

Landschaftspflegerische Maßnahmen auf degradiertem Hochmoor
und ihre Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt
hinsichtlich atmosphärischer N-Einträge und N-Entzugs

Von der Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften der Carl von Ossietzky
Universität Oldenburg zur Erlangung des Grades und Titels eines

Doctor rerum naturalium
(Dr. rer. nat.)

angenommene Dissertation
von Herrn

Jerzy Suda
Geb. am 19.11.1977
in Kostrzyn nad Odrą, Polen

Gutachter:

Prof. Dr. Rainer Buchwald

Weitere Gutachterin:

Prof. Dr. Luise Dorothee Giani

Tag der Disputation:

07.05.2019

Eigenständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, Jerzy Suda, dass ich die vorliegende Arbeit ohne fremde Hilfe verfasst sowie nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Bremen, 15.12.2018

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurden Wirkungen mechanischer Pflegemaßnahmen wie Mahd, Entkusselung und Rodung auf den Stickstoffhaushalt degradierter Hochmoore untersucht sowie ihre Kosten abgeschätzt. Ermittelt wurde der N-Export durch die Entfernung der oberirdischen Phytomasse sowie die einhergehende Reduzierung atmosphärischer N-Einträge durch Änderung der vertikalen Struktur der Vegetation. Aspekte der Torfzersetzung sowie N-Freisetzung in entwässerten Hochmoorböden wurden neben ökologischen Gesichtspunkten im Rahmen einer Literaturlauswertung diskutiert. Die Untersuchungen wurden in dem Bourtanger Moor an der deutsch-holländischen Grenze im Landkreis Emsland in Niedersachsen durchgeführt.

Gemessene N-Bestandesniederschläge betragen im Zeitraum 2011-2012 $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Besenheide-Beständen, $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Birken-Moorwald und $29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der Kronentraufe von Solitärbäumen. Der N-Freilandniederschlag lag bei $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Für Biototypen degradierter Hochmoore mit einem Deckungsgrad von Birke von ca. 40% wurde ein N-Bestandniederschlag in Höhe von $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Insgesamt ist es von einem höheren N-Eintrag auszugehen, weil mit der Messung des N-Bestandesniederschlages die gesamte N-Deposition nicht erfasst werden kann.

Durch die Entfernung der oberirdischen Pflanzenbestände, insbesondere der Gehölze, würde sich der N-Bestandesniederschlag um $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in baumfreien Biotopen, um 5 bis $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Biototypen mit Gehölz-Deckungsgraden von 30 bis 40% und um $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Birken-Moorwald reduzieren. Die tatsächliche Reduzierung des N-Eintrags unter Berücksichtigung der gesamten N-Deposition liegt sicherlich über dem auf Basis der N-Bestandesniederschläge ermittelten Minderungseffekt. Zur Aufrechterhaltung des Minderungseffektes wären die Maßnahmen in regelmäßigen Abständen zu wiederholen. Dadurch würde sich der mittlere Minderungseffekt um ca. 50 % verringern.

Einmalige Kosten für die N-Depositionsminderung wurden auf 60 Euro je kg N ha⁻¹ im Moorbirkenwald, auf 175 - 240 Euro kg N⁻¹ ha⁻¹ in Biototypen mit Gehölz-Deckungsgraden von 30-55% und auf 425 Euro im baumfreien Pfeifengras-Moorstadium geschätzt. Je nach örtlichen Gegebenheiten können die einmaligen Kosten deutlich höher liegen.

In den Ende September beprobten Pflanzenbeständen wurden in gehölzfreien Biototypen oberirdische Biomassevorräte von 4,9 bis 10,1 t FM ha⁻¹ und 101 t FM ha⁻¹ in einem 25-30 Jahre alten Moorbirkenwald ermittelt. Die oberirdischen N-Vorräte reichten von 19 bis 40 kg N ha⁻¹ in der Krautschicht des von Gräsern dominierten Pfeifengras-Moorstadiums und Wollgrasstadiums von Hochmooren bis zu 65 kg N ha⁻¹ im Moorheidestadium von Hochmooren. Noch höhere N-Vorräte waren in den gehölzreichen Ausprägungen dieser Biotope sowie im Birken-Moorwald enthalten. Pfeifengras- und Moorheidestadien wiesen bei einem Deckungsgrad der Birke von 30-40 % N-Mengen in der oberirdischen Phytomasse von 190 bis 230 kg N ha⁻¹ auf. Im sonstigen Degenerationsstadium (MDB=Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor) sind dies im Mittel ca. 235 kg N ha⁻¹ und im Waldbestand ca. 341 kg N ha⁻¹.

Die effektiven Kosten der Landschaftspflegemaßnahmen – Räumungskosten minus Erlös für Materialwert – wurden auf 630 bis 850 Euro ha⁻¹ bei baumfreien Pfeifengras- und Moorheidestadien geschätzt. Mit einem Gehölz-Deckungsgrad von 30-40% lägen die effektiven Kosten bei ca. 1.200 Euro, für einen Birken-Moorwald beziffern sich die effektiven Kosten auf 600 Euro, für ein sonstiges Moordegenerationsstadium MDB 1.400 Euro.

Bezieht man die effektiven Kosten auf die damit erreichte Minderung der N-Belastung, ergeben sich damit einmalige Kosten für den N-Export von ca. 20,2, 6,6, 5,9 und 1,8 Euro kg N⁻¹ ha⁻¹ für baumfreies Pfeifengras-Moorstadium, gehölzreiche Pfeifengras- und Moorheide-Stadien von Hochmooren und Birken-Moorwald.

Am wirtschaftlichsten und auch aus Naturschutzgründen am sinnvollsten sind die dargestellten Landschaftspflegemaßnahmen in Biototypen mit hohen Gehölzanteilen. Dabei hängen die effektiven Kosten auch sehr stark von den

erzielbaren Erlösen für die unterschiedlichen Substrate ab. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt besteht eine Nachfrage vorwiegend für die energetische Nutzung von Landschaftspflegematerial.

Summary

In this thesis the effects of mechanic landscape maintenance measures, such as mowing, mechanic removal of shrubs and clearing, on the nitrogen budget of degraded peatland were investigated in the area of Bourtanger Moor located at the German-Dutch border in the district council of Emsland in Lower Saxony. N-export was determined by consideration of the removed aboveground phytomass resulting in a reduction of atmospheric N-input due to the change of the vertical vegetation structure. Aspects such as peat decomposition, N-release in the drained peatland soils as well as ecological consequences were discussed by taking into account the scientific literature. Additionally, the monetary costs of the applied landscape maintenance measures were estimated.

Between 2011 and 2012 the N-throughfall measured in bulk deposition ranged from 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in the heath biotope to 23 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in the birch-peatland biotope to 29 kg N ha⁻¹ a⁻¹ within the canopy of solitary trees. The N bulk deposition in open areas accounted up to 13 kg N ha⁻¹ a⁻¹. In degraded peatlands with birch coverage of 40 % N concentrations of 22 kg N ha⁻¹ a⁻¹ were measured. Overall N deposition rates tend to be higher, because N-throughfall is just one part of the total N deposition on the earth's surface.

As a result of the removal of the aboveground plant stock N-deposition on the plant stock would be reduced to 2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in treeless biotopes, 5 to 8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in biotope types with tree/shrub coverage between 30 and 40 % and 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in the birch-peatland wood. As stated above the reduction of the total N deposition will definitely lie above the quantified reduction effect, identified on basis of the N-throughfall only. For the maintenance of the reduction effect the landscape maintenance measures would have to be repeated in regular intervals. As a consequence, the average reduction effect can be estimated to further decrease to 50 %.

One-off costs of the maintenance measures was estimated to 60 Euro per kg N ha⁻¹ in the peatland-birch biotope, between 175 and 240 Euro kg N⁻¹ ha⁻¹ in biotope types with trees/shrubs coverage of 30 to 55% and 425 Euro in the

treeless moor grass peatland stage. Depending on local conditions corresponding costs may vary.

In the plant stock sampled at the end of September the aboveground biomass storage in the shrub- and treeless biotope types ranged between 4,9 to 101 t FM ha⁻¹ in the 25-30 years old peatland-birch biotope. The aboveground N reserve ranged from 19 to 40 kg N ha⁻¹ in the herbal layer of the grass dominated moor grass peatland degeneration stage and cotton grass peatland degeneration stage up to 65 kg N ha⁻¹ in the heather peatland degeneration stage. Higher N reserves were found in biotopes with dense trees and shrub coverages as well as in the peatland-birch biotope. The N rates in the aboveground phytomass of the moor grass peatland degeneration stage and heather peatland degeneration stage with birch coverage of 30-40 % ranged from 190 to 230 kg N ha⁻¹. In the other peatland degeneration stage (=young trees/shrubs on drained peatland) about 235 kg N ha⁻¹ were determined by average. Correspondingly, about 341 kg N ha⁻¹ could be quantified for in the forest stand.

The effective costs of the landscape maintenance measures - removal costs minus revenue for the extracted biomass - were estimated between 630 and 850 Euro ha⁻¹ for the treeless moor grass peatland and the bog heather stage. For tree/shrub coverages between 30 and 40% effective costs would mount up to 1200 Euro. Respective costs for the peatland-birch biotope were estimated to 600 Euro, for other moor degeneration stages to 1400 Euro.

Referring the effective costs to the achieved reduction of N pollution, respective one-off costs for the N export can be estimated to 20,2 Euro kg N⁻¹ ha⁻¹ for the treeless moor grass peatland degeneration stage, to 6,6 Euro kg N⁻¹ ha⁻¹ for the shrub rich moor grass peatland degeneration stage, to 5,9 Euro kg N⁻¹ ha⁻¹ for the heather peatland degeneration stage and to 1,8 Euro kg N⁻¹ ha⁻¹ Euro for the peatland-birch wood biotope.

The presented landscape maintenance measures in biotope types with high level of shrubs make most sense both from an economical and a nature conservation perspective. The effective costs thereby depend strongly on

achievable revenues for the various substrates. At present, corresponding demands mainly exist for the use of biomass as an energy source.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	4
Summary	7
Abbildungen.....	12
Tabellen.....	16
1. Einleitung	18
2. Forschungsstand.....	21
3. Forschungsfragen und Ziele	27
4. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsflächen.....	30
5. Methoden	33
5.1 Biotypenkartierung und Auswahl der Untersuchungsflächen	33
5.2 Probenahme des Pflanzenmaterials	34
5.3 Messungen der Stickstoffdepositionen	37
5.4 Laboranalytik	40
5.5 Kostenanalyse von Pflegemaßnahmen	40
6. Ergebnisse	41
6.1 Die Biotypen der geschützten Mooregebiete im Untersuchungsgebiet.....	41
6.1.1 Rühler Moor	42
6.1.2 Tausendschrittmoor.....	44
6.2 N-Bestandesniederschläge in verschiedenen Vegetationstypen	46
6.3 Minderung des atmosphärischen N-Eintrags durch Pflegemaßnahmen.....	48
6.4 Biomasseexport durch Landschaftspflegemaßnahmen.....	50
6.4.1 Biomassevorräte der Untersuchungsflächen	51
6.4.2 N-Gehalte in Pflanzenbeständen	53
6.4.2.1 Krautschicht	53
6.4.2.2 Gehölze	55
6.4.3 Oberirdische N-Vorräte.....	56
6.5 Wirkungen der Pflegemaßnahmen auf den N-Haushalt	59
6.6 Kosten der Pflegemaßnahmen	60
6.6.1 Effektive Kosten	60
6.6.2 Kosten für N-Entzug durch Biomasseexport	62
6.6.3 Kosten für Minderung atmosphärischen N-Eintrags durch Änderung der Vegetationsschichtung	62
7. Diskussion.....	64
7.1 Gemessene Stickstoff-Deposition im entwässerten Hochmoor	64

7.2	Auswirkungen von N-Depositionen	70
7.3	Trockensubstanz- und Gesamtstickstoffvorräte im Torfkörper	72
7.4	Stickstoff-Mineralisation im entwässerten Hochmoor	73
7.5	N-Vorräte in der Biomasse.....	77
7.6	Minderung des Stickstoff-Eintrags	83
7.7	Weitere Gesichtspunkte mit Bezug zu Lösungsansätzen für die anstehende Problematik.....	89
8.	Fazit	97
	Literaturverzeichnis	100
	Danksagung	121
	Anhang.....	123
	Curriculum Vitae.....	155

Abbildungen

Abbildung 1: Projektmodule mit zwei Modulen zum Thema der Arbeit (in Fettdruck)...	20
Abbildung 2: Untersuchungsgebiet mit den geschützten Mooregebieten (rot) und Untersuchungsflächen (schwarze Umrandung).	30
Abbildung 3: Untersuchte Pflanzenbestände (Fotos: J. Suda).....	35
Abbildung 4: Untersuchte Pflanzenbestände (Fotos: J. Suda).....	36
Abbildung 5: Arbeitsschritte beim Homogenisierungsverfahren des gesammelten Pflanzenmaterials (Fotos: J. Suda).....	37
Abbildung 6: Querschnitt durch das Messsystem „Osnabrück“ (Mohr 2011).....	38
Abbildung 7: Bulksammler im Moorbirkenwald (Foto: J. Suda).	38
Abbildung 8: Bulksammler im Freiland und unter Solitär-bäumen (im Hintergrund) (Foto: J. Suda).....	38
Abbildung 9: Aufbau des Rinnen-Messsystems unter Heide.	39
Abbildung 10: Unter Besenheide im Hochmoor installierter Rinnensammler (Foto: J. Suda).	39
Abbildung 11: Biototypanteile im Untersuchungsgebiet in % (Abkürzungen in Tabelle 1 A)	41
Abbildung 12: Biototypen im Rühler Moor (RM) (Abkürzungen in Tabelle 1 A).	42
Abbildung 13: Anteile der Biototypen im Rühler Moor in % (Abkürzungen in Tabelle 1 A)	44
Abbildung 14: Biototypen im Tausendschrittmoor (TM) (Abkürzungen in Tabelle 1 A).	45
Abbildung 15: Anteile der Biototypen im Tausendschrittmoor (TM) in % (Abkürzungen in Tabelle 1 A).	45
Abbildung 16: Über den N-Bestandesniederschlag und die N-Bulk-Deposition deponierte N-Verbindungen an unterschiedlichen Standorten im Rühler Moor.....	48
Abbildung 17: Verteilung der N-Bestandesniederschläge im Rühler Moor.....	49
Abbildung 18: Minderung des N-Eintrags im Rühler Moor durch Entkusselung	50
Abbildung 19: Oberirdische Biomasse (Frischmasse, t ha ⁻¹) im Rühler Moor.	52
Abbildung 20: N-Konzentrationen in der Vegetation der Krautschicht in TS [%]	53
Abbildung 23: N-Konzentrationen in Kiefer unterschiedlicher Größe (gewichtete Mittelwerte).....	55
Abbildung 24: N-Konzentrationen in Moorbirke unterschiedlicher Größe (gewichtete Mittelwerte).....	55
Abbildung 25: N-Konzentrationen im Baumstamm und Reisigholz von Kiefer und Moorbirke (Mittelwerte), Baumhöhe 3-6 m).....	56

