recherche zu pflanzenspezifischen Bestandskoeffizienten mit beispielhafter Anwendung. Diplomarbeit an der Technischen Universität Braunschweig.
- GELBRECHT, J., ZAK, D. & AUGUSTIN, J. (2008): Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. Berichte des IGB 26, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin.
- GERTH, H. & MATTHEY, J. (1991): Nährstoffe im Dränwasser. Betriebswirtschaftliche Mitteilungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein Nr. 41.
- GÖTTLICH, K. (1990): Moor und Torfkunde; 3. Auflage, 520 S.; Stuttgart.
- GRAEBER, D., GELBRECHT, J., KRONVANG, B., GÜCKER, B., PUSCH, M. T. & ZWIRNMANN, E. (2012): Technical Note: Comparison between a direct and the standard, indirect method for dissolved organic nitrogen determination in freshwater environments with high dissolved inorganic nitrogen concentrations. *Biogeosciences* 9: 4873-4884.
- GRAYSON, R., J. HOLDEN, J. & ROSE, R. (2010): Long-term change in storm hydrographs in response to peatland vegetation change. *Journal of Hydrology* 389: 336-343.
- GROSSMANN, J. & UDLUFT, P. (1991): The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. *Journal of Soil Science* 42, 83-93.
- HAUPT, H., LUDWIG, G., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M., OTTO, C. & PAULY, A. (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 1: Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Bd. 70, Landwirtschaftsverlag, Münster, 386 S.
- HEMOND, H.F. & CHEN, D.G. (1990): Air entry in salt marsh sediments. *Soil Science* 150: 459-468.
- HENDRIKS, D. M. D., VAN HUISSTEDEN, J., DOLMAN, A. J. & VAN DER MOLEN, M. K. (2007): The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences* 4: 411-424.
- HENDRIKS, D.M.D., VAN HUISSTEDEN, J. & DOLMAN, A.J. (2010): Multi-technique assessment of spatial and temporal variability of methane fluxes in a peat meadow. *Agricultural and Forest Meteorology* 150: 757-774.
- HENDRIKS, R. F. A., GROENENDIJK, P., STOLK, P. C., VAN DEN AKKER, J. J. H. & RENAUD, L. V. (2011): Modelling of greenhouse gas emissions with ANIMO 4.0 Alterra, Wageningen, The Netherlands.
- HERBST, M. & KAPPEN, L. (1999): The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions *Aquatic Botany* 63: 113-125.
- HERBST, M., ESCHENBACH, C. & KAPPEN, L. (1999): Water use in neighbouring stands of beech (*Fagus sylvatica* L.) and black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). *Annals of Forest Science* 56: 107-120.
- HESSLEIN, R. H. (1976): In situ sampler for close interval pore water studies. *Limnology and Oceanography* 21: 912-914.

- HIGGS, G. (1987): In: GREGORY, K. J., LEWIN, J., THORNES, J. B. (Eds.): *Palaeohydrology in practice*, Chichester: John Wiley and Sons, 1987, vol. 131–59.
- HOFFMANN, C. C., KRONVANG, B. & AUDET, J. (2011): Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands. *Hydrobiologia* 674: 5-24.
- HÖFLE, B., VETTER, M., PFEIFER, N., MANDLBURGER, G. & STÖTTER, J. (2009), Water surface mapping from airborne laser scanning using signal intensity and elevation data. *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1635–1649.
- HOLDEN, J., CHAPMAN, P.J. & LABADZ, J. C. (2004): Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28: 95-123.
- HÖLL, B. S., FIEDLER, S., JUNGKUNST, H., KALBITZ, K., FREIBAUER, A., DRÖSLER, M. & STAHR, K. (2009): Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. *Science of the Total Environment* 408: 78–83.
- HOLLIS, G.E. & THOMPSON, J.R. (1998): Hydrological Data for Wetland Management. *Water and Environment Journal* 12(1): 9-17.
- HÖLTING, B. (1996): *Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie*. 5. Aufl., Enke, Stuttgart.
- HOMMELTENBERG, J. (2015): *Biosphere - Atmosphere Exchange of CO₂ and CH₄ over Natural and Drained Bog Forest Ecosystems in Southern Germany*. Dissertation
- HOMMELTENBERG, J., MAUDER, M., DÖSLER, M., HEIDBACH, K., WERLE, P. & SCHMID, H.P. (2014). Ecosystem scale methane fluxes in a natural temperate bog-pine forest in southern Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 198: 273-284.
- HOMMELTENBERG, J., SCHMID, H. P., DRÖSLER, M. & WERLE, P. (2014): Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest? *Biogeosciences* 11: 3477-3493.
- HOPMANS, J.W., SIMUNEK, J., ROMANO, N. & DURNER, W. (2002): INVERSE METHODS. IN: DANE, J.H. & TOPP, G.C. (Eds.), *Methods of Soil Analysis; Part 4 - Physical Methods*. Soil Science Society of America, Inc., Madison.
- HUPFER, M., GÄCHTER, R. & GIOVANOLI, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences* 57: 305-324.
- HURKUCK, M., BRÜMMER, C., MOHR, K., GRÜNHAGE, L., FLESSA, H. & KUTSCH, W. L. (2014): Determination of atmospheric nitrogen deposition to a semi-natural peat bog site in an intensively managed agricultural landscape. *Atmospheric Environment* 97: 296-309.
- INGRAM, H.A.P., D.W. RYCROFT & WILLIAMS, D.J.A. (1975): Anomalous transmission of water through certain peats. *Journal of Hydrology* 22: 213–218.
- IPCC (2006): *Good practice guidance for land use, land use change and forestry*. Volume 4, Chapter 3: Consistent representation of land. Genf.
- IPCC (2007): *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Vol. 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- IPCC (2007a): *IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 Working Group I: The Physical Science Basis*, Chapter 2.10.2.

- IPCC (2014) 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, HIRAISHI, T., KRUG, T., TANABE, K., SRIVASTAVA, N., BAASANSUREN, J., FUKUDA, M. AND TROXLER, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland.
- IRWIN, R.W. (1968): Soil water characteristics of some (southern) Ontario peats. In: Proc. Third International Peat Congress. Quebec 18–23. August, 1968. Department of Energy, Mines and Resources Canada. National Research Council of Canada. pp. 219–223.
- IVANOFF, D.B., REDDY, K.R. & ROBINSON, S. (1998): Chemical fractionation of organic phosphorus in selected histosols. *Soil Science* 163: 36-45.
- IVANOV, K.E. (1981): *Water Movement in Mirelands*. Academic Press. London. 276 pp.
- JANSSON, P.-E. (2012): COUPModel: Model use, calibration and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers Transactions* 55: 1335-1344.
- JOOSTEN, H., BRUST, K., COUWENBERG, J., GERNER, A., HOLSTEN, B., PERMIEN, T., SCHÄFER, A., TANNEBERGER, F., TREPPEL, M. & WAHREN, W. (2013): MoorFutures®. Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. BfN-Skript 350.
- KAPFER, A. (2012): Nutzung von Laserscan-Befliegung als Planungsgrundlage für Wiedervernässungsprojekte am Beispiel Pfrunger-Brugweiler-Ried. Vortrag bei Auftakttagung des BfN Projekts "Moorschutz in Deutschland", 27.-28.2.2012 Braunschweig.
- KECHAVARZI, C., DAWSON, Q. & LEEDS-HARRISON, P.B. (2010): Physical properties of low-lying agricultural peat soils in England. *Geoderma* 154: 196–202.
- KIECKBUSCH, J.J. & J. SCHRAUTZER (2007): Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *Science of the Total Environment* 380: 3-12.
- KLINGENFUß, C., ROSSKOPF, N., WALTER, J., HELLER, C. & ZEITZ, J. (2014): Soil organic matter to soil organic carbon ratios of peatland soil substrates. *Geoderma* 235-236: 410-417.
- KLOTZ, S. & KÜHN, I. (2002): Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38: 241-246.
- KOERSELMAN, W. & B. BELTMAN (1988): Evapotranspiration from fens in relation to Penmans potential free-water evaporation (E0) and pan evaporation. *Aquatic Botany* 31: 307-320.
- KORMANN, R., MULLER, H. & WERLE, P. (2001). Eddy flux measurements of methane over the fen "Murnauer Moos", 11 degrees 11 ' E, 47 degrees 39 ' N, using a fast tunable diode laser spectrometer, *Atmospheric Environment* 35: 2533-2544.
- KOSKA, I. (2001) in: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg): *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KOSKA, I. (2007): Weiterentwicklung des Vegetationsformenkonzeptes. Ausbau einer Methode für die vegetationskundliche und bioindikative Landschaftsanalyse, dargestellt am Beispiel der Feuchtgebietsvegetation Nordostdeutschlands. Dissertation EMAU Greifswald, Greifswald.
- KROES, J. G., VAN DAM, J. C., GROENENDIJK, P., HENDRIKS, R. F. A. & JACOBS, C. M. J. (2008): SWAP version 3.2. Theory description and user manual, Alterra, Wageningen, The Netherlands.
- KROON, P., HENSEN, A., JONKER, H., OUWERSLOOT, H., VERMEULEN, A. & BOSVELD, F. (2010): Uncertainties in eddy covariance flux measurements assessed from CH4 and N2O observations. *Agricultural and Forest Meteorology* 150: 806-8016.