Abbildung 26: N-Konzentrationen im Baumstamm, Ast und Reisigholz von Kiefer und Moorbirke (Mittelwerte), Baumhöhe > 6m.....	56
Abbildung 27: In der Vegetation der Krautschicht oberirdisch gebundene N-Mengen (Abkürzungen in Tabelle 1 A).....	57
Abbildung 28: N-Mengen in der oberirdischen Biomasse verschiedener degradierter Moor-Stadien mit unterschiedlichen Deckungsgraden der Gehölze in Prozent (Abkürzungen in Tabelle 1 A).....	57
Abbildung 29: Räumliche Verteilung der oberirdisch gebundenen N-Vorräte (kg ha ⁻¹) im Rühler Moor	59
Abbildung 30: N-Kreislauf von NH ₃ -Emissionen bis zu NH ₃ - und NH ₄ -Immissionen mit N-Umbauprozessen im entwässerten Torfboden (geändert und zusammengestellt nach UBA 2013, Dämmgen und Erismann 2002, Koppisch 2002, Mitsch und Gosselink 1993). Schematisch wurden auch Messstellen für die Ermittlung atmosphärischer N-Einträge dargestellt.	66

Abbildungen im Anhang

Abbildung A 1: Moorheidestadium von Hochmooren (MG) (Foto: J. Suda).....	124
Abbildung A 2: Moorheidestadium von Hochmooren mit fortschreitender Birkenausbreitung (Foto: J. Suda).....	125
Abbildung A 3: Birkenwald entwässerter Moore (WV) (Foto: J. Suda).....	125
Abbildung A 4: Pfeifengras-Moorstadium (MP) (Foto: J. Suda).....	126
Abbildung A 5: Wollgrasstadium von Hochmooren (MW) (Foto: J. Suda).....	126
Abbildung A 6: Gehölzjungwuchs auf entwässertem Hochmoor (=sonstiges Moordegenerationsstadium MDB) (Foto: J. Suda).....	127
Abbildung A 7: Moor-Initialstadium (MI) (Foto: J. Suda).....	127
Abbildung A 8: Wiedervernässte Hochmoorfläche (Foto: J. Suda).....	128
Abbildung A 9: Eingesetzte Elektroschere (Foto: J. Suda).....	128
Abbildung A 10: Beprobungsfläche mit <i>Erica teralix</i> -Bestand (Foto: J. Suda).....	129
Abbildung A 11: Beprobungsfläche nach der Ernte (Foto: J. Suda).....	129
Abbildung A 12: <i>Erica teralix</i> -Aufwuchs direkt nach der Beprobung (Foto: J. Suda).....	130
Abbildung A 13: <i>Calluna vulgaris</i> -Bestand (Foto: J. Suda).....	130
Abbildung A 14: <i>Molinia Caerulea</i> -Bestand (Foto: J. Suda).....	131
Abbildung A 15: <i>Empetrum nigrum</i> -Bestand (Foto: J. Suda).....	131
Abbildung A 16: Beprobung der Birkenpilze lag nicht im Spektrum der Untersuchungen (Foto: J. Suda).....	132
Abbildung A 17: Feldprotokoll für die Beprobung der Pflanzenbestände in der Krautschicht (Foto: J. Suda).....	132
Abbildung A 18: Feldprotokoll für die Baumbeprobung (Foto: J. Suda).....	133
Abbildung A 19: Zerlegen einer Waldkiefer in einzelne Baumkompartimente (Foto: J. Suda).....	133
Abbildung A 20: Wegtragen beprobten Pflanzenmaterials zum Flächenrand (Foto: J. Suda).....	134
Abbildung A 21: Betrachtung des Baumkronenschlusses in einem Birken-Moorwald bei Suche nach geeigneter Stelle für Messungen des N-Bestandesniederschlages (Foto: J. Suda).....	134
Abbildung A 22: Bulksammler (Foto: J. Suda).....	135
Abbildung A 23: Kronentraufmessungen im Birken-Moorwald (Foto: J. Suda).....	135
Abbildung A 24: Messstelle für mikrometeorologische Untersuchungen des Thünen-Instituts im Projekt ERNST (Foto: J. Suda).....	136
Abbildung A 25: Im Rahmen des Projektes ERNST entwickeltes Biomonitoring-Messverfahren TONI (Foto: J. Suda).....	136

Abbildung A 26: Niederschlagssammler unter einem Besenheidebestand (Foto: N.N.).	137
Abbildung A 27: Laubfang mit Vogelnetzen bei einzeln stehenden Birken (Höhenklasse 3- 6 m) (Foto: J. Suda).	137
Abbildung A 28: Ein misslungener Versuch einer Messung des N- Bestandesniederschlages unter Besenheide an einem Transekt im Moorrandbereich im Wesuweer Moor (hier: im Moorinitialstadium angelegte <i>Calluna</i> -Insel mit Besenheide) (Foto: J. Suda).	138
Abbildung A 29: IVL-Sammler für die Messung der Ammoniak-Konzentrationen in der Luft im Projekt ERNST (Foto: J. Suda).	138
Abbildung A 30: Transektmessungen der Ammoniak-Konzentrationen in der Luft im Moorrandbereich (Wesuweer Moor) (Foto: J. Suda).	139
Abbildung A 31: Aufbereitung der Baumstämme für das anschließende Häckseln auf dem Gelände der Staatlichen Moorverwaltung (Foto: J. Suda).	139
Abbildung A 32: Proben von Birken- und Waldkieferstämmen (Foto: J. Suda).	140
Abbildung A 33: Von der Staatlichen Moorverwaltung zur Verfügung gestellter Häcksler mit Anhänger (Foto: J. Suda).	140
Abbildung A 34: Gehäckselte Baumstammprobe (Foto: J. Suda).	141
Abbildung A 35: Gehäckselte Reisholzprobe der Moorbirke (Foto: J. Suda).	141
Abbildung A 36: Messstandorte im Projekt ERNST	142
Abbildung A 37: Zeitlicher Verlauf NH ₃ -Konzentrationen an 7 Standorten des Untersuchungsraumes von Februar 2011 bis Oktober 2012.	142
Abbildung A 38: NH ₃ -Konzentrationen am Messtransekt im Hochmoor mit und ohne Gehölzriegel (Minderungsgrad in %).	143
Abbildung A 39: Jährlicher Verlauf der N-Einträge über den Bestandesniederschlag an allen Messstandorten im Projekt ERNST im Zeitraum 2011-2012	144

Tabellen

Tabelle 1: N-Einträge über den Bestandsniederschlag und N-Bulk-Deposition unterschiedlicher Standorte im Rühler Moor in Jahren 2011-2012. *N-Eintrag unter Berücksichtigung der mit Heide bewachsenen Freiflächen.....	47
Tabelle 2: Mittlere Anteile des absoluten Deckungsgrades (%) bestandsbildender Pflanzenarten in unterschiedlichen Biotoptypen.	51
Tabelle 3: Mittlere Biomassevorräte häufiger Biotoptypen.	52
Tabelle 4: Typische Gehölzdeckungsgrade häufiger Biotoptypen (in % abs.).....	58
Tabelle 5: Wirkung von Landschaftspflegemaßnahmen auf N-Export und Reduzierung atmosphärischer N-Einträge.....	60
Tabelle 6: Geschätzte Kosten für Landschaftspflegemaßnahmen und Materialwert des Landschaftspflegeguts.	61
Tabelle 7: Wirkung von Landschaftspflegemaßnahmen auf einmalige Kosten	62
Tabelle 8: Einmalige und langfristige Kosten für die N-Depositionsminderung.	63
Tabelle 9: Von Wright & Tietema (1995) und Böhlmann (2004) ermittelte N-Konzentrationen im Pflanzenaufwuchs.....	79
Tabelle 10: Von Twenhöven (1992: 80) und Steubing et al. (1992: 70) ermittelte N-Konzentrationen im Pflanzenaufwuchs.....	79
Tabelle 11: Oberirdische Phytomassevorräte nach Steubing et al. (1992: 68 und 75), Eschner & Liste (1995) und Wagner (2000: 10).....	80
Tabelle 12: Minderung des N-Eintrags durch Entfernung oberirdischer Pflanzenbestände unter Berücksichtigung der N-Gesamtdeposition	85
Tabelle 13: Minderung der N-Entlastung durch N-Export und reduzierten N-Eintrag (Abkürzungen in Tabelle 1 A).....	86
Tabelle 14: N-Bilanzierung in einem entwässerten Hochmoor (Angaben in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Abkürzungen in Tabelle 1 A).....	87
Tabelle 15: Geschätzte mittlere langjährige Kosten für den N-Entzug sowie Minderung der N-Einträge infolge Entfernung der Biomasse (Abkürzungen in Tabelle 1 A).....	88

Tabellen im Anhang

Tabelle A 1: Erläuterung der Abkürzungen von Biotoptypen des Untersuchungsgebiets nach Drachenfels (Drachenfels O. v. 2011, 2016):	123
Tabelle A 2: Erfasste Niederschlagsmengen und analysierte Ionen-Gehalte im Niederschlagswasser (RW=Moorbirkenwald, RF=Freiland/Offenland, RB=Solitär-bäume).....	145
Tabelle A 3: Erfasste Niederschlagsmengen und analysierte Ionen-Gehalte im Niederschlagswasser unter der Besenheide (H1, H2, H3 = Parallelen)	147
Tabelle A 4: Daten zur Beprobung der Krautschicht im Röhler Moor	148
Tabelle A 5: Ermittlung der N-Vorräte in Pflanzenbeständen in der Krautschicht im Röhler Moor	149
Tabelle A 6: Daten zur Beprobung der Krautschicht im Tausendschrittmoor	150
Tabelle A 7: Ermittlung der N-Vorräte in Pflanzenbeständen in der Krautschicht im Röhler Moor	150
Tabelle A 8: N-Vorrat in der Moorbirke für unterschiedliche Höhenklassen	151
Tabelle A 9: N-Vorrat in der Waldkiefer für unterschiedliche Höhenklassen	152
Tabelle A 10: Geschätzte Anzahl der Birken pro Hektar	153
Tabelle A 11: N-Menge in abgeworfenem Laub.....	153
Tabelle A 12: Geschätzte N-Vorräte in den Birkenbeständen in Abhängigkeit von dem Deckungsgrad	154
Tabelle A 13: N-Vorrat in der Birkenlaub eines Birken-Moorwaldes (Keschergroße 1x1m).....	154

1. Einleitung

Die Naturlandschaft im Nordwesten Niedersachsens war durch großräumige zusammenhängende Hochmoorgebiete geprägt. Im Laufe einer fortschreitenden Kultivierung dieser Landschaft in den letzten 2 Jahrhunderten wurden die Hochmoore weitestgehend zerstört. Groß angelegter Torfabbau, Trockenlegung der Flächen und ihre anschließende landwirtschaftliche Nutzung führten dazu, dass die Hochmoorreste nicht mehr naturnah, sondern vorwiegend stark degradiert sind. Heutzutage gelten nur noch 1.000 ha (0,5 %) der niedersächsischen Hochmoore als naturnah (MU 2016: 36).

Im Bourtanger Moor an der deutsch-holländischen Grenze wird seit mehreren Jahren versucht, auf den unter Schutz gestellten Hochmoorflächen Voraussetzungen für eine Entwicklung naturnaher Hochmoore zu schaffen. Bei der Wiederherstellung von Hochmoorökosystemen müssen mehrere Rahmenbedingungen erfüllt werden, von denen Wassersättigung des Bodenkörpers und ein geringes Nährstoffangebot entscheidend sind.

Bei einem gestörten Wasserhaushalt der degradierten Hochmoore der Region tritt die Nährstoffproblematik in den Vordergrund. Infolge verstärkter Mineralisierung werden bislang nicht pflanzenverfügbare Nährstoffe freigesetzt. Ein erhöhtes Angebot an Nährstoffen fördert eine nicht hochmoortypische Vegetation und die Bedeutung von Pflegemaßnahmen steigt. Von Bedeutung sind darüber hinaus die atmosphärischen Stickstoff-Immissionen und wie sich diese durch unterschiedliche Pflegemaßnahmen beeinflussen lassen.

In den Hochmooren der Untersuchungsregion kommt es infolge der benachbarten intensiven landwirtschaftlichen Tierhaltung zu einem verstärkten Stickstoff-Eintrag, der eine düngende Wirkung hat. Stickstoffverbindungen werden aus landwirtschaftlichen Betrieben vorwiegend in Form von Ammoniak emittiert und über die Luft verfrachtet. Hohe Stickstoffeinträge auf dem Luftpfad können zu einer Vegetationsentwicklung führen, die die Erhaltung oder Wiederherstellung einer naturnahen Moorlandschaft beeinträchtigt. Die moortypischen Pflanzen wie Torfmoose, die mit der Nährstoffknappheit gut zurechtkommen, stehen in direkter Konkurrenz mit Pflanzen, die durch das erhöhte Nährstoffangebot und das geänderte Wasserregime gefördert werden.

Das führt zur Entwicklung einer Pflanzendecke, die Konkurrenzvorteile gegenüber den Torfmoosen besitzt.

Auf den unter Naturschutz gestellten Hochmoorflächen des Untersuchungsgebiets (s. Kap. 4) haben sich im Zuge der natürlichen Sukzession Pflanzengesellschaften eingestellt, die zurzeit unterschiedliche Entwicklungsstadien repräsentieren. Die Vegetation ist eine wichtige Einflussgröße im Stickstoffhaushalt, indem sie einerseits mittels ihrer Struktur unterschiedliche Stickstoffmengen aus der Atmosphäre auskämmt und sie andererseits dem Boden unterschiedliche N-Mengen entzieht.

Im Kontext einer weitumfassenden Revitalisierung von Moorlandschaften zählen Wiedervernässung und mechanische Beseitigung von Gehölzen zu den gebräuchlichsten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen. Mechanische Landschaftspflegemaßnahmen wie Entkusselung (mechanische Entfernung von aufkommenden Bäumen und Sträuchern), Fällen von Bäumen, Beweidung und Mahd halten die Flächen offen. Sie fördern die moortypische Vegetation, indem der Beschattung und der Abtrocknung des Bodens Einhalt geboten wird. Darüber hinaus kann eine Entnahme von Landschaftspflegematerial zu einer deutlichen Senkung der oberirdischen Biomasse und somit durch Nährstoffexport zur Nährstoffentlastung der Moorökosysteme beitragen (Succow und Joosten 2001, Dierßen und Dierßen 2008, Timmermann et al. 2009, SRU 2015: 269).

Wirkungen dieser Maßnahmen auf den Stickstoffhaushalt der Hochmoore sollten im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden. Die Arbeit entstand im Rahmen des INTERREG IVa-Projektes „Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft (ERNST)“.

Im Projekt sollten die Höhe atmosphärischer Stickstoff-Einträge in die Hochmoore ermittelt und Möglichkeiten zur Senkung der Immissionsbelastung in der Region aufgezeigt werden.

Die Untersuchungen zur Wirkung der Landschaftspflegemaßnahmen auf den Nährstoffhaushalt sowie die Ermittlung der luftbürtigen N-Depositionen waren ein integraler Bestandteil dieser Studie und wurden von dem Autor der Arbeit durchgeführt (Abbildung 1, fett hervorgehoben).

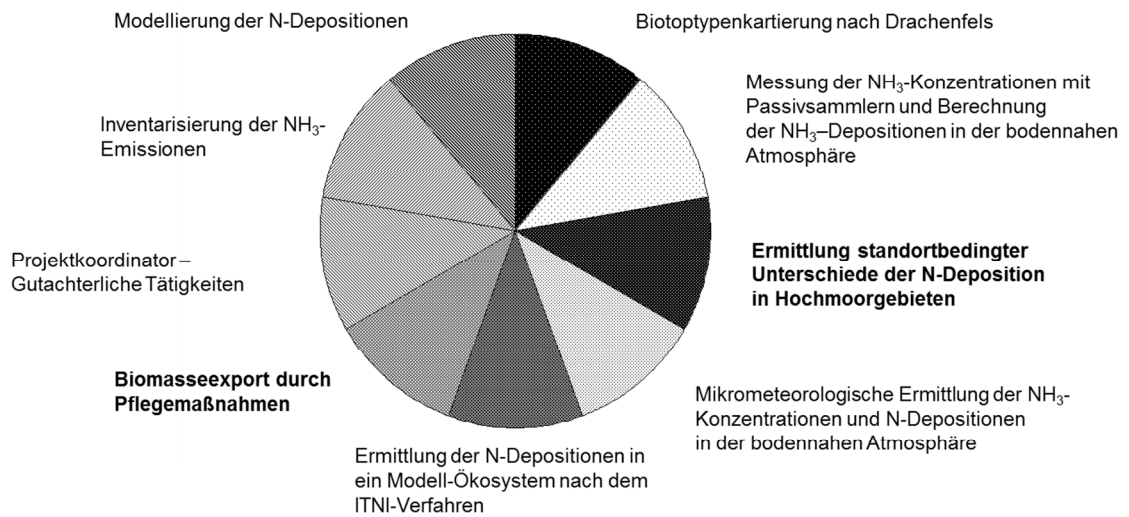


Abbildung 1: Projektmodule mit zwei Modulen zum Thema der Arbeit (in Fettdruck).

2. Forschungsstand

Hochmoore zählen neben Wäldern und Heiden zu den stickstoffempfindlichsten terrestrischen Ökosystemen. Änderungen im Stickstoffhaushalt infolge erhöhter luftbürtiger Stickstoffeinträge sowie verstärkter N-Freisetzung im Boden wirken sich - kurz- oder langfristig - negativ auf die Vegetation dieser Ökosysteme aus.

Stickstoff ist neben dem Schwefeldioxid ein Luftschadstoff, der zur Eutrophierung von Ökosystemen, Nitratbelastung des Grundwassers sowie Gewässer- und Bodenversauerung entscheidend beiträgt (Ellenberg 1985, UBA 2014, SRU 2015). Von den negativen Wirkungen des N-Eintrags sind insbesondere stickstoffempfindliche Ökosysteme wie Hochmoore, Wälder und Heiden betroffen (Bobbink, et al. 1992, UBA 1995).

Hochmoore, Wälder und Heiden reagieren empfindlich auf den aus der Atmosphäre abgeschiedenen Stickstoff. In Literaturstudien von Krupa (2003) und Allen (2007) werden vielfältige ökologische Wirkungen überhöhter N-Einträge auf terrestrische Ökosysteme zusammengefasst. Ausgewertete Studien belegen erhöhte Empfindlichkeit von Hochmooren, Heiden und Wäldern auf erhöhte N-Depositionsraten. Beide Autoren weisen hauptsächlich auf Eutrophierung und Versauerung dieser Ökosysteme als negative Effekte erhöhten N-Angebots hin. Im Einzelnen werden u.a. mehr oder minder starke Förderung des Wachstums verschiedener Pflanzenarten, Verschiebungen im Artenspektrum, verminderte Frost- und Trockenheitsresistenz, gestörte Mykorrhizierung und Nitrat auswaschung ins Grundwasser genannt. Im Hinblick auf Studien über Hochmoore bleibt in einigen Fällen offen, ob diese Wirkungen nur auf atmogene Belastung mit reaktiven N-Verbindungen oder zum Teil auch auf erhöhte N-Nachlieferung aus dem Boden zurückzuführen sind. Für Wälder nennen Mohr et al. (2005: 2) in Anlehnung an zahlreiche Autoren wie u.a. Ortloff & Schlaepfer (1996), Schmieden (1997), Skiba et al. (1998), Meiwes et al. (1999), Butterbach-Bahl et al. (2002), Borken & Matzner (2004) außer der o.g. Phänomene auch Verluste wichtiger Nährelemente, erhöhte Gefahr durch Schaderregerbefall, erschwerte Aufnahme und verstärkte Auswaschung basischer Nährstoffkationen, Bodenversauerung sowie Emissionen klimarelevanten Methans. In Pflanzengemeinschaften der Heiden sind

eutrophierende Effekte N-haltiger Depositionen ebenfalls gut dokumentiert. Viele Autoren widmen sich der fortschreitenden Vergrasung der Heidebestände als Folge von Stickstoff-Immissionen und fehlenden landschaftspflegerischen Maßnahmen (Wittig 1980, Berendse & Aerts 1984, Buchwald 1984, Kowarik & Sukopp 1984, Steubing et al. 1992).

Die Moosflora naturnaher Hochmoore deckt ihren Stickstoffbedarf vorwiegend über den atmosphärischen N-Eintrag, wodurch sie einen Konkurrenzvorteil gegenüber stickstoffliebenden Gefäßpflanzen hat, die den Stickstoff vorwiegend dem Boden entziehen. Erhöhte N-Depositionsraten stören jedoch das von Natur aus nährstoffarme Ökosystem erheblich. Twenhöven (1992) gibt einen Überblick über Wirkungen luftbürtiger N-Einträge auf naturnahe Hochmoore. Sie reichen von einer Zunahme der N-Versorgung und einem Anstieg der N-Gehalte in Hochmoortorfen (Malmer & Holm 1984, Voigt & Johnsen 1987, Malmer 1990), Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Hochmoorvegetation wie Verdrängung artenreicher Torfmoosgesellschaften mit *Sphagnum magellanicum* durch sich stark ausbreitendes *Sphagnum fallax* (Tüxen 1983, Lee & Woodin 1988) bis zur wahrscheinlichen Schädigung der Torfmoose auf den Bulten ombrotropher Moore, was sich in einer Reduktion des Chlorophyllgehaltes niederschlägt (Twenhöven 1992). Forschungsarbeiten u.a. von Baxter et al. (1992), Lütt (1992), Maksimova & Yudina (1999), Gunnarsson und Rydin (2000), Heijmans (2001), Limpens (2003) zeigen Veränderungen innerhalb des Moosartengefüges wie auch überproportionale Förderung der Gefäßpflanzen und ihre Konkurrenzvorteile gegenüber *Sphagnum*-Arten als Reaktion auf erhöhtes Angebot an pflanzenverfügbarem Stickstoff auf.

Hohe atmosphärische Stickstoffeinträge führen in von Natur aus nährstoffarmen Hochmooren zu Artenverschiebungen innerhalb der Moosflora (Twenhöven 1992: 132) und generell zu einem Rückgang der Flechten- und Moosartenvielfalt und -abundanz (Chapman & Rose 1991, Carroll et al. 2000). Im Gegenzug nehmen Gefäßpflanzen immer größere Areale ein (Berendse 2001 et al.) und steigern ihre oberirdische Biomasseproduktion (Heijmanns et al. 2001). Es breiten sich z.B. *Calluna vulgaris* (Nordbakken 2001), *Eriophorum*

ssp., *Erica tetralix*, *Deschampsia flexuosa* (Chapmann & Rose 1991) aus. Festgestellt werden auch hohe Zuwachsraten von Sträuchern und Bäumen sowie eine Beschleunigung der N-Mineralisation im Boden (Anderson & Hetherington 1999). In Niedermooren kommt es zum Anstieg der oberirdischen Biomasse von Gefäßpflanzen (Verhoeven & Schmitz 1991). Es wird auch häufigeres Vorkommen von Seggen festgestellt (Grandberg et al. 2001). In den nährstoffarmen Heiden fördert Ammonium den oberirdischen Zuwachs von *Calluna vulgaris* und hemmt gleichzeitig ihr Wurzelwachstum (de Graaf et al. 1998). Bei *Calluna vulgaris* wurden Kälteschäden infolge hoher Deposition häufiger beobachtet (Carroll et al. 1999).

Dierßen (1996) zeigt beispielhaft anhand einiger Fallstudien aus Schleswig-Holstein, dass oligotrophe und mesotrophe Ökosysteme wie Sandheiden und Hochmoore aufgrund eutrophierungsbedingter Veränderungen der Vegetationszusammensetzung bereits ausgestorben, vom Aussterben bedroht oder im besten Fall stark gefährdet sind. Ein erhöhtes Nährstoffangebot in Verbindung mit abnehmenden Feuchtestufen hemmt oder stoppt das Wachstum von Torfmoosen und begünstigt die Ausbreitung von nicht oligotraphenten Pflanzenarten an entwässerten Hochmooren (vgl. Limpens et al. 2003). Es entstehen von Heidekrautgewächsen und Pfeifengras dominierte Biotope der Hochmoordegenerationsstadien.

In den 80er und 90er Jahren wurde die Forschung über den Einfluss saurer Niederschläge auf Ökosysteme intensiviert. Für einzelne Ökosystemtypen wurde es versucht, in Bezug auf versauernde und eutrophierende Effekte dieser Einträge Aussagen über Ursache-Wirkungsbeziehungen zu treffen und Wirkungsschwellen zu bestimmen. Die sog. ökologische Belastungsgrenze (Critical Load) für Hochmoore und Heiden beträgt hinsichtlich eutrophierender Wirkungen von atmosphärischen N-Depositionen ca. 5-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und für Wälder nährstoffarmer Standorte ca. 10-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (vgl. Bobbink et al. 2011, Drachenfels 2012). Diese Belastungsgrenzen sind in Niedersachsen großräumig überschritten (UBA 2013 und 2018).

In Niedersachsen zeichnen sich vor allem Gebiete mit intensiver Tierhaltung durch sehr hohe Belastung der Luft mit reaktiven Stickstoffverbindungen wie

Ammoniak (NH_3) aus (Steffens 1990, ZUS LGG 2012, UBA 2013). Das in der Region Weser-Ems gelegene Untersuchungsgebiet ist davon stark betroffen. Genaue Messwerte über N-Depositionsraten lagen für die untersuchten Hochmoorstandorte zurzeit der Projektantragsstellung und zu Beginn der Projektarbeiten (2011) nicht vor.

Es gibt eine breite Palette von Messmethoden zur Erfassung atmosphärischer N-Depositionen. Dazu zählen u.a. Messungen der N-Bestandesdeposition und des N-Freilandniederschlags mit dem Sammlertyp Osnabrück, die Ermittlung der trockenen Deposition mit mikrometeorologischen Messverfahren oder die Bestimmung der Gesamtstickstoff-Deposition mit den Biomonitoringsverfahren ITNI sowie TONI, die im Projekt ERNST zum Einsatz kamen. Ausführliche Erläuterungen über diese Messmethoden, ihre Genauigkeit und Aussagekraft liefern Dämmgen et al. (1990), Mehlert et al. (1995), Zimmerling et al. (2000), Mohr (2001), Schulz (2002), Böhme et al. (2003), Dämmgen et al. (2008), Hurkuck et al. (2014) und Mohr & Suda (2017). Diverse NH_3 -Umwandlungen in der Luft sowie N-Umwandlungsprozesse im Luft-Pflanze-Boden-Gefüge behandeln u.a. UBA (1995), Dämmgen & Erisman (2002), Nielsen et al. (2002), Sutton et al. (2009) und UBA (2013).

In entwässerten Hochmooren stellt die verstärkte Zersetzung des Torfbodens eine gewichtige Quelle für den pflanzenverfügbaren Stickstoff dar. Mit Zersetzungsprozessen im Torfboden nach Moorentwässerung befassten sich u.a. Collins et al. (1978), Grosse-Brauckmann (1980), Okruszko (1989), Maciak (1991), Ilnicki (2002), Holden et al. (2004) sowie Becher et al. (2013). Angaben zu N-Vorräten sowie Mineralisationsraten im Torf sind u.a. bei Hoering (1921), Kivekäs & Kivinen (1959), Sillanpää (1972), Kuntze (1988), Eschner & Liste (1995), Münchmeyer et al. (1998) zu finden. Eine Beschreibung und Kritik der Methoden zur Ermittlung von N-Freisetzungsraten enthalten Publikationen von Runge (1970), Scharpf (1977), Beck (1979), Müller (1983), Thoma (1985) und Ebrecht (2005). Bilanzierungsansätze zum N-Haushalt von Hoch-, Nieder- und Übergangsmooren werden bei Böhlmann (2004) geschildert. Stickstoff-Umsetzungsprozesse der Hochmoore beschreibt z.B. Koppisch (2001).

Einen umfassenden Überblick über die Ökologie der Moore findet man in den Standardwerken von Overbeck (1975), Göttlich (1980), Succow & Jeschke (1990), Succow & Joosten (2001), Dierßen & Dierßen (2010), Ellenberg & Leuschner (2010), Joosten et al. (2017), wo mehr oder minder ausführlich u.a. über diverse Aspekte des Wasser und –Nährstoffhaushalts berichtet wird.

Hochmoore des Untersuchungsgebietes sind nach jahrelanger Abtorfung degradiert. Im Rahmen von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen kann es versucht werden, naturnahe, lebende Hochmoore wiederherzustellen oder einen guten ökologischen Zustand zu erhalten. Bei Eigner & Schmatzler (1991), Jedicke et al. (1996), Schopp-Guth (1999), Eigner (2003), Schopp-Guth & Guth (2003), NLWKN (2006), Timmermann et al. (2009) und Belting & Obracay (2016) werden Zielvorstellungen für die Moorrenaturierung sowie gängige Pflegemaßnahmen wie Wiedervernässung, Beweidung, Mahd, Entkusselung mit ihren Wirkungen auf die Umwelt beschrieben. Gewonnene Erfahrungswerte aus der Praxis hinsichtlich Auswirkungen der Maßnahmen auf den Wasserhaushalt, die Flora und Fauna der Hochmoore sowie ihrer Umsetzbarkeit werden dort präsentiert.