- KUNTZE, H. & SCHEFFER, B. (1979): Die Phosphatmobilität in Hochmoorböden in Abhängigkeit von der Düngung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 142: 155-168.
- KVAERNER, J. & KLOVE, B. (2008): Generation and regulation of summer runoff in a boreal flat fen. *Journal of Hydrology* 360: 15-30.
- LAFLEUR, P.M., ROULET, N.T., BUBIER, J.L., FROLKING, S. & MOORE, T.R. (2003): Interannual variability in the peatland-atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog. *Global Biogeochemical Cycles* 17 (2), article no. 1036.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ BRANDENBURG (LUGV), REFERAT Ö2 (NATURA 2000, BIOTOP- UND ARTENSCHUTZ) (2013): Flächendeckende Biotop- und Landnutzungskartierung im Land Brandenburg (BTLN) - CIR-Biotoptypen 2009.
- LANDESHYDROLOGIE BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1982): Handbuch für die Abflussmengenmessung 1982, Mitteilung Nr.4, Bern, 76 S.
- LANUV NRW (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2008): Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW.
- LAWA (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, HRSG.) (1998): Bewertung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – chemische Gewässergüteklassifikation, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- LEE, X., MASSMAN, W.J. & LE MAIRE, G. (2004): Handbook of Micrometeorology. A Guide for Surface Flux Measurement and Analysis, Kluwer Academic Press, Dordrecht, pp. 250.
- LEIBER-SAUHEITL, K., FUß, R., VOIGT, C. & FREIBAUER, A. (2014): High CO₂ fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. *Biogeosciences* 11: 749–761.
- LEIFELD, J., MÜLLER, M. & FUHRER, J. (2011): Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. *Soil Use and Management* 27: 170–176.
- LEPELT, T., DECHOW, R., GEBBERT, S., FREIBAUER, A., LOHILA, A., AUGUSTIN, J., DRÖSLER, M., FIEDLER, S., GLATZEL, S., HÖPER, H., JÄRSVEOJA, J., LAERKE, P.E., MALJANEN, M., MANDER, Ü., MÄKIRANTA, P., MINKKINEN, K., OJANEN, P., REGINA, K. & STRÖMGREN, M. (2014): Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences* 11: 6595-6612.
- LETTS, M.G., ROULET, N.T., COMER, N.T., SKARUPA, M.R. & VERSEGHY, D.L. (2000): Parametrization of peatland hydraulic properties for the Canadian Land Surface Scheme. *Atmosphere - Ocean*, 38(1): 141-160.
- LEVY, P. E., BURDEN, A., COOPER, M. D. A., DINSMORE, K. J., DREWER, J., EVANS, C., FOWLER, D., GAIAWYN, J., GRAY, A., JONES, S. K., JONES, T., MCNAMARA, N. P., MILLS, R., OSTLE, N., SHEPPARD, L. J., SKIBA, U., SOWERBY, A., WARD, S. E. & ZIELINSKI, P. (2012): Methane emissions from soils: synthesis and analysis of a large UK data set, *Global Change Biology* 18: 1657-1669.
- LEWIS, J. (2012): The Application of Ecohydrological Groundwater Indicators to Hydrogeological Conceptual Models. *Ground Water* 50 (5): 679-689.
- LI, J. & HEAP, A.D. (2008): A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists. Record 2008/023. Geoscience Australia, Canberra.
- LIJKLEMA, L. (1980): Interaction of orthophosphate with iron (III) and aluminium hydroxides. *Environmental Science and Technology* 14: 537-541.

- LLOYD, J. & TAYLOR, J.A. (1994): On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8: 315–323.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33(1): 61–64.
- LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 6: Pilze (Teil 2) - Flechten und Myxomyceten. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Bd. 70 (6), Landwirtschaftsverlag, Münster, 240 S.
- LUTHARDT, V., BRAUNER, O., DREGER, F., FRIEDRICH, S., GARBE, H., HIRSCH, A.-K., KABUS, T., KRÜGER, G., MAUERSBERGER, H., MEISEL, J., SCHMIDT, D., TÄUSCHER, L., VAHRSON, W.-G., WITT, B. & ZEIDLER, M. (2006): Methodenkatalog zum Monitoring - Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs, 4. akt. Ausgabe, im Auftrag des Landesumweltamts Brandenburg, FH-Eberswalde
- MAGNUSSEN, T. (1994): Studies of the soil atmosphere and related physical characteristics in peat forest soils. *Forest Ecology and Management* 67: 203–224.
- MALTBY, E. (2009): The functional assessment of wetland ecosystems. CRC; Taylor & Francis, Boca Raton.
- MAMMARELLA, I., WERLE, P., PIHLATIE, M., EUGSTER, W., HAAPANALA, S., KIESE, R., MARKKANEN, T., RANNIK, U. & VESALA, T. (2010): A case study of eddy covariance flux of N₂O measured within forest ecosystems: quality control and flux error analysis. *Biogeosciences* 7: 427–440.
- MEHL, D. (2012): Technische Maßnahmen im Gewässerschutz zum Schutz von Ökosystemleistungen – Ansatzpunkte für ökonomische Bewertungen. In: HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- MEIER-UHLHERR, R., SCHULZ, C. & LUTHARDT, V. (2015): Steckbriefe Moorsubstrate. 2. unveränderte Aufl., HNE Eberswalde (Hrsg.), Berlin.
- MELFF MV (MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI MECKLENBURG-VORPOMMERN, HRSTG.) (2004): Düngung - Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis. Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung, Rostock.
- MENTEN, L. & MICHAELIS, M. I. (1913): Die Kinetik der Invertinwirkung, *Biochem. Z.*, 49, 333–369.
- MERBOLD, L., EUGSTER, W., STIEGER, J., ZAHNISER, M., NELSON, D. & BUCHMANN, N. (2014): Greenhouse gas budget (CO₂, CH₄ and N₂O) of intensively managed grassland following restoration. *Global Change Biology* 20: 1913–1928.
- MINKE, M., AUGUSTIN, J., BURLO, A., YARMASHUK, T., CHUVASHOVA, H., THIELE, A., FREIBAUER, A., TIKHONOV, V. & HOFFMANN, M. (2015): Water level, vegetation composition and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation. *Biogeosciences Discuss.* 12: 17393–17452, doi:10.5194/bgd-12-17393-2015.
- MÖLLER, M. (2011): Systemvergleich hochauflösender optischer Satellitenfernerkundungssensoren. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. & GRIESEBNER, G. (Hrsg.) (2011): *Angewandte Geoinformatik 2011*.
- MÖNNECKE, M. & OTT, S. (2010): Zur Erreichbarkeit von nicht organisierten Sport Treibenden - ein Diskussionsvorschlag. *Natur und Landschaft* 85(9/10): 413–418.