Mechanische Pflegemaßnahmen (Mahd, Entkusselung, Rodung) führen durch Abfuhr der Biomasse zu einem N-Export und zu einer N-Entlastung meso- und oligotropher Ökosysteme. Stickstoff-Gehalte in typischen Pflanzenarten entwässerter Hochmoore ermittelten Steubing et al. (1992) für *Calluna vulgaris*, Twenhöven (1992) für *Eriophorum angustifolium*, Wright & Tietema (1995) für *Calluna vulgaris* und *Empetrum nigrum* sowie Böhlmann (2004) für *Eriophorum angustifolium* und *Molinia caerulea*. Eine Auflistung der von Klapp (1965), Traczyk (1967), Tyler et al. (1973), Walter & Breckle (1986), Lütt (1992), Frankl (1996) und Dierßen (1996) ermittelten Phytomassevorräte findet man bei Wagner (2000). Weitere Werte dazu liefern Steubing et al. (1992) und Eschner & Liste (1995). Jacobsen et al. (2003) fassen Trockensubstanz- und Stickstoff-Gehalte in einzelnen Baumkompartimenten verschiedener Baumarten, u.a. Birken, zusammen. Eine Abschätzung von Biomasse-Vorräten in Pflanzenbeständen der Hochmoore gibt es u.a. bei Grosse-Brauckmann (1980) und Ellenberg & Leuschner (2010).

Die vertikale Schichtung eines Lebensraumes (Stratifikation) beeinflusst N-Depositionsraten. Ergebnisse zu einer möglichen Minderung des atmosphärischen N-Eintrags durch Änderung vertikaler Struktur der Vegetation lagen bislang nicht vor. Auch mittlere Kosten für die Reduktion der N-Einträge und für den N-Export infolge von Pflegemaßnahmen wurden in diesem Themenkomplex bisher nicht untersucht.

3. Forschungsfragen und Ziele

Durch den Export der Biomasse kann den Mooren bei Pflegemaßnahmen der überschüssige Stickstoff entzogen werden. Die Entfernung des Aufwuchses ändert auch die Struktur der Vegetationsdecke. Eine Reduzierung des N-Eintrags durch eine Verminderung des Auskämmeffektes ist die Folge. Die genannten Effekte dieser Maßnahme werden im Rahmen dieser Arbeit in Bezug auf die Erhaltung von naturnahen Moorlandschaften näher untersucht. Auch vor dem Hintergrund neu entwickelter Techniken zur Energieerzeugung und damit verbunden einer gezielteren energetischen Nutzung des anfallenden Aufwuchses besteht ein akuter Forschungsbedarf, sich diesem Thema zu widmen, um praxisrelevante Ergebnisse liefern zu können.

Degradierete Moore werden zu ihrem Schutz landschaftspflegerischen Maßnahmen wie Mahd, Entkusselung oder Beweidung unterzogen. Das sind gängige Maßnahmen, die Flächen offenhalten und eine verstärkte Austrocknung des Bodens verhindern. Der Export des Pflanzenmaterials kann gleichzeitig zur Reduzierung überschüssiger Nährstoffmengen beitragen. In der vorliegenden Arbeit wird eine Realisierung von Pflegemaßnahmen unter finanziellen und ökologischen sowie naturschutzfachlichen Aspekten betrachtet. Im Vordergrund stehen Gesichtspunkte wie Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie Biodiversität der Moore.

Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

- Wie wirken sich die landschaftspflegerischen Maßnahmen Mahd, Entkusselung und Rodung auf den Stickstoffstatus von Mooren aus?
- Welchen Einfluss hat die Pflanzendecke unterschiedlicher Moortypen auf den Stickstoffeintrag in Moore?
- Welchen Einfluss hat die Entfernung verschiedener Vegetationsbestände auf den Stickstoffeintrag?
- Welches Pflegekonzept und welcher bioenergetische Nutzen ergeben den kosteneffizientesten Ansatz?

Um entzogene N-Mengen relevanter Biotoptypen bilanzieren zu können, sollten Biomassevorräte und N-Gehalte moortypischer Pflanzenbestände ermittelt

werden. Bei Ermittlung des N-Pools soll nach charakteristischen Entwicklungsstadien der Vegetation differenziert werden (Moorheidestadium von Hochmooren MG, Pfeifengras-Moorstadium MP, Wollgras-Degenerationsstadium entwässerter Moore MW, Birken-Moorwald entwässerter Moore WM, Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor MDB). Zu bestimmen ist die zeitliche Variierung der N-Konzentrationen in den Pflanzenbeständen innerhalb der Vegetationsperiode. Auf den Untersuchungsflächen wachsende Bäume (Birke, Kiefer) sollten separat aufgenommen werden.

Die Struktur der Vegetation (Höhe, Oberflächenbeschaffenheit etc.) hat einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe von Schadstoffeinträgen in ein Ökosystem. Aus dem Grund werden lokale Unterschiede der N-Depositionen quantifiziert, die sich aus der vielförmigen Vegetationsdecke ergeben. Zu diesem Zweck sollen Messungen der N-Depositionen im Birkenmoorwald, unter alleinstehenden Bäumen (sog. Solitäräbäumen) und Zwergsträuchern wie auch im Offenland (Freiland) durchgeführt werden. Ein Einfluss der Pflegemaßnahmen auf Reduzierung des N-Eintrags infolge von Änderung der vertikalen Struktur der Pflanzendecke wird untersucht. Diesbezüglich sollten mögliche Szenarien gebildet werden.

Neben atmosphärischer N-Deposition ist die N-Nachlieferung im Boden eine wichtige N-Quelle. Infolge Entwässerung kommt es zur verstärkten Zersetzung des Torfes und Mineralisierung der organischen Substanz. Im Rahmen einer Literaturrecherche soll eruiert werden, mit welchen N-Vorräten in Hochmoortorfen zu rechnen ist und welche Mengen an pflanzenverfügbarem Stickstoff in einem entwässerten Hochmoorboden freigesetzt werden.

Anfallende Biomasse kann bioenergetisch und stofflich verwertet werden. Wie dies im Vergleich am effizientesten zu bewerkstelligen ist, sollte anhand einer Literaturrecherche untersucht werden. In Frage kommen Verfahren wie Verbrennung, Hydrothermale Carbonisierung (HTC) oder Kompostierung.

Der finanzielle Rahmen von landschaftspflegerischen Maßnahmen bleibt ebenfalls im Focus der Untersuchung. Anhand einer Kostenkalkulation wird angestrebt, Grundsätze für ein möglichst kosteneffizientes Pflegekonzept der

Untersuchungsflächen zu erarbeiten. Kosten, die durch eine Umsetzung der Maßnahmen entstehen, könnten u.a. durch Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen gedeckt werden

4. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsflächen

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bourtanger Moor an der deutsch-holländischen Grenze im Landkreis Emsland in einer Region mit intensiver Landwirtschaft (Abbildung 2).

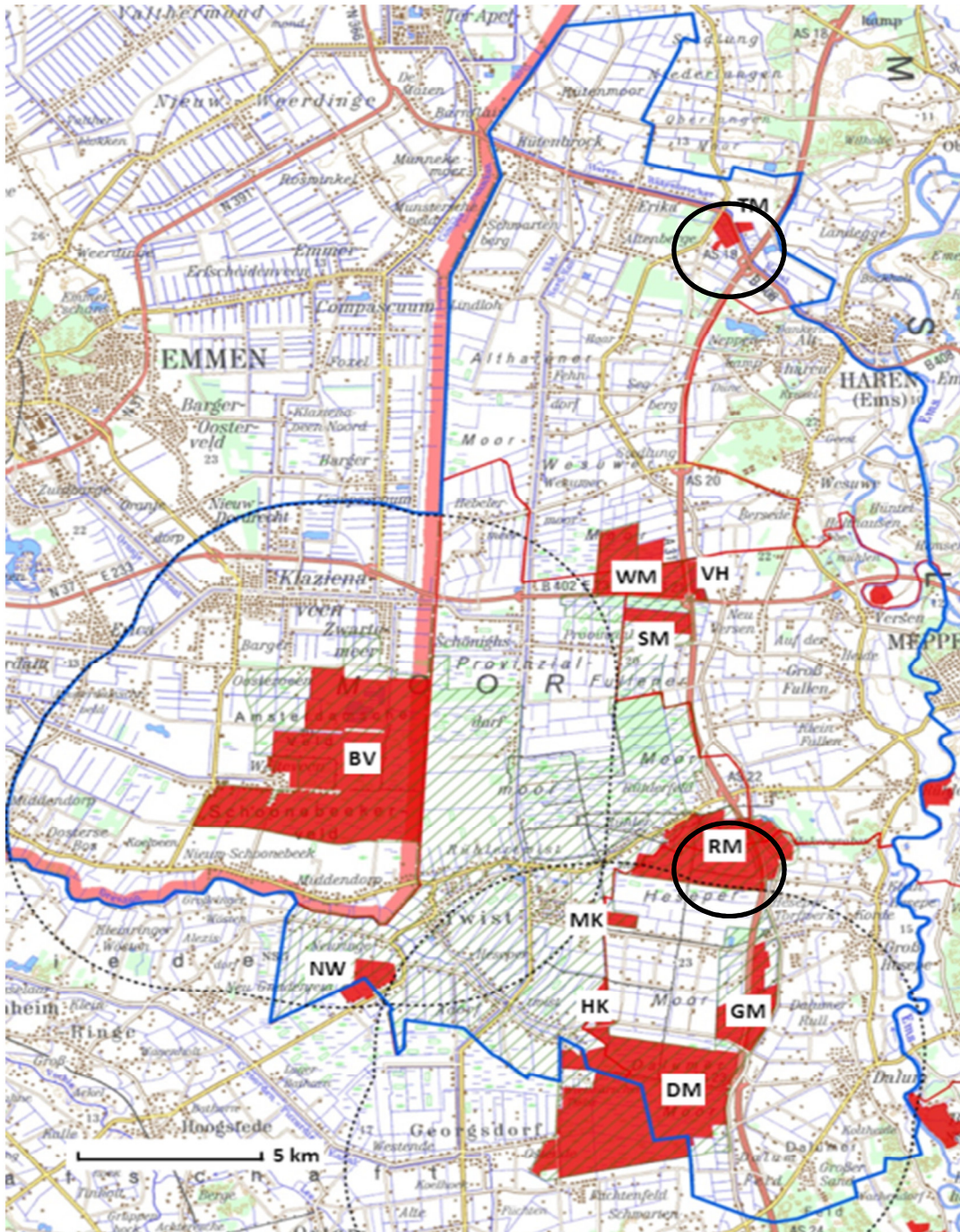


Abbildung 2: Untersuchungsgebiet mit den geschützten Mooregebieten (rot) und Untersuchungsflächen (schwarze Umrandung). RM=Rühler Moor, TM=Tausendschrittmoor.

4. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsflächen

Naturräumlich gehört das Bourtanger Moor der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest, die im Bereich der Talsandebene der Ems durch Moorlandschaften geprägt war. Seit der frühen Neuzeit hat man versucht, dieses Moorland urbar zu machen. Bis in das 19. Jahrhundert blieb es ein großes, zusammenhängendes Moorgebiet. Seit dem 19. Jahrhundert wurde die Moorkultivierung für die Landwirtschaft großflächig intensiviert. Der technische Fortschritt des 20. Jahrhunderts ermöglichte einen industriellen Torfabbau, was den Schwund von intakten Hochmooren erheblich beschleunigte. Infolge des Emslandplanes der 50er Jahre wurden weite Teile verbliebener Moorgebiete tiefgepflügt und überwiegend in landwirtschaftliche Nutzung überführt. Im Rahmen von groß ausgelegten Flurbereinigungsverfahren verschwanden allmählich kleinräumige Strukturen dieser Kulturlandschaft. Heutzutage sind naturnahe Hochmoore kaum noch vorhanden. Die restlichen Hochmoore sind stark degradiert.

Mehrere von Torfabbau betroffene Hochmoore des Bourtanger Moores wurden in den letzten 40 Jahren im Rahmen des Niedersächsischen Moorschutzprogramms unter Naturschutz gestellt. Aus der Nutzung genommene Flächen sind der Natur überlassen. Auf einigen Flächen wurden Renaturierungsmaßnahmen wie v.a. eine Wiedervernässung durchgeführt, um die Wiederherstellung von Mooren zu fördern.

Die Untersuchungsflächen liegen in zwei Naturschutzgebieten: im Tausendschrittmoor (TM) und im Rühler Moor (RM). Beide Hochmoorkomplexe wurden Jahrzehnte durch Torfabbau geprägt, bis sie 1988 und 2007 zu Naturschutzgebieten erklärt wurden. Die Flächen sind fast ausschließlich Eigentum des Landes Niedersachsen und werden von der Staatlichen Moorverwaltung betreut. Das Rühler Moor (NSG WE 256) ist ca. 6 km südwestlich von der Stadt Meppen gelegen. Das Naturschutzgebiet stellt einen 708 ha großen zusammenhängenden Hochmoorbereich dar. Neben den Wiedervernässungsflächen bilden bewaldete sowie Flächen mit Brache- und Hochmoorcharakter ein vielfältiges Mosaik (VO RM 2007). Die Torfmächtigkeit einzelner Flächen ist im Detail nicht bekannt, soll jedoch an einigen Stellen ein paar Meter betragen (Staatliche Moorverwaltung 2013). Im südlichen Bereich

4. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsflächen

findet nach wie vor der Torfabbau statt, der jedoch spätestens 2023 beendet wird. Nach wie vor wird im Gebiet Erdöl und Erdgas durch die Firma Exxon gefördert. Im Rühler Moor lag der Schwerpunkt der durchgeführten Untersuchungen. Das Tausendschrittmoor (NSG WE 180) liegt ca. 3 km nordöstlich von der Stadt Haren (Ems). Dieses Naturschutzgebiet ist ca. 65,5 ha groß. Es handelt sich um einen Hochmoorkörper, der auf früheren Niedermoorbildungen aufgewachsen ist und Moormächtigkeiten bis zu 6 m aufweist. In diesem Gebiet dominieren feuchtnasse Moorheiden, regenerierende ehemalige Handtorfstiche und Birkenwaldkomplexe (Bez.-Reg. Weser-Ems 1988). Außer Wiedervernässung einzelner Flächen finden keine weiteren Landschaftspflegemaßnahmen in den beiden Hochmooren statt. Sporadisch werden einzeln stehende Bäume am Rande der Zuwegungen entfernt (Staatliche Moorverwaltung 2013).

In einem Umkreis von 5 km von den rot markierten Naturschutzgebieten des Bourtanger Moores (Abbildung 2) befinden sich insgesamt ca. 660 Stallanlagen vorwiegend mit Schweinen, Rindvieh und Geflügel (Mohr et al. 2016, S. 51). Aus den benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen und aus den nahe gelegenen Tierhaltungsanlagen wird Stickstoff emittiert, so dass die noch vorhandenen überwiegend stark degradierten Moore durch ein Überangebot von Nährstoffen beeinträchtigt sind.

5. Methoden

5.1 Biotypenkartierung und Auswahl der Untersuchungsflächen

Die Voraussetzung für die Auswahl der Probestellen schaffte eine im Untersuchungsgebiet durchgeführte Vegetationskartierung. Die Biotypenkartierung erfolgte nach der in v. Drachenfels (2011, 2016) dargestellten Methodik. Zusätzlich wurde die in vielen Biotopen häufig auftretende Birken- und Kiefern-Verjüngung nach einer 5-teiligen Skala quantifiziert:

Stufe Deckungsprozent

0	0-5%
1	6-20%
2	21-40%
3	41-60%
4	61-80%

Biotope mit einem Gehölzanteil über 80% wurden gemäß v. Drachenfels (2011, 2016) dem entsprechenden Gehölzbiototyp zugeordnet.

Die Bestandsaufnahme der Mooregebiete erfolgte im Zeitraum von April bis Juni 2011 in Zuständigkeit des Planungsbüros Woesner. Die Ergebnisse der Kartierung wurden in ein GIS überführt. Dieser Arbeitsschritt wie auch die anschließende kartographische Darstellung und Auswertung wurde eigenständig von dem Verfasser mit Hilfe der Software ArcGIS bewerkstelligt. Bei der Erstellung von Ergebniskarten wurden die Biotypen zur Veranschaulichung zu hierarchisch höheren Biotopeinheiten zusammengefasst.

Auf dieser Grundlage wurden Mooregebiete mit Ihren Teilflächen identifiziert, wo die am häufigsten auftretenden und für degenerierte Hochmoore typischen Stadien vorkamen. Von Bedeutung bei der Auswahl der einzelnen Flächen war auch Ihre gute Erschließung.

5.2 Probenahme des Pflanzenmaterials

Die Entnahme von Pflanzenproben erfolgte in den im Untersuchungsgebiet häufigen und repräsentativen Biotoptypen. Nach den Ergebnissen der Biotoptypenkartierung (Kap. 5.1) handelte es sich dabei um:

- Moorheidestadium (MG)
- Pfeifengras-Moorstadium (MP)
- Birken-Kiefer-Wald entwässerter Moore (WV)
- Moordegenerationsstadium (MD)
- Wollgrasstadium (MW)

Alle diese Biotoptypen waren im Rühler Moor anzutreffen und wurden daher hier schwerpunktmäßig beprobt. Weitere Probenahmen erfolgten im Tausendschrittmoor. Aufgrund der hohen Heterogenität der Biotoptypen hinsichtlich Pflanzenartenzusammensetzung und Deckungsanteil erfolgte die Probenahme der Biomasse artspezifisch. Pflanzenarten mit üblicherweise geringen Deckungsanteilen oder niedriger Wuchshöhe wie z.B. Gewöhnliche Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), Rundblättriger und Mittlerer Sonnentau (*Drosera rotundifolia*, *D. intermedia*) wurden nicht untersucht. Auch Torfmoose (*Sphagnum ssp.*) und andere Bodenmoose wurden nicht einbezogen, da sie allein aus Naturschutzgründen für Biomasseentnahme nicht infrage kommen. Dies betrifft zwar auch das Wollgrasstadium (MW), jedoch wurde dieser Biotoptyp wenigstens zu Vergleichszwecken mit in die Untersuchungen einbezogen.

Es wurden Reinbestände folgender Pflanzenarten untersucht: Glockenheide (*Erica tetralix*), Besenheide (*Calluna vulgaris*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), Scheidiges und Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*), Pfeifengras (*Molinia caerulea*), Flatterbinse (*Juncus effusus*) sowie die beiden Baumarten Moorbirke (*Betula pubescens*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*). Die Pflanzenbestände (außer Flatterbinse) sind beispielhaft in Abbildung 3 dargestellt.

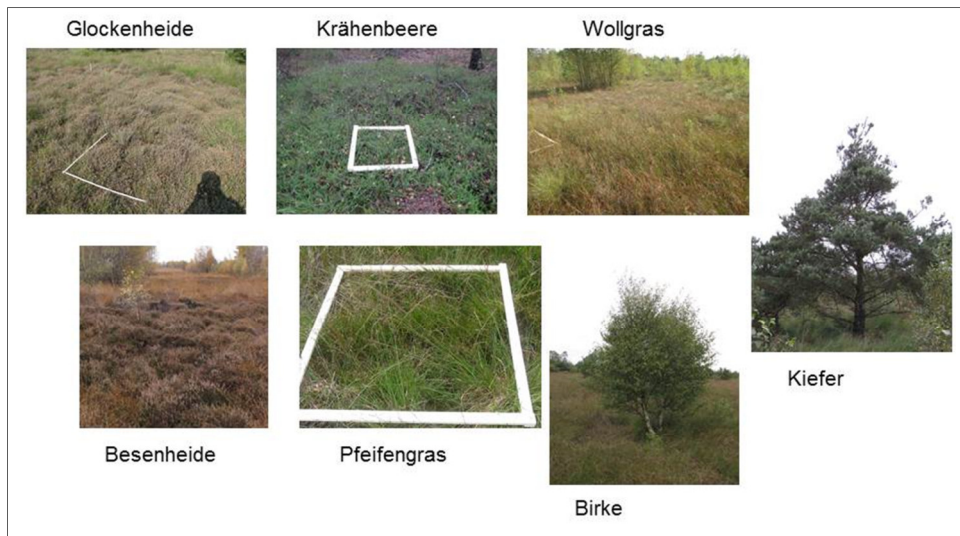


Abbildung 3: Untersuchte Pflanzenbestände (Fotos: J. Suda).

Für die Flächenabgrenzung der Probenahme wurde ein Holzrahmen verwendet. Die Größe der Erntefläche lag je nach Bestandsstruktur zwischen 0,25 m² und 2,25 m². Je nach Größe der Beprobungsfläche wurden Proben in 3 bis 5 Parallelfächen entnommen.

Die Baumarten Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Moorbirke (*Betula pubescens*) wurden in unterschiedlichen Wuchshöhen einbezogen. Dabei wurden 4 Höhenklassen gebildet: Klasse 1: < 1,5 m, Klasse 2: 1,5 - 3 m, Klasse 3: >3 - 6 m und Klasse 4: >6 - 9 m. Kleinere Bäume oder Sträucher in den Höhenklassen 1 und 2 wurden mit je 3 Exemplaren entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Bei den Höhenklassen 3 und 4 wurden jeweils 3 Bäume separat untersucht. Die Stämme sowie das Ast- und Reisigholz (< 7 cm Ø einschließlich Blätter und Nadeln) der Bäume wurden getrennt untersucht (Abbildung 4). Stockhölzer (Baumstümpfe) sowie anderes Wurzelmaterial verblieben aus Naturschutzgründen im Boden und wurden nicht in die Bilanzen einbezogen.

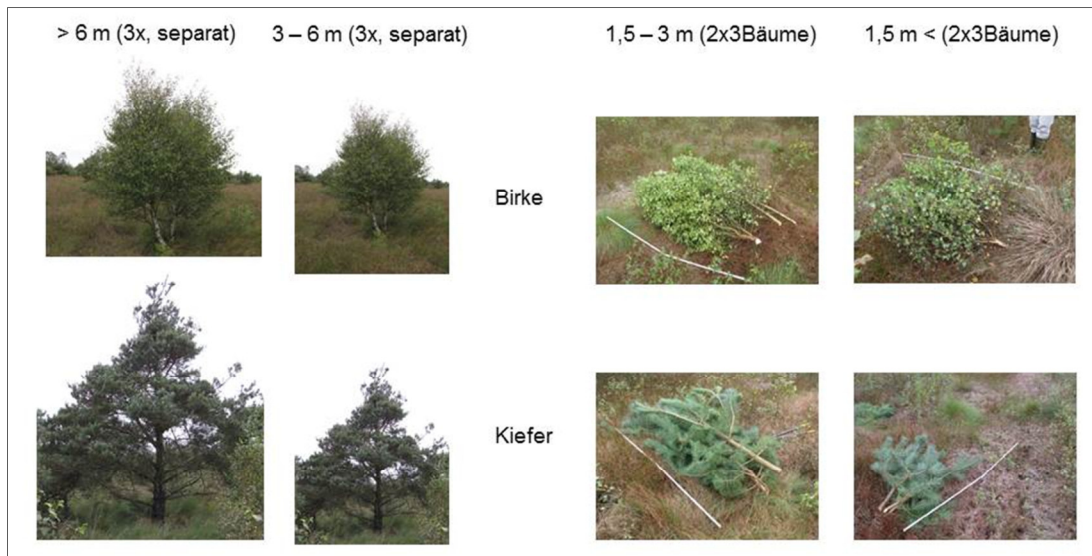


Abbildung 4: Untersuchte Pflanzenbestände (Fotos: J. Suda).

Die niedrigwüchsigen Pflanzenbestände der Krautschicht wurden per Hand mittels Elektroschere, Grasschere und Rosenschere geerntet. Es fand kein Einsatz von schweren Erntemaschinen statt. Das Fällen der Bäume übernahmen Mitarbeiter der Staatlichen Moorverwaltung.

Die geerntete oberirdische Phytomasse wurde vor Ort gewogen und homogenisiert. Dafür wurden Stammholz, Äste und Reisigholz mit einem Buschhacker grob zerkleinert. Das geschredderte Pflanzenmaterial wurde auf einem Anhänger gemischt und im nächsten Schritt mit einem Messerhäcksler fein zerkleinert (Abbildung 5).

Die Vegetation der Krautschicht wie Zwergsträucher und Gräser wurden zuerst mit einem Walzenhäcksler geschnitzelt und dann in einer Wanne gemischt. Danach wurde eine Teilprobe mit einem Messerhäcksler fein zerkleinert. Im Labor wurden sämtliche Proben getrocknet und zur Homogenisierung feingemahlen (Abbildung 5).

Die Probenahmen fanden überwiegend im September 2011 statt. In diesem Zeitraum war das Laub an den Birken noch vorhanden. Bei vereinzelt Ernten nach schon begonnenem Birken-Laubfall wurde auch die Laubstreu in die Untersuchungen mit eingebunden. Der um den Beitrag der Laubstreu an der

Biomasse verminderte Biomasseexport bei Ernten nach dem Laubfall wurde durch Untersuchungen des Birkenlaubes und der Laubstreu nachgegangen. In einem Birken-Moorwald wurden 3 Laubkescher mit einer Fangfläche von jeweils 1 m² aufgestellt. Um das Laub einzeln stehender Birken vollständig auffangen und beproben zu können, wurden 3 Birken jeder Höhenklasse mit Vogelnetzen umwickelt (Abbildung A 27).



Abbildung 5: Arbeitsschritte beim Homogenisierungsverfahren des gesammelten Pflanzenmaterials (Fotos: J. Suda).

Die saisonale Variabilität der Stickstoffkonzentrationen und Biomassebildung in der Krautschicht wurde durch separate Untersuchungen an drei Terminen des Jahres 2011 (Frühling/Sommer/Herbst) ermittelt.

5.3 Messungen der Stickstoffdepositionen

Aus finanziellen und organisatorischen Gründen war die Messung der gesamten N-Deposition nicht möglich (s. Kap. 5.2). Die Erfassung der N-Bestandesniederschläge erfolgte am Standort Rühler Moor im Birken-Moorwald und unter Solitär-Bäumen. Der Stammabfluss wurde dabei nicht erfasst. Die Messungen des N-Freilandniederschlags (N-Bulk-Deposition) fanden im Offenland statt. Hierzu wurde der vom Niedersächsischen Landesamt für

Ökologie eingesetzte Sammlertyp „Osnabrück“ (NLÖ 1993) verwendet. Dieses Messsystem besteht aus 6 offenen Einzelsammlern (Bulksammler) mit einer Auffangfläche von zusammen jeweils 200 cm² zusammen (Abbildung 6). Am Messstandort im Moorbirkenwald wurden jeweils 3 Systeme mit insgesamt 18 Einzelsammlern installiert. Die Sammelgefäße sind in einem gegen Licht- und Wärmewirkung geschützten Behälter (Tonne) untergebracht, der wiederum von einer Schilfmatte ummantelt ist (Abbildung 7 und Abbildung 8). Der Eintritt größerer Schmutzpartikel wird durch Filterwatte im Trichtersystem verhindert. Zur Vermeidung von Verunreinigungen durch Vogelkot von Greifvögeln waren am Rand jeder Sammlergruppe jeweils 4 ca. 2 m lange Stangen befestigt. Verunreinigungen durch Singvögel stellen erfahrungsgemäß kein Problem dar (Mohr 2011).

Jeweils 1 Sammlersystem wurde unter insgesamt 3 auf einer heidebewachsenen Moorfläche einzeln stehenden (Solitär-) Bäumen installiert (Abbildung 8). Die Teilproben jedes Sammlersystems wurden nach Beseitigung sichtbar verunreinigter Einzelproben zu einer Mischprobe vereint. Im Freiland kam ein Sammler-System zum Einsatz.

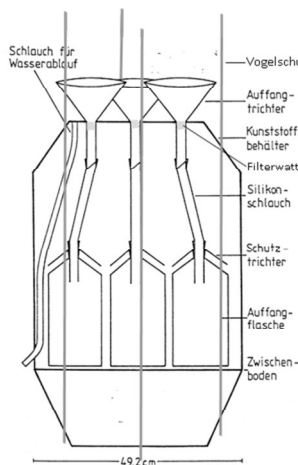


Abbildung 6:
Querschnitt
durch das
Messsystem
„Osnabrück“
(Mohr 2011).

Abbildung 7:
Bulksammler im
Moorbirkenwald
(Foto: J. Suda).

Abbildung 8: Bulksammler im
Freiland und unter
Solitärbäumen (im Hintergrund)
(Foto: J. Suda).

Zur Messung der N-Bestandesniederschläge unter Heide wurden am Standort Röhler Moor Rinnensammler exponiert. Dieses Messsystem besteht aus einer 200 cm langen und 3 cm breiten Rinne, die in einem Trichter mit einem Durchmesser von 5 cm endet, über den das Niederschlagswasser in ein Auffanggefäß mit einem Volumen von 5 l geleitet wird (Abbildung 9). Das Sammelgefäß wurde im Boden eingegraben und mit einer schwarzen Teichfolie gegen Lichteinwirkungen abgeschirmt. Größere Schmutzpartikel wurden durch Filterwatte in der Trichtermündung zurückgehalten.

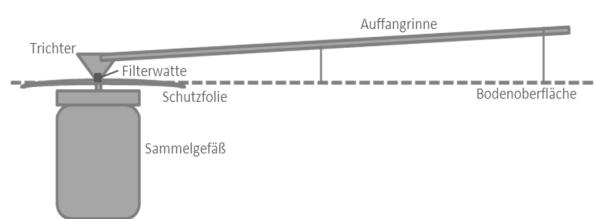


Abbildung 9: Aufbau des Rinnen-Messsystems unter Heide.

Abbildung 10: Unter Besenheide im Hochmoor installierter Rinnensammler (Foto: J. Suda).

Zur Vermeidung lokaler Standorteffekte wurden je 3 Rinnensammler unter strukturell vergleichbaren Heidebeständen installiert (Abbildung 10).

Die Probenahme-Intervalle betragen bei mittleren Außentemperaturen von über 10 °C maximal 2 Wochen. Die Proben von zwei aufeinanderfolgenden Perioden wurden volumen-gewichtet zu einer 4-Wochen-Mischprobe vereinigt. Bei niedrigeren Außentemperaturen wurden die Niederschlagsproben in Abständen von 4 Wochen entnommen und bis zur chemischen Analyse bei 2 °C im Kühlschrank gelagert. Die Betreuung der Messanlage und die kontinuierlichen Wasserprobenentnahmen übernahm die LUFA Nord-West.