- MS.MONINA (2011-2013): FP7 SPACE project MS.MONINA (Multi-scale Service for Monitoring NATURA 2000 Habitats of European Community Interest); grant agreement No. 263479.
- MUALEM, Y. (1976): A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, 12(3): 513-522.
- MÜLLER, L., BEHRENDT, A., SCHALITZ, G. & SCHINDLER, U. (2005): Above ground biomass and water use efficiency of crops at shallow water tables in a temperate climate. *Agricultural Water Management* 75: 117-136.
- MYHRE, G., SHINDELL, D., BRÉON, F.-M., COLLINS, W., FUGLESTVEDT, J., HUANG, J., KOCH, D., LAMARQUE, J.-F., LEE, D., MENDOZA, B., NAKAJIMA, T., ROBOCK, A., STEPHENS, G., TAKEMURA, T. & ZHANG, H. (2013): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S.K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. & MIDGLEY, P.M. (eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- NATURAL ENGLAND (2011): A review of techniques for monitoring the success of peatland restoration. Natural England Commissioned Report NECR086.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND - TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft - Eine Einführung. ifuplan, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Bundesamt für Naturschutz, München, Leipzig, Bonn, 90 S.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND - TEEB DE (2014): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Kurzbericht für Entscheidungsträger. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Berlin, Leipzig 77 S.
- NIEVEEN, J.P. & JACOBS, A. F. G. (2002): Behaviour of carbon dioxide and water vapour flux densities from a disturbed raised peat bog. *International Journal of Climatology* 22: 1543-1556.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ, LANDESWEITER NATURSCHUTZ) (2012): Hinweise zur Definition und Kartierung der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH- Richtlinie in Niedersachsen.
- OKRUSZKO, H. (1989): Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorbodenentwicklung, Ergebnisse eines langjährigen Feldversuches. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 30: 167-176.
- OLESZCZUK, R. BRANDYK, T. GNATOWSKI, T. & SZATYOWICZ, J. (2004): Calibration of TDR for moisture determination in peat deposits. *International Agrophysics* 18: 145-151.
- PALUDAN, C. & JENSEN, H.S. (1995): Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediments: significance of humic acids. *Wetlands* 15: 365-373.
- PETERS, A. & DURNER, W. (2008): Simplified evaporation method for determining soil hydraulic properties. *Journal of Hydrology* 356(1-2): 147–162.
- PETERSEN, J., DASSAU, O., DAUCK, H.-P. & JANINHOFF, N. (2008): Angewandte Vegetationskartierung großräumiger Projektgebiete auf Basis digitaler Luftbilddaten – eine kombinierte Methode aus Fernerkundung, GIS und nahezu flächendeckender Verifizierung im Gelände; Beitrag auf dem AGIT Symposium 2008; Universität Salzburg.

- PRÖBSTL, U. (2010): *Natura 2000, Sport und Tourismus in Europa. Natur und Landschaft* 85(9/10): 402–407.
- PSENNER, R. & PUCSKO, R. (1988): Phosphorus fractionation: advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interactions. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte* 30: 43-59.
- PSENNER, R., PUCSKO, R. & SAGER, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 70: 111-155.
- RADFORTH, N.W. & BRAWNER, C. O. (Eds.), 1977. *Muskeg and the Northern Environment in Canada*. University of Toronto Press, pp. 82–147.
- REDDING, T. E. & DEVITO, K. J. (2006): Particle densities of wetland soils in northern Alberta, Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 86: 57–60.
- REICHEL, G. & WILMANN, O. (1973): *Vegetationsgeographie*. Westermann, Braunschweig
- REICHSTEIN, M., FALGE, E., BALDOCCHI, D., PAPALE, D., AUBINET, M., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C., BUCHMANN, N., GILMANOV, T., GRANIER, A., GRUNWALD, T., HAVRANKOVA, K., ILVESNIEMI, H., JANOUS, D., KNOHL, A., LAURILA, T., LOHILA, A., LOUSTAU, D., MATTEUCCI, G., MEYERS, T., MIGLIETTA, F., OURCIVAL, J.M., PUMPANEN, J., RAMBAL, S., ROTENBERG, E., SANZ, M., TENHUNEN, J., SEUFERT, G., VACCARI, F., VESALA, T., YAKIR, D. & VALENTINI, R. (2005): On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11: 1424-1439.
- REYNOLDS, W.D., ELRICK, D.E., YOUNGS, E.G. & AMOOZEGAR, A. (2002a): The Soil Solution Phase - Field Methods. In: DANE, J.H., TOPP, G.C. (Eds.), *Methods of Soil Analysis; Part 4 - Physical Methods*. Soil Science Society of America, Inc., Madison.
- REYNOLDS, W.D., ELRICK, D.E., YOUNGS, E.G., BOOLTINK, H.W.G. & BOUMA, J. (2002b): The Soil Solution Phase - Laboratory Methods. In: Dane, J.H., Topp, G.C. (Eds.), *Methods of Soil Analysis; Part 4 - Physical Methods*. Soil Science Society of America, Inc., Madison.
- RICHARDS, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1: 318–333.
- RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2006): *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – zweite fortgeschriebene Fassung*. Naturschutz und biologische Vielfalt 70(2). 236 S., Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- RINNE, J., RIUTTA, T., PIHLATIE, M., AURELA, M., HAAPANALA, S., TUOVINEN, J.P., TUUTTILA, E.S. & VESALA, T. (2007): Annual cycle of methane emission from a boreal fen measured by the eddy covariance technique. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 59: 449-457.
- ROBINSON, M., GANNON, B. & SCHUCH, M. (1991): A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry. *Hydrological Sciences - Journal des Sciences Hydrologiques* 36(6): 565-577.
- RÖDER, N. & GRÜTZMACHER, F. (2012): Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren - Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. *Natur und Landschaft* 87(2): 56-61.
- RÖDER, N., OSTERBURG, B., LIEBERSBACH, H. & BORMANN, K. (2014): *Faktencheck Agrarreform: Beitrag der EU-Agrarreform zur Bewirtschaftung organischer Böden im Einklang*

mit Natur- und Klimaschutz – Möglichkeiten und Grenzen. Thünen Working Paper 24, Braunschweig.

- ROMANOV, V.V. (1968): *Hydrophysics of Bogs*. Israel Program for Translations. Jerusalem. 299 pp.
- RONKANEN, A.K. & KLØVE, B. (2005): Hydraulic soil properties of peatlands treating municipal wastewater and peat harvesting runoff. *Suo* 56(2): 43-56.
- RÖSEMANN, C., HAENEL, H.-D., DÄMMGEN, U., FREIBAUER, A., WULF, S., EURICH-MENDEN, B., DÖHLER, H., SCHREINER, C., BAUER, B. & OSTERBURG, B. (2015): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2013: Report on methods and data (RMD) Submission 2015. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 372 p, Thünen Rep 27, DOI:10.3220/REP_27_2015
- ROßKOPF, N., FELL, H. & ZEITZ, J. (2015): Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. *Catena* 133: 157–170.
- SCHÄFER, A., COUWENBERG, J. & JOOSTEN, H. (2012): MoorFutures@: CO₂-Zertifikate aus Moorwiedervernässung. In: HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Gewässer, Auen und Moore*. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SCHALLER, L. (2015): *Landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen in Deutschland – Sozio-ökonomische Aspekte einer klimaschonenden Bewirtschaftung*, Dissertation an der Technischen Universität München.
- SCHIEFFER, B. & BLANKENBURG, J. (1983): Phosphoraustrag aus Niedermoorböden – Ergebnisse eines Lysimeterversuchs ohne Pflanzenbewuchs. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 146: 275-284.
- SCHIEFFER, B. & TÓTH, A. (1979): Der Einfluss der Grundwasserhöhe auf die Stickstoffumsetzungen in Niedermoorböden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 29: 635-640.
- SCHIEFFER, B., KUNTZE, H. & BARTELS, R. (1981): Zum Phosphoraustrag aus mit Gülle gedüngtem Hochmoorboden. *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft* 38: 288-297.
- SCHIEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*, 14. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHINDLER, U. & MÜLLER, L. (2010): Data of hydraulic properties of North East and North Central German soils. *Earth System Science Data* 2: 189–194.
- SCHINDLER, U. (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde - Archives of Agronomy and Soil Science* 24(1): 1-7.
- SCHLICHTING, A., LEINWEBER, P., MEISSNER, R. & ALTERMANN, M. (2002): Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 290-298.
- SCHRIER-UIJL, A., KROON, P., HENSEN, A., LEFFELAAR, P., BERENDSE, F. & VEENENDAAL, E. (2010): Comparison of chamber and eddy covariance-based CO₂ and CH₄ emission estimates in a heterogeneous grass ecosystem on peat, *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 825-831.
- SCHUMANN, M. & JOOSTEN, H. (2008): *Global Peatland Restoration Manual*. Universität Greifswald.

- SCHWÄRZEL, K., RENGER, M., SAUERBREY, R. & WESSOLEK, G. (2002): Soil physical characteristics of peat soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 479-486.
- SCHWÄRZEL, K., SIMUNEK, J., STOFFREGEN, H., WESSOLEK, G. & VAN GENUCHTEN, M.T. (2006a): Estimation of the unsaturated hydraulic conductivity of peat soils: Laboratory versus field data. *Vadose Zone Journal* 5(2): 628-640.
- SCHWÄRZEL, K., SIMUNEK, J., VAN GENUCHTEN, M.T. & WESSOLEK, G. (2006b): Measurement and modeling of soil-water dynamics and evapotranspiration of drained peatland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169(6): 762-774.
- SIMOLA, H., PITKÄNEN, A. & TURUNEN, J. (2012): Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science* 63, 798–807.
- ŠIMŮNEK, J., ŠEJNA, M., SAITO, H., SAKAI, M. & VAN GENUCHTEN, M.T. (2013): The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, California.
- SOTTOCORNOLA, M. & KIELY, G. (2010): Energy fluxes and evaporation mechanisms in an Atlantic blanket bog. *Water Resources Research* 46: W11524.
- SPEKTRUM AKADEMISCHER VERLAG - LEXIKON DER GEOGRAPHIE (2001): Fernerkundung; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. & MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz, Bd. 53, Bonn-Bad Godesberg, 560 S.
- SSYMANK, A., ULLRICH, K., VISCHER-LEOPOLD, M., BELTING, S., BERNOTAT, D., BRETSCHNEIDER, A., RÜCKRIEM, C. & SCHIEFELBEIN, U. (2015): Handlungsleitfaden „Moorschutz und Natura 2000 für die Durchführung von Moorrevitalisierungsprojekten. – In: VISCHER-LEOPOLD, M., ELLWANGER, G., SSYMANK, A., ULLRICH, K. & PAULSCH, C. (2015): Natura 2000 und Management in Mooregebieten. Naturschutz und Biologische Vielfalt Bd. 140, Landwirtschaftsverlag, Münster, S. 277-312.
- STEGMANN, H., SUCCOW, M. & ZEITZ, J. (2001): Muddearten. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg): *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- STEINMANN, P. & SHOTYK, W. (1996): Sampling anoxic pore waters in peatlands using “peepers” for in situ-filtration. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 354: 709-713.
- STULL, R.B. (1988): *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, pp. 670.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- SUKOPP, H. (2014): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. *Berichte über Landwirtschaft* 50: 112-139.
- TGL 23864: Pumpversuche (Durchführung und Auswertung) Blätter 02-10.
- TIEMEYER, B. & KAHLE, P. (2014): Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from an artificially drained grassland on organic soils. *Biogeosciences* 11: 4123-4137.

- TIEMEYER, B., BORRAZ, E.A., AUGUSTIN, J., BECHTOLD, M., BEETZ, S., BEYER, C., DRÖSLER, M., EICKENSCHIEDT, T., EBLI, M., FIEDLER, S., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GLATZEL, S., HEINICHEN, J., HOFFMANN, M., HÖPER, H., JURASINSKI, G., LEIBER-SAUHEITL, K., PEICHL-BRAK, M., ROßKOPF, N., SOMMER, M., ZEITZ, J. (2016): High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology*. doi:10.1111/gcb.13303
- TIEMEYER, B., FRINGS, J., KAHLE, P., KÖHNE, S. & LENNARTZ, B. (2007): A comprehensive study of nutrient losses, soil properties and groundwater concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow – implications for re-wetting. *Journal of Hydrology* 345: 80-101.
- TIEMEYER, B., KAHLE, P. & LENNARTZ, B. (2010): Designing monitoring programs for artificially drained catchments. *Vadose Zone Journal* 9(1): 14-24.
- TILSNER, A. (2012): 3D-Messdaten. Informationsveranstaltung „3D-Geobasisinformation – die Produkte des LGLN“ am LGLN in Hannover 10. Sep. 2012.
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings - Methoden, Praxis, angewandte Projekte - Teil A: Methoden; Monographien Band 89 A; Umweltbundesamt Wien
- TREMP, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. 141 Seiten. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- TREPEL, M., DALL'O, M., CIN, L. D., WIT, M., OPITZ, S., PALMERI, L., PERRSON, J., PIETERSE, N. M., TIMMERMANN, T., BENDORICCIO, G., KLUGE, W. & JORGENSEN, S. E. (2000): Models for wetland planning, design and management, *EcoSys* 8: 93-137.
- TURNER, B.L., MAHIEU, N. & CONDRON, L.M. (2003): Phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectral assignments of phosphorus compounds in soil NaOH-EDTA extracts. *Soil Science Society of America Journal* 67: 497-510.
- UBA (2015): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change 2015: National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2013. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory. Umweltbundesamt, Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2014): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2012 Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014. *Climate Change* Nr. 24/2014.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2014): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2012 Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014. *Climate Change* Nr. 24/2014.
- UNTENECKER, U., TIEMEYER, B., FREIBAUER, A., LAGGNER, A., BRAUMANN, F. & LUTERBACHER, J. (2016): Fine-grained detection of land-use and water table changes on organic soils over the period 1992 - 2012 by multiple data sources in the Drömling nature park, Germany. *Land Use Policy* 56, 1–15, doi: 10.1016/j.landusepol.2016.04.016
- VAN DAM, J.C., STRICKER, J.N.M. & DROOGERS, P. (1994): Inverse method to determine soil hydraulic functions from multistep outflow experiments. *Soil Science Society of America Journal* 58(3): 647-652.
- VAN DER GAAST, J. W. J., MASSOP, H. T. L. & VROON, H. R. J. (2009): Actuele grondwaterstandsituatie in natuurgebieden: Een. Pilotstudie, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WO-rapport 94, Wageningen.

- VAN GENUCHTEN, M.T. (1980): A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal* 44(5): 892-898.
- VANDENBRUWANE, J., DE NEVE, S., QUALLS, R. G., SALOMEZ, J. & HOFMAN, G. (2007): Optimization of dissolved organic nitrogen (DON) measurements in aqueous samples with high inorganic nitrogen concentrations. *Science of the Total Environment* 386, 103-113.
- VDLUFA (VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN) (1991). Bestimmung von mineralischem (Nitrat-)Stickstoff in Bodenprofilen (N_{min}-Labormethode). *VDLUFA Methodenbuch Band 1, A 6.1.4.1*.
- VETTER, M. (2013): Airborne laser scanning terrain and land cover models as basis for hydrological and hydraulic studies. Dissertation, Wien
- VON ASMUTH, J.R., MAAS, K., BAKKER, M. & PETERSEN, J. (2008): Modeling time series of ground water head fluctuations subjected to multiple stresses. *Ground Water* 46(1): 30-40.
- VON DRACHENFELS, O. (2010): Klassifikation und Typisierung von Biotoptypen für Naturschutz und Landschaftsplanung. *Naturschutz Landschaftspl. Niedersachsen, Heft 47*. S. 1-322. Hannover
- VON DRACHENFELS, O. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2011. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen Heft A/4*, 326 S., Hannover.
- VON DRACHENFELS, O. (2012): Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen – Regenerationsfähigkeit, Wertstufen, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 32 (1): 1-60, Hannover.
- VON POST, L. (1924): Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens. *Comité international de Pédologie, IVème commission pour l'Europe*. 22: 287–304.
- VON POST, L., GRANLUND, E. (1926): Ödra Sveriges Torvtillgångar I (Peat resources in southern Sweden I). *Sveriges Geologiska Undersökning, C 335*, 19, 1–128 (in Swedish).
- WALLING, D. E. & WEBB, B. W. (1985): Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Marine Pollution Bulletin* 16: 488-492.
- WALTER, K., DON, A., TIEMEYER, B. & FREIBAUER, A. (2016): Determining soil bulk density for carbon stock calculations – a systematic method comparison. *Soil Science Society of America Journal*, doi:10.2136/sssaj2015.11.0407
- WAMELINK, G.W.W., JOOSTEN, V.; VAN DOBBEN, H.F. & BERENDSE, F. (2002): Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13: 269-278.
- WEIHERMÜLLER, L., SIEMENS, J., DEURER, M., KNOBLAUCH, S., RUPP, H., GÖTTLEIN, A. & PÜTZ, T. (2007): In Situ Soil Water Extraction: A Review. *Journal of Environmental Quality* 36: 1735-1748.
- WEINZIERL, W. & WALDMANN, F. (2014): Ermittlung langjähriger CO₂-Emissionen und Beurteilung der Moore Oberschwabens auf Basis historischer und aktueller Höhennivellements. Abschlussbericht. FKZ BWM 10004. (107 S.) LUBW.
- WHITE, W. N. (1932): A method of estimating ground-water supplies based on discharge by plants and evaporation from soil. Results of investigations in Escalante Valley, Utah. *US Geol Sun Water Supply Paper*, 659-A., 1-105.