Die Berechnung des N-Bestandesniederschlags erfolgte über die Multiplikation der analysierten Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und gelösten N-Verbindungen mit den Niederschlagsmengen. Eine Plausibilisierung der

ermittelten Niederschlagsmengen erfolgte über den Abgleich mit den Messdatenreihen der DWD-Wetterstation in Lindloh.

5.4 Laboranalytik

Alle Proben der oberirdischen Biomasse wurden in den akkreditierten Laboren der LUFA Nord-West analysiert. Dabei wurden Trockensubstanzgehalte gravimetrisch ermittelt und der Gesamtstickstoffgehalt nach Kjeldahl bestimmt (VDLUFA-Methodenbuch Bd. III, 1976, Kap. 4.1.1.).

Die chemische Analyse des Niederschlagswassers aus den Depositionsmessungen erfolgte ebenfalls in der LUFA Nord-West. Dabei wurden Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) sowie die gelösten organischen N-Verbindungen mit dem Continuos Flow Analyser gemessen (DIN EN ISO 11732, DIN EN ISO 13395).

5.5 Kostenanalyse von Pflegemaßnahmen

Die Ermittlung der Kosten für flächenhafte Pflegemaßnahmen auf degenerierten Moorflächen erfolgte nach einem einfachen Ansatz. Sie wurden bei zwei Lohnunternehmen, die Pflegemaßnahmen solcher Art in Moorgebieten durchführen, erfragt und gemittelt. Zusätzlich erfolgte eine Plausibilitätskontrolle durch einen Mitarbeiter der Moorverwaltung in Meppen, der ansonsten für solche Pflegearbeiten zuständig ist. Diese wurden mit einem für Pflegearbeiten zuständigen Mitarbeiter der Staatlichen Moorverwaltung in Meppen plausibilisiert. Als Transportweg für das Landschaftspflegematerial bis zum Ort der Weiterverwendung wurde eine Strecke von 10 km unterstellt. Von den Kosten des Pflegeaufwandes wurden die Erlöse für das Landschaftspflegematerial abgezogen, um die effektiven Kosten abschätzen zu können.

6. Ergebnisse

6.1 Die Biotoptypen der geschützten Mooregebiete im Untersuchungsgebiet

Die Zusammensetzung der Hochmoorvegetation variiert aufgrund natürlicher Gegebenheiten, aber auch aufgrund vielfältiger anthropogener Einflüsse erheblich (z. B. Abtorfung, Renaturierung). Insgesamt wurden 42 Biotoptypen in den 7 Moorflächen festgestellt. In Abbildung 11 sind die Anteile der 11 häufigsten Biotoptypen in allen Mooregebieten zusammengefasst. Am stärksten vertreten sind mit 24% Flächenanteil überstaute Renaturierungsflächen ohne oder mit lückenhafter Pioniervegetation (MI) sowie noch in Torfabbau befindliche Moorflächen und offene Torfflächen (DT, 18%). Darüber hinaus sind folgende Biotoptypen häufig anzutreffen: Hochmoordegenerationsstadien mit Heide (MG, 12%), Pfeifengras-Moorstadium (MP, 7%), sonstige Moordegenerationsstadien, vorwiegend als Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor (MDB, 7%) sowie Moorbirkenwälder (WV 5%).

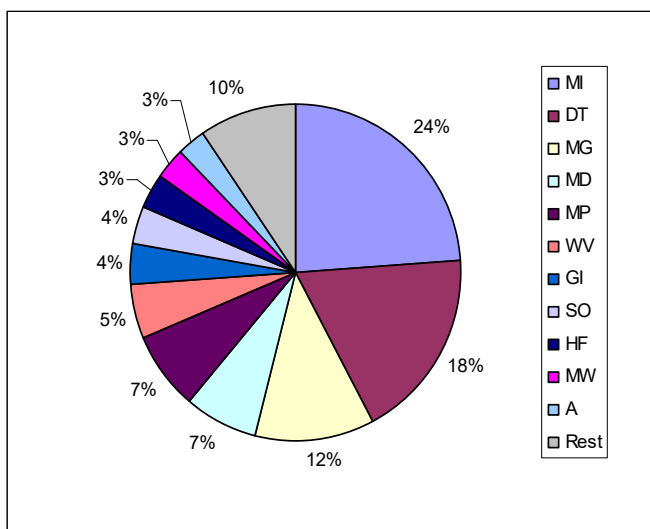


Abbildung 11: Biotoptypanteile im Untersuchungsgebiet in % (Abkürzungen in Tabelle 1 A)

Hohe Anteile von Moorheidestadien (MG), Pfeifengras-Moorstadien (MP) sowie sonstige Moordegenerationsstadien, die oft mit Gehölzen bedeckt sind, zeugen von einem gestörten Wasserhaushalt, wobei vermutlich auch ein erhöhtes Nährstoffangebot durch die Zersetzung des Torfbodens sowie

atmosphärische Stickstoffeinträge eine Rolle spielen. Trockene Moorbereiche und ein Nährstoffüberangebot begünstigen die Ausbreitung von Pfeifengras, Drahtschmiele sowie anderer Gräser und Birke. Naturschutzfachlich besonders wertvolle Biotopie wie Wollgras-Moorstadien (MW) mit dem Schmalblättrigen Wollgras und Scheiden-Wollgras kommen auf nur 5 % der Fläche vor.

Im Folgenden wird die Biotoptypenzusammensetzung im Rühler Moor und im Tausendschrittmoor kurz beschrieben, wo N-Depositionsmessungen und Untersuchungen zum Biomasseexport stattfanden.

6.1.1 Rühler Moor

Das Rühler Moor (708 ha) zeichnet sich durch eine große Vielfalt von klein- bis großflächigen Biotopen mit unterschiedlicher Vegetationsstruktur aus. So ein Mosaik von Vegetationstypen unterschiedlicher Struktur ist typisch für Mooregebiete, wo seit mehreren Jahren Torfabbau stattfindet und wo sich vegetationsfreie Flächen nach der Nutzungsaufgabe zu unterschiedlichen Biotopen entwickeln können. Auf einigen Flächen wurden Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt. Weitere Renaturierungsmaßnahmen werden angestrebt, um einen hohen Wasserstand herzustellen oder zu erhalten. Abbildung 12 zeigt die Verteilung der Biotopflächen im Rühler Moor.

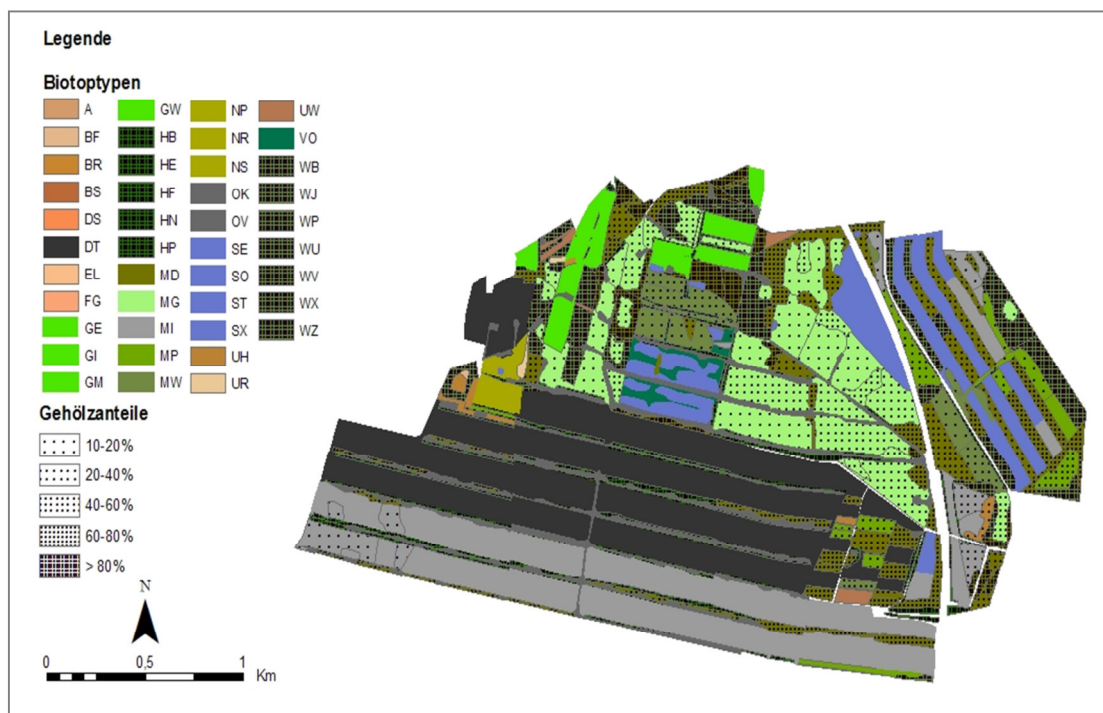


Abbildung 12: Biotoptypen im Rühler Moor (RM) (Abkürzungen in Tabelle 1 A).

Abgetorfte Bereiche (DT) und Initialstadien regenerierter Hochmoorflächen (MI) befinden sich im Süden des Moorgebiets. Zentral gelegen sind überstaute und nasse Bereiche unter anderem mit noch renaturierungsfähigen degradierten Hochmoorstadien (Lebensraumtyp 7120 gemäß Anhang I der FFH Richtlinie) wie das Wollgrasstadium von Hochmooren (MW) mit Wollgrasbeständen und Torfmoosen. Im Nordosten befinden sich ältere und zum Teil trockenere Flächen unterschiedlicher Hochmoordegenerationsstadien. Außerdem gibt es in diesen Bereichen teilweise extensiv genutzte Grünlandflächen sowie einige kleine Ackerflächen. Östlich der A 30 sind ausgedehnte wiedervernässte Areale vorhanden.

Auf den meisten Flächen haben sich mehr oder minder dichte Gehölzbestände aus Moorbirke (*Betula pubescens*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) ausgebreitet. Von dieser Entwicklung sind nicht nur entwässerte Moorheidestadien (MG), sondern z.T. auch feuchte bis nasse Hochmoorstadien wie das Wollgrasstadium von Hochmooren (MW) betroffen. Die mit Punkten gekennzeichnete Gehölzdichte geht ebenfalls aus den Angaben in Abbildung 12 hervor.

Abbildung 13 zeigt die Anteile der Biotoptypen im Rühler Moor. Dieses Moorgebiet besteht noch zu 22 % aus Flächen, wo zurzeit noch Torf abgebaut wird (DT). 17 % der Gesamtfläche machen Hochmoor-Renaturierungsflächen (MI) aus, die zum Teil überstaut sind und eine lückige Pioniervegetation aufweisen. Weitere 13 % stellen das Moorheidestadium von Hochmooren (MG) und 12 % sonstige Moordegenerationsstadien (MD) wie der Gehölzanflug auf degeneriertem Moor dar. Etwa 5 % der Moorfläche nehmen jeweils Biotope wie Feldhecken (HF), Stillgewässer (SO) aber auch Energieversorgungsanlagen und -flächen (OK) ein. Weitere Biotoptypen besitzen Anteile unter 5 % wie zum Beispiel Birken- und Kiefernwälder (WV, 3%) oder das Pfeifengrasstadium (MP, 2%).

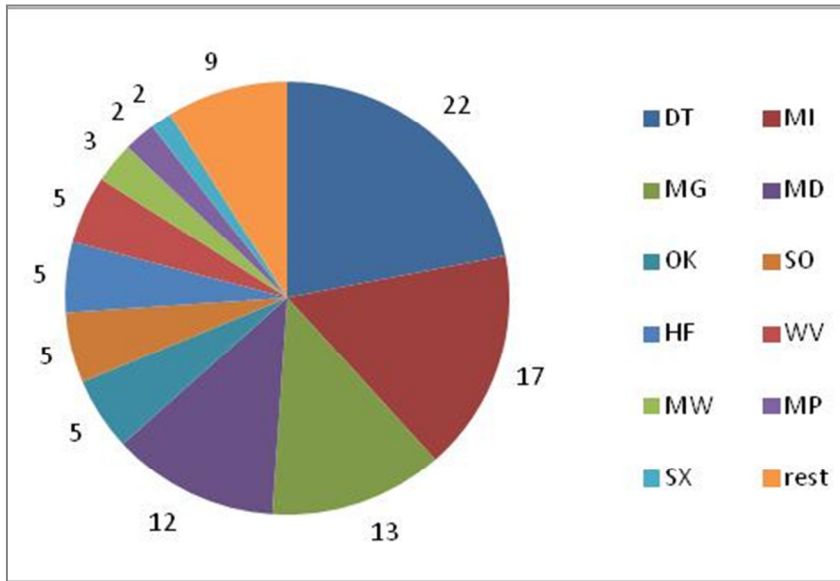


Abbildung 13: Anteile der Biotypen im Röhler Moor in %
(Abkürzungen in Tabelle 1 A)

6.1.2 Tausendschrittmoor

Die Biotypen im Tausendschrittmoor zeigt Abbildung 14. Im westlichen Teil des Gebiets dominieren Moorheidestadien (MG) mit Glocken- und Besenheide und Pfeifengrasstadien (MP) mit bultenartigen Pfeifengrasbeständen. Trotz aktueller Vernässungsmaßnahmen sind Wollgrasbestände großflächig nicht vertreten. Das Wollgras dominiert allerdings in Initialstadien vernässter Hochmoorflächen (MIW). Östlich der B 408 entwickelte sich auf größerer Fläche ein Birkenwald entwässerter Moore (WV). Auffallend hoch sind Gehölzanteile in den Biotypen MG und MP. Dichte und/oder großflächige Birkenbestände in der Fläche sind unerwünscht, denn Birken tragen zur Abtrocknung und Beschattung der Moorflächen bei und verdrängen die zu fördernden Pflanzenarten wie Schmalblättriges Wollgras, Rosmarinheide und diverse Torfmoose. Am westlichen, südlichen und östlichen Rand der Fläche sind lineare Gehölzbestände in Form von Baumreihen und Feldhecken (HF) erkennbar.