- WIND, G.P. (1968): Capillary conductivity data estimated by a simple method. Publ. International Association of Scientific Hydrology /UNESCO Symposium Wageningen, 83: 181-191.
- WORRALL, F., BURT, T. P., JAEBAN, R. Y., WARBURTON, J. & SHEDDEN, R. (2002): Release of dissolved organic carbon from upland peat. *Hydrological Processes* 16: 3487-3504.
- ZAK, D. & GELBRECHT, J. (2007): The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry* 85: 141-151.
- ZAK, D., GELBRECHT, J. & STEINBERG, C. E. W. (2004): Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. *Biogeochemistry* 70: 357-368.
- ZAK, D., GELBRECHT, J., WAGNER, C. & STEINBERG, C.E.W. (2008): Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science* 59: 1191-1201.
- ZAK, D., GELBRECHT, J., WAGNER, C., PAYER, B. & AUGUSTIN, J. (2010): Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20: 1336-1349.
- ZAK, D.; REUTER, H.; AUGUSTIN, J.; SHATWELL, T.; BARTH, M.; GELBRECHT, J.; MCINNES, R.J. (2015): Changes of the CO₂ and CH₄ production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. *Biogeosciences* 12(8): 2455-2468.
- ZWIRNMANN, E., KRÜGER, A. & GELBRECHT, J. (1999): Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB. *Berichte des IGB, Heft 9*: 3-24.

Anhang I: Bewertung der Biotoptypen Niedersachsen

Code BfN	Abkürzung NI	Bezeichnung NI	Code NI	Wertstufe	Wertstufe ohne Klammerwert	Moorpunkte	Wertstufe plus Moorpunkte
36.04	DT	Abtorfungsbereich / offene Torffläche	7.8	(II) I	1		1
36.04.02	DTF	Abtorfungsfläche im Fräsverfahren	7.8.1	I	1		1
36.04.01	DTS	Abtorfungsfläche im Torfstichverfahren	7.8.2	(II) I	1		1
	DTB	Abtorfungsfläche im Baggerverfahren	7.8.3	I	1		1
36.04.03	DTG	Boden-, Gehölz- und Stubbenab-schub in Torfabbauflächen	7.8.4	(II) I	1		1
34.08	GA	Grünland-Einsaat	9.7	(II) I	1		1
	GW	Sonstige Weidefläche	9.8	(II) I	1		1
33.05	AM	Mooracker	11.1.5	I	1		1
	AZ	Sonstiger Acker	11.1.6	I	1		1
41.07	EBE	Energieholzplantage	11.3.3	I	1		1
41.07.04	EOH	Kulturheidelbeerplantage	11.4.3	I	1		1
43.10	WXP	Hybridpappelforst	1.21.2	(III) II	2		2
44.04	WZL	Lärchenforst	1.22.3	II	2		2
44.05	WZD	Douglasienforst	1.22.4	II	2		2
	WJN	Nadelwald-Jungbestand	1.23.2	(III) II	2		2
	UWF	Waldlichtungsflur feuchter bis nasser Standorte	1.25.3	(III) II	2		2
	DTZ	Sonstige vegetationsarme Torffläche	7.8.5	II	2		2
	GEM	Artenarmes Extensivgrünland auf Moorböden	9.5.2	(III) II	2		2
39.07	UHB	Artenarme Brennesselflur	10.4.5	(III) II	2		2
39.07	UHL	Artenarme Landreitgrasflur	10.4.6	(III) II	2		2
43.02.02	WU	Erlenwald entwässerter Standorte	1.14	(IV) III	3		3
43.09	WXH	Laubforst aus einheimischen Arten	1.21.1	III (II)	3		3
44.04	WZF	Fichtenforst	1.22.1	III (II)	3		3
44.04	WZK	Kiefernforst	1.22.2	III (II)	3		3
	WJL	Laubwald-Jungbestand	1.23.1	III (II)	3		3
39.04	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	10.3.3	(IV) III	3		3
39.04	UFZ	Sonstige feuchte Staudenflur	10.3.6	(IV) III	3		3
39.07	UHF	Halbruderale Gras- und Staudenflur feuchter Standorte	10.4.1	(IV) III (II)	3		3
42.02	BRR	Rubus-/Lianengestrüpp	2.8.2	III	3		3

Code BfN	Abkürzung NI	Bezeichnung NI	Code NI	Wertstufe	Wertstufe ohne Klammerwert	Moorpunkte	Wertstufe plus Moorpunkte
24.	SEA	Naturnahes nährstoffreiches Abbau-gewässer	4.18.3	III	3		3
24.	SEZ	Sonstiges naturnahes nährstoffrei-ches Stillgewässer	4.18.5	III	3		3
	MDA	Adlerfarn auf entwässertem Moor	6.9.1	II	2		2
34.08	GIM	Intensivgrünland auf Moorböden	9.6.2	III (II)	3		3
38.06.	NRG	Rohrglanzgras-Landröhricht	5.2.2	(IV) III	3	+	3+
43.01.02	WVP	Pfeifengras-Birken- und -Kiefern-Moorwald	1.15.2	(IV) III	3	1	4
43.01.02	WVS	Sonstiger Birken- und Kiefern-Moorwald	1.15.3	III	3	1	4
36.01.01.02	MPT	Trockeneres Pfeifengras-Moorstadium	6.5.2	(IV) III	3	1	4
36.05.	MIW	Überstaute Hochmoor-Renaturierungsfläche	6.6.1	(IV) III	3	1	4
36.05.	MIP	Hochmoor-Renaturierungsfläche mit lückiger Pioniervegetation	6.6.2	(IV) III	3	1	4
36.03.03	MDB	Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor	6.9.2	(IV) III	3	1	4
36.03.04	MDS	Sonstige Vegetation auf entwässer-tem Moor	6.9.3	(IV) III	3	1	4
43.03.02	WNW	Weiden-Sumpfwald	1.13.2	(V) IV	4		4
43.03.05	WNS	Sonstiger Sumpfwald	1.13.4	(V) IV	4		4
	WRF	Waldrand feuchter Standorte	1.24.4	(V) IV	4		4
10.06	KBK	Dichtes Kriechweiden-Gebüsch feuchter Küstendünetäler	3.12.1	IV	4		4
24.	STZ	Sonstiger Tümpel	4.20.6	(V) IV (III)	4		4
34.07.01	GMS	Sonstiges mesophiles Grünland	9.1.5	(V) IV	4		4
41.01.03	BFR	Feuchtgebüsch nährstoffreicher Standorte	2.7.1	IV (III)	4	+	4+
41.01.03	BFA	Feuchtgebüsch nährstoffarmer Standorte	2.7.2	IV (III)	4	+	4+
38.05	NRW	Wasserschwaden-Landröhricht	5.2.3	(V) IV (III)	4	+	4+
24.08	NPZ	Sonstiger Nassstandort mit krautiger Pioniervegetation	5.3.4	IV (III)	4	+	4+
35.02.03	GFS	Sonstiges nährstoffreiches Feucht-grünland	9.4.3	(V) IV	4	+	4+
35.02	GFF	Sonstiger Flutrasen	9.4.4	IV (III)	4	+	4+

Code BfN	Abkürzung NI	Bezeichnung NI	Code NI	Wertstufe	Wertstufe ohne Klammerwert	Moorpunkte	Wertstufe plus Moorpunkte
43.01.02	WVZ	Zwergstrauch-Birken- und -Kiefern-Moorwald	1.15.1	IV (III)	4	1	5
44.01.01.02	WOE	Hochmontaner Fichtenwald entwässerter Moore	1.18.3	IV (III)	4	1	5
	VOB	Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit Binse	4.17.7	IV	4	1	5
	VEF	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Flutrasen/Binsen	4.19.1	IV (III)	4	1	5
	VERW	Wasserschwadenröhricht nährstoffreicher Stillgewässer	4.19.5.4	(V) IV	4	1	5
36.01.02	MBG	Gehölzreicher Komplex naturnaher Bergland- Hochmoore	6.2.3	IV	4	1	5
36.03.02	MGB	Besenheide-Hochmoordegenerationsstadium	6.4.3	IV	4	1	5
36.03.02	MGZ	Sonstiges Zwergstrauch- Hochmoordegenerationsstadium	6.4.4	IV	4	1	5
10.05	KNE	Feuchtheide kalkarmer Küstendünentäler	3.11.3	V	5		5
10.06	KBA	Birkenwald nährstoffarmer nasser Küstendünentäler	3.12.3	V	5		5
24.	SOA	Naturnahes nährstoffarmes Abbaugewässer	4.16.4	V (IV)	5		5
24.	SOAo,m	Naturnahes nährstoffarmes Abbaugewässer, oligo-/mesotroph	4.16.4	V	5		5
24.	SOAc,k	Naturnahes nährstoffarmes Abbaugewässer, kalk- oder gipsreich	4.16.4	V	5		5
24.	SOZ	Sonstiges naturnahes nährstoffarmes Stillgewässer	4.16.6	V (IV)	5		5
24.	SOZo,m	Sonstiges naturnahes nährstoffarmes Stillgewässer, oligo-/mesotroph	4.16.6	V	5		5
24.	SOZc,k	Sonstiges naturnahes nährstoffarmes Stillgewässer, kalk- oder gipsreich	4.16.6	V	5		5
40.02	HCF	Feuchte Sandheide	8.1.2	V (IV)	5		5
34.07.01	GMF	Mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte	9.1.1	V (IV)	5		5
34.07.01	GMA	Mageres mesophiles Grünland kalkarmer Standorte	9.1.3	V (IV)	5		5
36.01.01.02	MPF	Feuchteres Pfeifengras-Moorstadium	6.5.1	(V) IV	4	1+	5+
37.01	NSF	Nährstoffarmes Flatterbinsenried	5.1.2	(V) IV	4	1+	5+
43.04.02	WWS	Sumpfiger Weiden-Auwald	1.9.2	V (IV)	5	+	5+

Code BfN	Abkürzung NI	Bezeichnung NI	Code NI	Wertstufe	Wertstufe ohne Klammerwert	Moorpunkte	Wertstufe plus Moorpunkte
35.01.01	NSM	Mäßig nährstoffreiches Sauergras-/Binsenried	5.1.4	V	5	+	5+
	NSB	Binsen- und Simsenried nährstoffreicher Standorte	5.1.6	V (IV)	5	+	5+
	NSS	Hochstaudensumpf nährstoffreicher Standorte	5.1.7	V (IV)	5	+	5+
	NSR	Sonstiger nährstoffreicher Sumpf	5.1.8	V (IV)	5	+	5+
38.07	NRZ	Sonstiges Landröhricht	5.2.6	V (IV)	5	+	5+
34.06.02	RNF	Feuchter Borstgras-Magerrasen	8.2.1	V (IV)	5	+	5+
35.02.01	GNA	Basen- und nährstoffarme Nasswiese	9.3.1	V	5	+	5+
35.02.01	GNK	Basenreiche, nährstoffarme Nasswiese	9.3.2	V	5	+	5+
35.02.03	GNW	Sonstiges mageres Nassgrünland	9.3.3	V (IV)	5	+	5+
35.02.03	GNM	Mäßig nährstoffreiche Nasswiese	9.3.5	V	5	+	5+
35.02.03	GNR	Nährstoffreiche Nasswiese	9.3.6	V (IV)	5	+	5+
35.02.05	GNF	Seggen-, binsen- oder hochstaudenreicher Flutrasen	9.3.7	V (IV)	5	+	5+
43.04.01	WET	(Traubenkirschen-)Erlen- und Eschen-Auwald der Talniederungen	1.10.1	V (IV)	5	1	6
41.01.03	BNR	Weiden-Sumpfgewächse nährstoffreicher Standorte	2.6.1	V(IV)	5	1	6
41.01.03	BNA	Weiden-Sumpfgewächse nährstoffärmerer Standorte	2.6.2	V(IV)	5	1	6
	VOT	Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit Teichblattpflanzen	4.17.2	V	5	1	6
	VOS	Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit Schwimmblattpflanzen	4.17.3	V	5	1	6
	VORS	Schilfröhricht nährstoffarmer Stillgewässer	4.17.4.1	V	5	1	6
	VORT	Teichsimseröhricht nährstoffarmer Stillgewässer	4.17.4.3	V	5	1	6
	VORZ	Sonstiges Röhricht nährstoffarmer Stillgewässer	4.17.4.4	V	5	1	6
	VOW	Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit Seggen/Wollgras	4.17.5	V	5	1	6
	VOC	Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit Schneide	4.17.6	V	5	1	6

Code BfN	Abkürzung NI	Bezeichnung NI	Code NI	Wertstufe	Wertstufe ohne Klammerwert	Moorpunkte	Wertstufe plus Moorpunkte
	VEL	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit submersen Laichkrautgesellschaften	4.19.1	V (IV)	5	1	6
	VET	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit sonstigen Tauchblattpflanzen	4.19.2	V (IV)	5	1	6
	VES	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit wurzelnden Schwimmblattpflanzen	4.19.3	V (IV)	5	1	6
	VEH	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Froschbiss-Gesellschaften	4.19.4	V	5	1	6
	VERS	Schilfröhricht nährstoffreicher Stillgewässer	4.19.5.1	V	5	1	6
	VERR	Rohrkolbenröhricht nährstoffreicher Stillgewässer	4.19.5.2	V	5	1	6
	VERZ	Sonstiges Röhricht nährstoffreicher Stillgewässer	4.19.5.5	V (IV)	5	1	6
	VEC	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Seggen	4.19.7	V	5	1	6
38.02.02	NRS	Schilf-Landröhricht	5.2.1	V (IV)	5	1	6
38.03	NRR	Rohrkolben-Landröhricht	5.2.4	V (IV)	5	1	6
38.01	NRT	Teichsimen-Landröhricht	5.2.5	V	5	1	6
38.04	NRC	Schneiden-Landröhricht	5.2.7	V	5	1	6
36.03.01	MWD	Wollgras-Degenerationsstadium entwässerter Moore	6.3.3	V	5	1	6
36.03.02	MGT	Trockeneres Glockenheide- Hochmoordegenerationsstadium	6.4.2	V (IV)	5	1	6
40.02	MZS	Sonstige Moor- und Sumpfheide	6.7.3	V	5	1	6
41.01.03	BNG	Gagelgebüsch der Sümpfe und Moore	2.6.3	V(IV)	5	1+	6+
37.02	NSGG	Schlankseggenried	5.1.5.1	V (IV)	5	1+	6+
37.02	NSGA	Sumpfschilfseggenried	5.1.5.2	V	5	1+	6+
37.02	NSGR	Uferschilfseggenried	5.1.5.3	V	5	1+	6+
37.02	NSGP	Rispenseggenried	5.1.5.4	V	5	1+	6+
37.02	NSGS	Sonstiges nährstoffreiches Großseggenried	5.1.5.5	V	5	1+	6+
43.02.02.01	WARQ	Erlen-Quellbruchwald nährstoffreicher Standorte	1.11.1.1	V	5	2	7