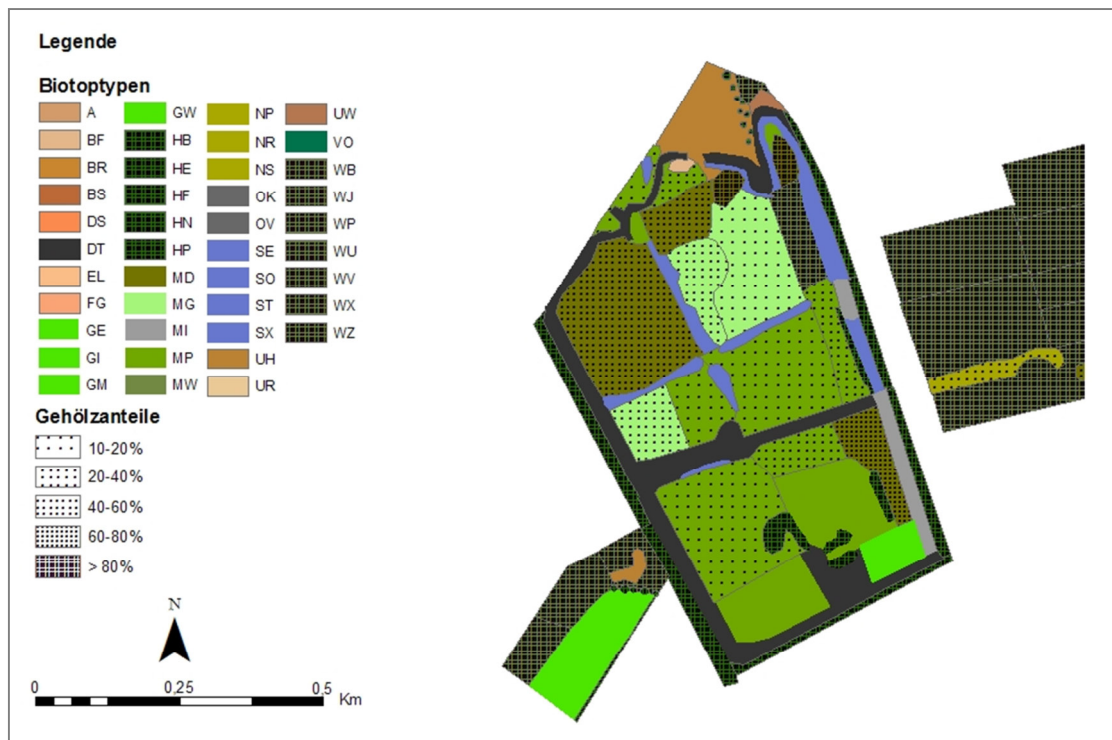


Abbildung 14: Biotoptypen im Tausendschrittmoor (TM) (Abkürzungen in Tabelle 1 A).

Abbildung 15 zeigt die Anteile einzelner Biotoptypen im Tausendschrittmoor. 50 % der Fläche nehmen Birken- und Kiefernwälder entwässerter Moore (WV) und Pfeifengras-Moorstadien (MP) ein. Durch höhere Flächenanteile zeichnen sich Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor (MDB), offene Torfbereiche (DT) mit Verwallung zwecks Wasseranstauung, Moorheidestadien (MG) und Feldhecken (HF) aus.

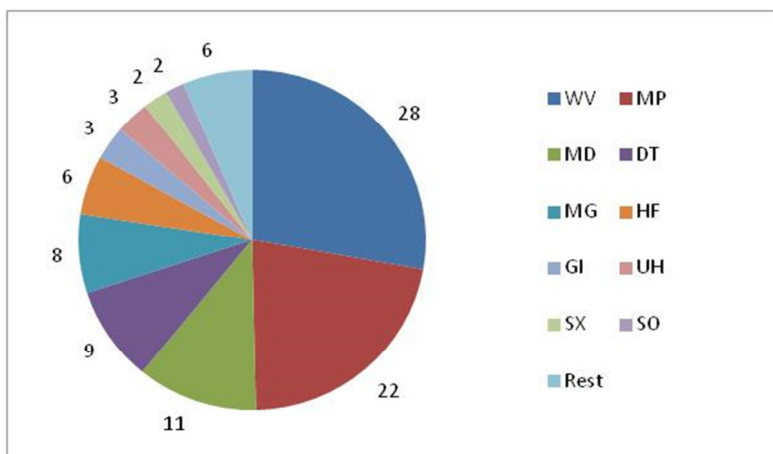


Abbildung 15: Anteile der Biotoptypen im Tausendschrittmoor (TM) in % (Abkürzungen in Tabelle 1 A).

6.2 N-Bestandesniederschläge in verschiedenen Vegetationstypen

Eine ökologische Relevanz für stickstoffempfindliche Mooregebiete hat – neben anderen N-Verbindungen – Ammoniak durch seinen düngenden Effekt. Dabei ist die Höhe der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Depositionen und die Überschreitung der Critical Loads (ca. $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) maßgeblich für die ökologischen Wirkungen (Dosis-Wirkungsbeziehung). Messtechnisch lassen sich die gesamten N-Depositionen nur über aufwändige mikrometeorologische Methoden erfassen. Die hier dargestellten Ergebnisse von Niederschlagsmessungen geben daher die N-Depositionen nur näherungsweise wieder und werden daher als „N-Bestandesniederschlag“ bezeichnet. Der Vorteil dieser Messungen liegt in der Möglichkeit, die durch die Vegetation selbst verursachten, kleinräumigen Unterschiede der N-Depositionen mit vertretbarem Aufwand nachzuzeichnen, denn die Höhe der N-Depositionen kann durch die abweichende vertikale Struktur der Pflanzenbestände bei gleicher Luftschadstoffkonzentration erheblich variieren. Die Unterschiede zu erfassen, zu bewerten und daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten, war Hauptzielsetzung dieses Forschungsvorhabens.

In Tabelle 1 sind die an den 4 unterschiedlichen Pflanzenformationen im Rühler Moor gemessenen N-Bestandesniederschläge zusammengestellt. Mit $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurden die geringsten Stickstoff-Eintragsraten im Freiland festgestellt. Der im Offenland gemessene N-Eintrag findet nahezu ausschließlich durch sedimentierende Niederschläge (Regen, Schnee) statt, wodurch dieser Eintrag mit der nassen Deposition vergleichbar ist.

Durch den zusätzlichen Beitrag der trockenen Deposition, die sich besonders an den Pflanzenbeständen abscheidet und über den Regen in die Niederschlagssammler eingetragen wird, lagen die unter den Pflanzen ermittelten N-Bestandesniederschläge mehr oder minder deutlich über der nassen Deposition. Ein nur geringer Mehreintrag von $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ war unter Besenheide-Beständen festzustellen. Demgegenüber erhöht sich der N-Bestandesniederschlag im Birkenwald um weitere $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Noch höhere N-Einträge wurden mit $29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter solitär stehende Birken gemessen. Der an den aufrechten, freistehenden Birken festgestellte

Stammabfluss wurde in Anlehnung an Böhlmann et al. (2005) durch Korrektur des Bestandesniederschlags um +10% auf $33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berücksichtigt. Unter Berücksichtigung der geringeren N-Bestandesniederschläge in den dazwischen liegenden Besenheide-Beständen mit einem typischen Flächenanteil von 60 % liegen die N-Einträge auf den von Solitärbäumen bestandenen Flächen im Mittel bei $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Größere Birkenanteile würden vermutlich zu einer vergleichsweise kleinen Zunahme der N-Bestandesniederschläge führen, da sie sich gegenseitig abschirmen und bei maximaler Dichte den Charakter eines Moorbirkenwalds mit N-Einträgen von $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einnehmen. Unter den Solitärbäumen wurden nahezu kontinuierlich die höchsten Eintragsraten erfasst, wobei die Unterschiede zu den im Moorbirkenwald ermittelten N-Flüssen stark schwankten.

Tabelle 1: N-Einträge über den Bestandsniederschlag und N-Bulk-Deposition unterschiedlicher Standorte im Rühler Moor in Jahren 2011-2012. *N-Eintrag unter Berücksichtigung der mit Heide bewachsenen Freiflächen.

Messstandort	Birkenwald	Freiland/ Offenland	Solitär stehende Bäume	Besenheide
N [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	23	13	22* (29)	15

Die erfassten Stickstoffmengen wurden über den Niederschlag in Form von Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) und als organischer Stickstoff (org. N) eingetragen. Abbildung 16 schildert ermittelte Anteile deponierter N-Verbindungen über den Bestandesniederschlag und die N-Bulk-Deposition an Standorten mit unterschiedlicher Schichtung der Vegetation und im Offenland. Der Vergleich bestandesspezifischer N-Einträge zeigt, dass unabhängig von der Bestandesrauigkeit (=vertikale Bestandesstruktur bzw. Bestandeshöhe) die durchschnittlichen N-Ionen-Einträge mit 54 % Ammonium-N, 31 % Nitrat-N und 14 % org. N recht ähnlich waren (Abbildung 16).

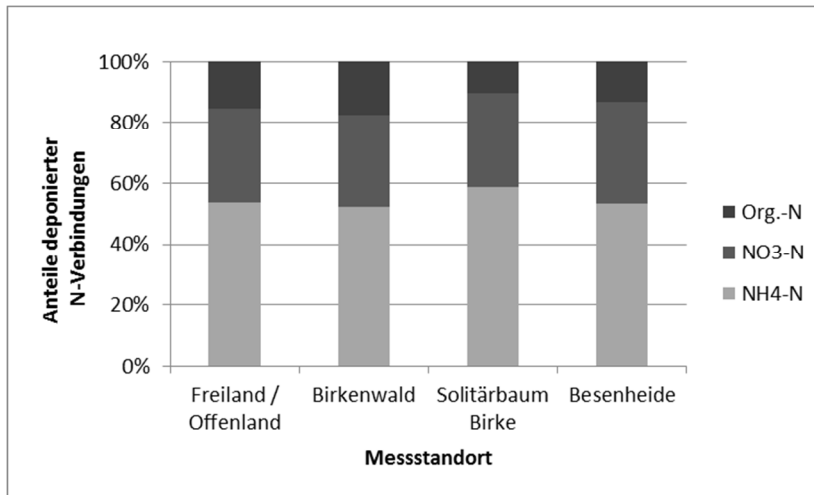


Abbildung 16: Über den N-Bestandesniederschlag und die N-Bulk-Deposition deponierte N-Verbindungen an unterschiedlichen Standorten im Rühler Moor

Die für den Messzeitraum 2011-2012 ermittelten Niederschlagssummen entsprachen dem langjährigen Mittel der jährlichen Niederschlagsmenge für den Landkreis Emsland von 750 mm (LK Emsland 2010: 78)

6.3 Minderung des atmosphärischen N-Eintrags durch Pflegemaßnahmen

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Biotoptypenkartierung und der Messungen zum N-Bestandesniederschlag lässt sich räumlich hoch aufgelöst die vegetationsabhängige N-Eintragshöhe darstellen. Diese Werte decken sich zwar nicht mit der Höhe der gesamten N-Deposition, dennoch veranschaulichen sie den Einfluss der Pflanzenformationen auf die atmosphärischen N-Einträge.

Abbildung 17 zeigt dies beispielhaft am Rühler Moor. Die höchsten N-Einträge sind in den linienhaften Vegetationsbeständen wie Baumreihen, in Biotopen mit einer hohen Gehölzdichte sowie Wäldern zu beobachten, die niedrigsten dagegen auf vegetations- oder zumindest gehölzfreien Bereichen und Wasserflächen.

Abbildung 18 stellt – als Szenario – die Belastungssituation nach Entfernung der Gehölze dar (Moorbirkenwälder sowie Birken-Kiefernflug der mit Heide- und Pfeifengras bewachsenen Flächen). Durch die Rodung der

Moorbirkenwälder würden die N-Bestandesniederschläge um bis zu $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurückgehen. Auf den noch unverbuchten Flächen oder im Bereich der Gewässer ist durch derartige Maßnahmen keine Minderung der N-Einträge zu erzielen. Bezogen auf die gesamte Fläche des Rühler Moores würden die Maßnahmen zu einer Senkung der N-Bestandesniederschläge um $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ führen. Unter Berücksichtigung der methodischen Unterschätzung der gesamten N-Depositionen ist von einem deutlich höheren Minderungspotenzial auszugehen (s. Kap. 6.1 und 6.6).

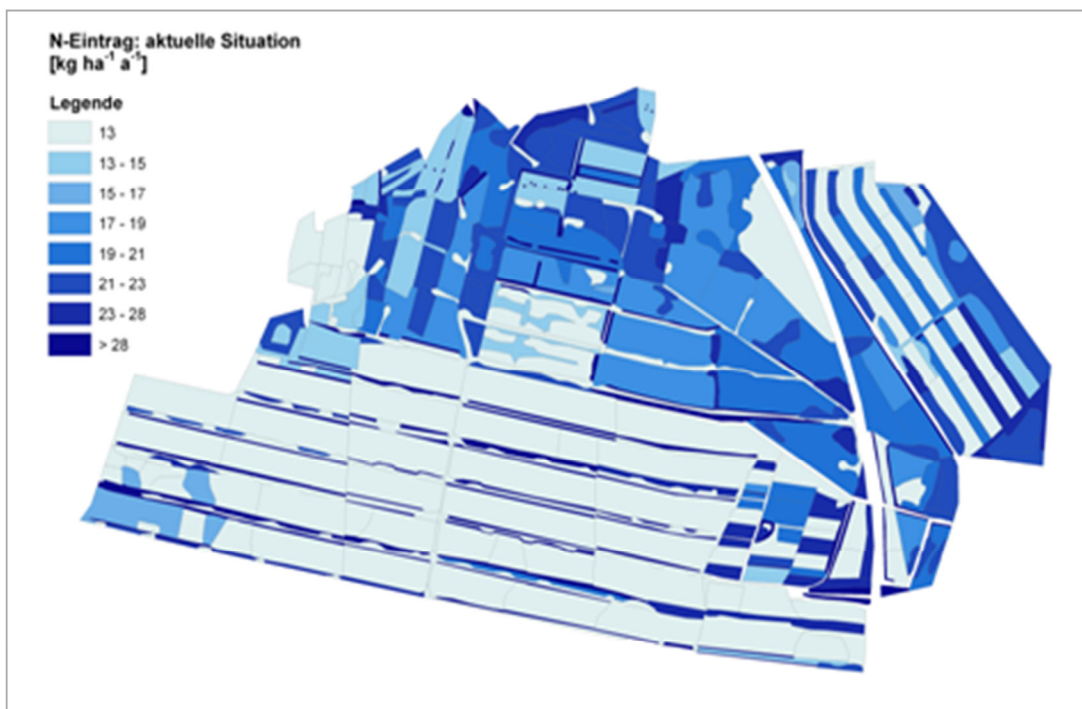


Abbildung 17: Verteilung der N-Bestandesniederschläge im Rühler Moor

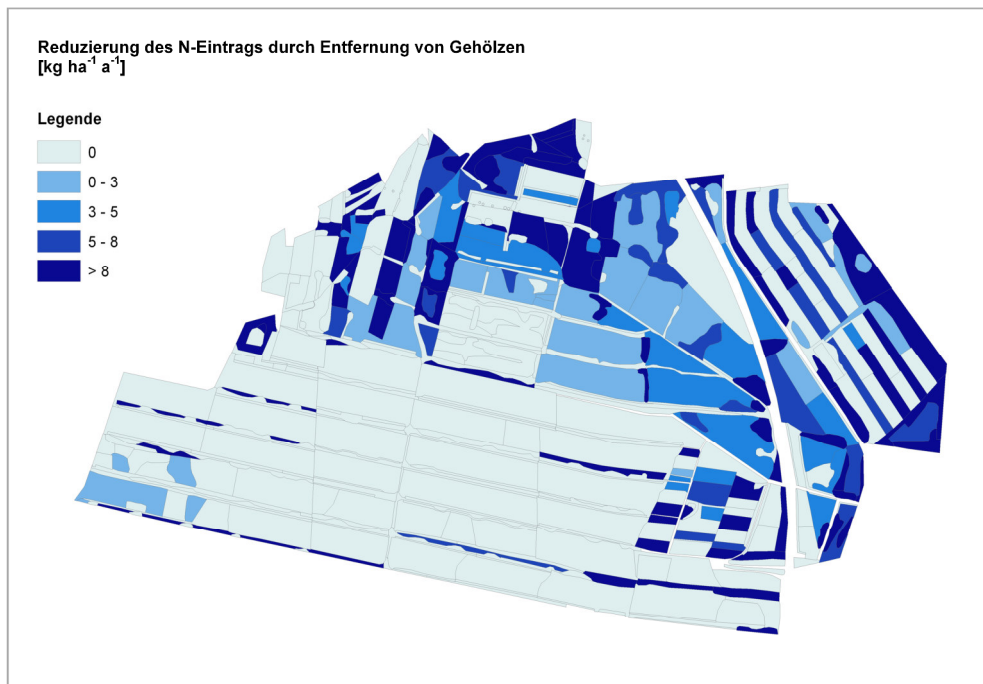


Abbildung 18: Minderung des N-Eintrags im Rühler Moor durch Entkusselung

6.4 Biomasseexport durch Landschaftspflegemaßnahmen

Die Wiedervernässung und mechanische Beseitigung von Gehölzen zählen zu den gebräuchlichsten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen. Mechanische Landschaftspflegemaßnahmen wie Entkusselung (mechanische Entfernung von aufkommenden Bäumen und Sträuchern), Fällen von Bäumen, Beweidung und Mahd halten die Flächen offen. Sie fördern die moortypische Vegetation, indem der Beschattung und der Austrocknung des Bodens Einhalt geboten wird.