Code BfN	Abkürzung NI	Bezeichnung NI	Code NI	Wertstufe	Wertstufe ohne Klammerwert	Moorpunkte	Wertstufe plus Moorpunkte
43.02.02.01	WARÜ	Überstauter Erlen-Bruchwald nährstoffreicher Standorte	1.11.1.2	V	5	2	7
43.02.02.01	WARS	Sonstiger Erlen-Bruchwald nährstoffreicher Standorte	1.11.1.3	V	5	2	7
43.02.01	WAT	Erlen- und Birken-Erlen-Bruchwald nährstoffärmerer Standorte des Tieflandes	1.11.2	V	5	2	7
43.02.01	WAB	Erlen- und Birken-Erlen-Bruchwald nährstoffärmerer Standorte des Berglandes	1.11.3	V	5	2	7
43.01.01	WBA	Birken- und Kiefern-Bruchwald nährstoffärmerer Standorte des Tieflands	1.12.1	V	5	2	7
43.01.01	WBK	Subkontinentaler Kiefern-Birken-Bruchwald	1.12.2	V	5	2	7
43.02.01	WBM	Birken-Bruchwald mäßig nährstoffversorgter Standorte des Tieflands	1.12.3	V	5	2	7
43.01.01	WBB	(Fichten-)Birken-Bruchwald des höheren Berglands	1.12.4	V	5	2	7
43.02.01	WBR	Birken-Bruchwald nährstoffreicher Standorte	1.12.5	V	5	2	7
44.01.01.01	WOH	Hochmontaner Fichtenwald nährstoffärmerer Moore	1.18.1	V	5	2	7
44.01.01.01	WON	Hochmontaner Fichtenwald nährstoffreicherer Moore	1.18.2	V	5	2	7
05.08	MK	Abtragungs-Hochmoor der Küste	3.14	V	5	2	7
24.	SOM	Naturnaher Hochmoorsee/-weiher natürlicher Entstehung	4.16.1	V	5	2	7
24.	SONo	Naturnahes nährstoffarmes Kleingewässer natürlicher Entstehung, oligotroph	4.16.2	V	5	2	7
24.	SONm	Naturnahes nährstoffarmes Kleingewässer natürlicher Entstehung, mesotroph	4.16.2	V	5	2	7
24.	SONd	Naturnahes nährstoffarmes Kleingewässer natürlicher Entstehung, dystroph	4.16.2	V	5	2	7
24.	SOTd	Naturnahes nährstoffarmes Torfstichgewässer	4.16.3	V (IV)	5	2	7
	VOM	Verlandungsbereich nährstoffärmerer Stillgewässer mit Moosdominanz	4.17.1	V	5	2	7
35.01.01	NSA	Basen- und nährstoffarmes Sauergras-/Binsenried	5.1.1	V	5	2	7

Code BfN	Abkürzung NI	Bezeichnung NI	Code NI	Wertstufe	Wertstufe ohne Klammerwert	Moorpunkte	Wertstufe plus Moorpunkte
35.01.02	NSK	Basenreiches, nährstoffarmes Sauergras-/Binsenried	5.1.3	V	5	2	7
36.01.01	MHR	Naturnaher ombrogener Hochmoorbereich des Tieflands	6.1.1	V	5	2	7
36.02.01	MHH	Naturnahes Heidehochmoor	6.1.2	V	5	2	7
36.02.01	MHS	Naturnahes Schlatt- und Verlandungshochmoor	6.1.3	V	5	2	7
36.01.01	MHZ	Regenerierter Torfstichbereich des Tieflands mit naturnaher Hochmoorvegetation	6.1.4	V	5	2	7
36.01.02	MBW	Wachstumskomplex naturnaher Bergland- Hochmoore	6.2.1	V	5	2	7
36.01.02	MBS	Stillstandskomplex naturnaher Bergland- Hochmoore	6.2.2	V	5	2	7
36.03.01	MWS	Wollgras-Torfmoos-Schwingrasen	6.3.1	V	5	2	7
36.03.01	MWT	Sonstiges Torfmoos-Wollgras-Moorstadium	6.3.2	V	5	2	7
36.03.02	MGF	Feuchteres Glockenheide- Hochmoordegenerationsstadium	6.4.1	V	5	2	7
40.02	MZE	Glockenheide-Anmoor/-Übergangsmoor	6.7.1	V	5	2	7
36.02.01	MZN	Moorlilien-Anmoor/-Übergangsmoor	6.7.2	V	5	2	7
	MST	Torfmoosrasen mit Schnabelriedvegetation	6.8.1	V	5	2	7
	MSS	Torfschlammflächen mit Schnabelriedvegetation	6.8.2	V	5	2	7

Anhang II: Bewertungstabelle Vegetation Bayern

Code BfN	Code BY Biotop- bzw. Nutzungstyp	Code BY Biotop-/ Nutzungstyp (BayKompV)	Bezeichnung BY	Biotopwertspan- ne	max. Biotopwert	Moorpunkte	Wertpunkte + Moorpunkte
33.05.03	A11	A11	intensiv bewirtschaftete Äcker (ohne od. mit stark verarmter Segetalvegetation)	1	1		1
34.08	G11	G11	Intensivgrünland	1	1		1
36.04.01 / 36.04.02	M31	M31	Torfabbaubereiche	1	1		1
33.05.02	A12	A12	bewirtschaftete Äcker mit typischer Segetalvegetation	2	2		2
33.05.04	A2	A2	Ackerbrachen (inkl. Sonderkulturen)	2	2		2
34.08.xx.03	G12	G12	Intensivgrünland (brachgefallen)	2	2		2
(35.02.03 / 35.02.04 / GEM)	G211	G211	mäßig extensiv genutztes, artenarmes Grünland	2	2		2
36.04.03 / 36.04.04	M32	M32	Torfhalden	2	2		2
44.04 / 44.05	N71	N71	Nadelholzforste (strukturarm)	1 bis 2	2		2
33.05.01	A13	A13	extensiv bewirtschaftete Äcker mit seltener Segetalvegetation	3	3		3
41.07	B5	B5	Gehölzplantagen	1 bis 3	3		3
43.10	L72	L72	sonst. Laubmischwälder (nicht standortgerecht & gebietsfremde Baumarten)	2 bis 3	3		3
44.04.03 / 44.04.04	N72	N72	Nadelholzforste (struktureich)	2 bis 3	3		3
35.02.xx.03	GB00BK	G215 / G223 / G314 / G321 / G331 / K12 / K13	Magere Altgrasbestände und Grünlandbrachen	3 bis 4	4		4
40.02.03	GC00BK	M111 / M21 / Z111 / Z12 / Z13	Zwergstrauch- und Ginsterheiden / kein LRT	3 bis 4	4		4
43.09	L71	L71	sonst. Laubmischwälder (nicht standortgerecht)	2 bis 4	4		4
34.07.01	LR6510	G212	artenreiche Flachland-Mähwiesen mittlerer Standorte	3 bis 4	4		4
38.02.01 / 38.07	VC3150	R2	Großseggenriede der Verlandungszone / LRT 3150	4	4		4

Code BfN	Code BY Biotop- bzw. Nutzungstyp	Code BY Biotop-/ Nutzungstyp (BayKompV)	Bezeichnung BY	Biotopwertspan- ne	max. Biotopwert	Moorpunkte	Wertpunkte + Moorpunkte
24.08 / 37.01.01 / 38.	VK3130	R2	Kleinröhrichte / LRT 3130	4	4		4
24.08 / 37.01.01 / 38.02	VK3140	R2	Kleinröhrichte / LRT 3140	4	4		4
24.08 / 37.01.01 / 38.	VK3150	R2	Kleinröhrichte / LRT 3150	4	4		4
66.07	AI00BK	G214	Alpengoldhaferwiese / kein LRT	4	4		4
66.07	AI6520	G214	Alpengoldhaferwiese / LRT 6520	4	4		4
(34.07)	GE00BK	G213 / G214	Artenreiches Extensivgrünland / kein LRT	3 bis 4	4		4
34.07.01	GE6510	G214	Artenreiches Extensivgrünland / LRT 6510	4	4		4
34.07.02	GE6520	G214	Artenreiches Extensivgrünland / LRT 6520	4	4		4
34.07.02 / 35.02	GI00BK	G214	Magere Goldhaferwiesen / kein LRT	4	4		4
34.07.01 / 34.07.02	GI6520	R322	Magere Goldhaferwiesen LRT 6520	4	4		4
67.01	AH00BK	K21	Feuchte und nasse Hochstaudenflu- ren ((sub-)alpin), kein LRT	4	4	+	4 +
39.03 / 39.05.02 / 35.02.xx.03	GH00BK	G223 / K123 / K133	Feuchte und nasse Hochstaudenflu- ren / kein LRT	3 bis 4	4	+	4 +
24.08 / 38.	VK00BK	R2	Kleinröhrichte / kein LRT	4	4	+	4 +
41.01.03	WG00BK	B113 / B114 / B115 / W13	Feuchtgebüsche	4	4	1	5
67.01	AH6430	K21	Feuchte und nasse Hochstaudenflu- ren ((sub-)alpin), LRT 6430	4	4	1	5
35.02.02	GA6440	G24	Brenndoldenwiesen / LRT 6440	5	5		5
37.01 / 37.02	GG00BK	G223 / G31 / M411 / M421	Großseggenriede außerhalb der Verlandungszone	4	4	1	5
39.03.01.02 / 39.04	GH6430	K123 / K133	Feuchte und nasse Hochstaudenflu- ren / LRT 6430	3 bis 4	4	1	5
34.06	GO00BK	G33	Borstgrasrasen / kein LRT (sek./verbracht/artenarm)	4 bis 5	5		5

Code BfN	Code BY Biotop- bzw. Nutzungstyp	Code BY Biotop-/ Nutzungstyp (BayKompV)	Bezeichnung BY	Biotopwertspan- ne	max. Biotopwert	Moorpunkte	Wertpunkte + Moorpunkte
35.03	GZ1340	G25	Salzwiesen im Binnenland	5	5		5
24.01 / 24.02 / 24.07.01	LR3130	R12 / R21 / R321 / S122	Stillgewässer mit Pioniervegetation ohne §30 / LRT 3130	4 bis 5	5		5
24.01 / 24.02 / 24.07.01	LR3140	R12 / R21 / R321 / S122	Stillgewässer mit Characeen ohne §30 / LRT 3140	4 bis 5	5		5
24.01 / 24.02 / 24.07.01	LR3150	R12 / R22/ R322	Stillgewässer (nährstoffreich) ohne §30 / LRT 3150	4 bis 5	5		5
36.03.03 / 36.03.04 / 36.04 / 36.05 / 24.07 / 24.08	MO00BK*	M111 / M21 / B115	Offene Hoch- und Übergangsmoore	3 bis 4	4	1	5
38.02.01	VC3130	R321	Großseggenriede der Verlandungs- zone / LRT 3130	5	5		5
38.02.01	VC3140	R321	Großseggenriede der Verlandungs- zone / LRT 3140	5	5		5
38.	VH3130	R12	Großröhrichte / LRT 3130	4 bis 5	5		5
38.	VH3140	R12	Großröhrichte / LRT 3140	4 bis 5	5		5
38.	VH3150	R12	Großröhrichte / LRT 3150	4 bis 5	5		5
43.04.03	WA91F0	L53	Auwälder / LRT 91F0	3 bis 5	5		5
43.03.01	WQ00BK	L43	Sumpfwälder / kein LRT (degradiert)	3 bis 5	5		5
40.03 / 40.05	GC4030	Z11 / Z12	Zwergstrauch- und Ginsterheiden / LRT 4030	3 bis 5	5		5
35.02.03 / .04 / .05	GN00BK	G22 / G23 / M411 / M421	Seggen- oder binsenreiche Nass- wiesen, Sümpfe	3 bis 5	5	+	5 +
35.02.01	GP00BK	G32 / M111 / M21	Pfeifengraswiesen / kein LRT	3 bis 5	5	+	5 +
43.03.01	WQ91E0*	L43	Sumpfwälder / LRT 91E0*	3 bis 5	5	+	5 +
34.06	GO6230*	G33	Borstgrasrasen / LRT 6230*	4 bis 5	5	+	5 +
35.02.01	GP6410	G32	Pfeifengraswiesen / LRT 6410	4 bis 5	5	+	5 +

Code BfN	Code BY Biotop- bzw. Nutzungstyp	Code BY Biotop- / Nutzungstyp (BayKompV)	Bezeichnung BY	Biotopwertspan- ne	max. Biotopwert	Moorpunkte	Wertpunkte + Moorpunkte
38.02.02 / 38.05 / 38.06 / 38.07	GR00BK	G223 / R11	Landröhrichte	4 bis 5	5	+	5 +
24.01	SU00BK	Q21 / Q222 / S111 / S112 / S121 / S122	Vegetationsfreie Wasserflächen in geschützten Gewässern / kein LRT	4 bis 5	5	+	5 +
24.01	SU3160	S111 / S112	Vegetationsfreie Wasserflächen in geschützten Gewässern / LRT 3160	4 bis 5	5	+	5 +
37.01 / 37.02	VC00BK	R32	Großseggenriede der Verlandungszone / kein LRT	4 bis 5	5	+	5 +
38.	VH00BK	R12	Großröhrichte / kein LRT	4 bis 5	5	+	5 +
24.01	VU3160	S111 / S112	Unterwasser- und Schwimmblattvegetation	4 bis 5	5	+	5 +
43.04.01 / 43.04.02	WA91E0*	B114 / W3 / L51 / L52	Auwälder / LRT 91E0*	4 bis 5	5	+	5 +
38.04	GJ7210*	R112 / R122	Schneidried-Sümpfe	5	5	1	6
36.03 / 36.05 / 40.02 / 41.01.03	MO7120	M112	Offene Hoch- und Übergangsmoore / LRT7120	5	5	1+	6 +
43.01 / 44.01	MW91D0*	L41 / N51 / N52 / N53	Moorwälder	3 bis 5	5	1+	6 +
43.01	MW91D1*	L41	Moorwälder - Birke	3 bis 5	5	1+	6 +
44.01.02	MW91D2*	N52	Moorwälder - Kiefer	3 bis 5	5	1+	6 +
44.01.01	MW91D4*	N51	Moorwälder - Fichte	3 bis 5	5	1+	6 +
35.01.01 / 41.01.03	MF00BK	M411 / M42 / G222 / G342 / B115 / Q2	Flach- und Quellmoore / kein LRT	4 bis 5	5	2	7
35.01.02 / (41.01.03)	MF7230	M41 / B115 / Q22	Flach- und Quellmoore / LRT 7230	4 bis 5	5	2	7
35.01.02 / (41.01.03)	MF7240*	M412 / G342	Flach- und Quellmoore / LRT 7240*	5	5	2	7
24.01 /	MO3160	S111 /	Offene Hoch- und Übergangsmoore	4 bis 5	5	2	7

Code BfN	Code BY Biotop- bzw. Nutzungstyp	Code BY Biotop-/ Nutzungstyp (BayKompV)	Bezeichnung BY	Biotopwertspan- ne	max. Biotopwert	Moorpunkte	Wertpunkte + Moorpunkte
24.08		S112	/ LRT 3160	5			
36.01 / (41.01.03)	MO7110*	M12	Offene Hoch- und Übergangsmoore / LRT 7110*	5	5	2	7
36.02 / 37.02.01 / 40.02	MO7140	M2	Offene Hoch- und Übergangsmoore / LRT 7140	4 bis 5	5	2	7
36.01 / 36.02 / 36.03.01	MO7150	M12 / M112	Offene Hoch- und Übergangsmoore / LRT 7150	5	5	2	7
44.01.03 / 44.01.04	MW91D3*	N53	Moorwälder - Latsche / Spirke	3 bis 5	5	2	7
43.02	WB00BK	L42	Bruchwälder	3 bis 5	5	2	7
<p>*Anmerkung zum Biototyp MO00BK: Die vor allem im Vergleich zu anderen Moorbiototypen (MOXXXX, MFXXXX) schlechtere BiotopwertEinstufung resultiert aus dem Fehlen von LRT Zuordnungen, bzw. das hohe Degradationsniveau der als MO00BK zu bezeichnenden Biototypen.</p>							