Durch die Räumung der gefälltten Gehölze können nicht unerhebliche N-Mengen von den Flächen exportiert werden. Darüber hinaus „kämmen“ die Gehölze höhere Schadstoffmengen aus der Atmosphäre aus. Ihre Beseitigung kann somit zu einer lokalen Verminderung der N-Depositionen beitragen. Dieser Aspekt wurde bereits in Kap. 5.2 betrachtet. Zusammengefasst können diese Maßnahmen daher einen Beitrag zum Moorschutz leisten.

6.4.1 Biomassevorräte der Untersuchungsflächen

Die oberirdische Biomasse und die darin enthaltenen Stickstoffmengen wurden durch Untersuchungen in häufigen und typischen Biotopen der Moore ermittelt. Für die Bilanzierung der Stoffvorräte wurden typische Deckungsanteile der separat beprobten und analysierten Pflanzenarten herangezogen (Tabelle 2). Hierdurch können sich naturgemäß große Unterschiede in den einzelnen Biotoptypen ergeben.

Tabelle 2: Mittlere Anteile des absoluten Deckungsgrades (%) bestandsbildender Pflanzenarten in unterschiedlichen Biotoptypen.

Pflanzenart	Biotoptyp			
	MG	MP	MD	MW
Pfeifengras	25	70	50	5
Besenheide	5	-	-	-
Glockenheide	50	5		5
Krähenbeere	5	-	5	-
Schmalbl. Wollgras	-	-	-	55
Scheiden-Wollgras	5	5	-	10
Flatterbinse	-	-	-	5

Tabelle 3 gibt beispielhaft die in den häufigsten Biotoptypen oberirdisch gebundenen Biomassevorräte wieder. Die festgestellten Biomassevorräte (Frischmasse) der baumfreien Biotoptypen reichen von 4,9 t ha⁻¹ im Wollgras-Stadium bis zu 10,1 t ha⁻¹ FM im Moorheide-Stadium, in dem die größte Biomasse in der Krautschicht gebunden ist. Durch den Gehölzanflug erhöht sich der Biomassevorrat erheblich. Im Degenerationsstadium MDB mit einem 55%-Anteil von Gehölzen wurden 29,6 t ha⁻¹ Biomasse festgestellt. Für einen ca. 30-jg. Birkenwald wurde eine Frischmasse von 101 t ha⁻¹ ermittelt.

Abbildung 19 veranschaulicht beispielhaft die Verteilung der Biomassevorräte in der Vegetation des Rühler Moores. Hellgrün markierte Flächen stellen vegetationsfreie, z.B. in jüngerer Zeit abgetorfte Flächen, Wege oder überflutete

Bereiche dar. Die Bereiche hoher oberirdischer N-Vorräte decken sich häufig mit hohen Gehölzdichten (vgl. Kap. 5.1).

Tabelle 3: Mittlere Biomassevorräte häufiger Biotoptypen.

Biotoptyp	Frischmasse [t ha ⁻¹]	Trockenmasse [t ha ⁻¹]
Pfeifengras-Moorstadium (baumfrei)	7,6	3,8
Moorheidestadium von Hochmooren (baumfrei)	10,1	5,0
Wollgrasstadium von Hochmooren (baumfrei)	4,9	2,5
Sonstiges Moordegenerationsstadium (Gehölzanteil 55 %)	29,6	15,8
Moorbirkenwald entwässerter Moore(Gehölzanteil 100%)	101	60

Frischmasse der oberirdischen Vegetation
[t ha⁻¹]

Legende

< 1
1 - 6
6-10
10-14
14 - 20
20 - 24
24 - 35
35 - 43
43 - 54
54 - 74
74 - 93
93 - 101

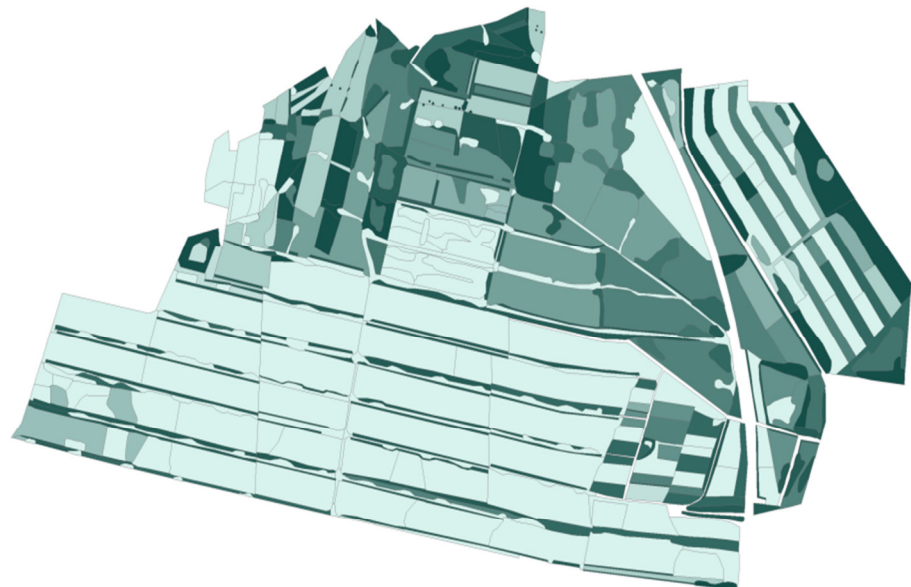


Abbildung 19: Oberirdische Biomasse (Frischmasse, t ha⁻¹) im Rühler Moor.

6.4.2 N-Gehalte in Pflanzenbeständen

6.4.2.1 Krautschicht

Die in der Vegetation gebundenen Stickstoffmengen werden von den in den Pflanzen enthaltenen N-Konzentrationen bestimmt. In Abbildung 20 sind die N-Konzentrationen verschiedener bestandsbildender Pflanzenarten der Krautschicht zusammengestellt: Glockenheide (*Erica tetralix*), Besenheide (*Calluna vulgaris*), Pfeifengras (*Molinia caerulea*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Wollgras (*Eriophorum angustifolium*

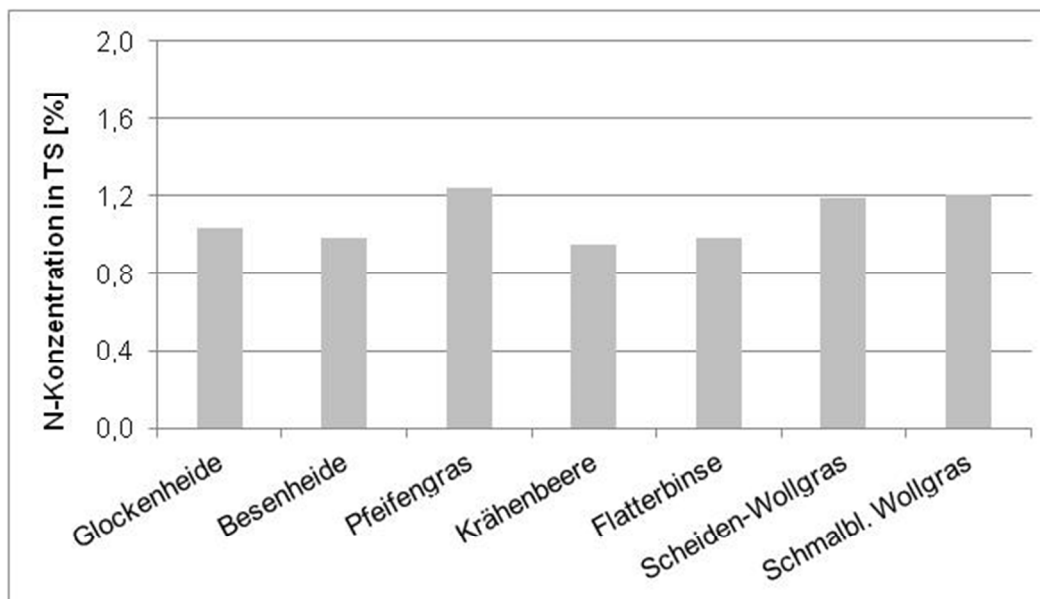


Abbildung 20: N-Konzentrationen in der Vegetation der Krautschicht in TS [%]

und *E. vaginatum*). Insgesamt liegen sie mit 0,9-1,2% N in einem relativ engen Spektrum. Die N-Konzentrationen beider Wollgrasarten lagen so eng beieinander, dass sie bei weiteren Auswertungen nicht mehr unterschieden wurden.

Allgemein gab es kaum Unterschiede in den N-Konzentrationen bei den einzelnen Pflanzenarten in Abhängigkeit vom Biotoptypenstandort. Eine besondere Stellung nimmt jedoch das Pfeifengras ein, das in vielen verschiedenen Biotoptypen vorkommt. Dort unterscheiden sich die N-Konzentrationen deutlich voneinander (Abbildung 21). Zu den Ursachen zählen die in den dichten Pflanzenbeständen herrschende starke interspezifische Konkurrenz um Nährstoffe, Wasser und Licht. Die höchsten N-Konzentrationen

wurden in Pfeifengrasbeständen eines Birkenwaldes (WV, 1,9%) und eines gehölzreichen Moor-Degenerationsstadiums (MD, 1,8%) festgestellt. Dies resultiert vermutlich auch aus den höheren N-Depositionen unter den Gehölzen. Die niedrigsten N-Konzentrationen wurden im Pfeifengras auf Moorflächen des Wollgras- und Pfeifengrasstadiums (0,6% und 0,7%) festgestellt.

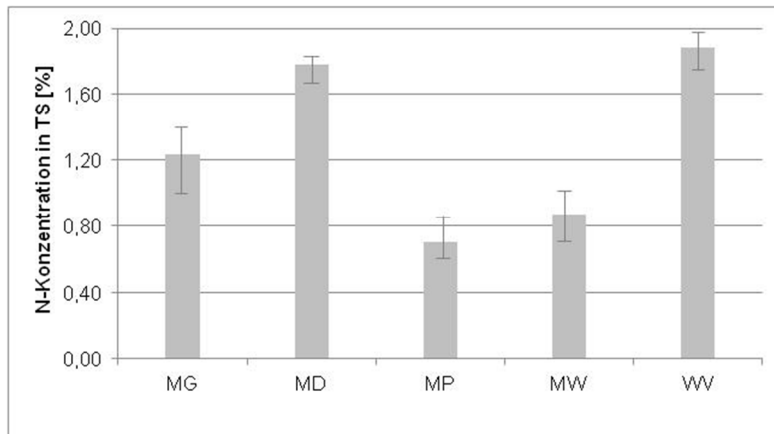


Abbildung 21: N-Konzentrationen [% TS] im Pfeifengras nach Biotypen (MG=Moorheidestadium, MP=Pfeifengras-Stadium, MD=sonstiges Moordegenerationsstadium, MW=Wollgras-Stadium, WV=Birkenwald)

Während der Vegetationsperiode sinken die N-Konzentrationen krautiger Pflanzen naturgemäß durch die zunehmende Verholzung der Sprosssteile. Im Pfeifengras fielen die N-Konzentrationen von 1,41 % im Juni auf 1,05 % im September (Abbildung 22). Dies geht mit einer zunächst deutlichen Zunahme der Biomasse einher, wodurch der oberirdische N-Pool steigt. Ab August

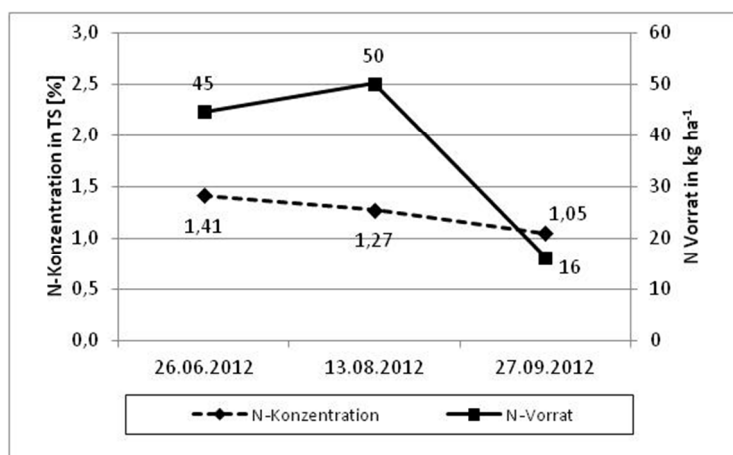


Abbildung 22: Verlauf der N-Konzentrationen und Biomasse eines Pfeifengrasbestandes innerhalb einer Vegetationsperiode (Juni-September 2012)

sanken die N-Konzentrationen auf 1,05 %. Noch deutlicher nimmt in diesem Zeitraum der geerntete N-Vorrat ab von 50 kg N ha⁻¹ auf 16 kg N ha⁻¹. Dies bedeutet eine Senkung des N-Vorrats in der oberirdischen Phytomasse um 68 %.

6.4.2.2 Gehölze

In Abhängigkeit von der Wuchshöhe wichen die Konzentrationen in Moor-Birke und Wald-Kiefer zum Teil erheblich voneinander ab (Abbildung 21 und Abbildung 22). Bezogen auf die Gesamtpflanzen liegen die Stickstoff-Konzentrationen in der Trockensubstanz (TS) zwischen 0,5 und 1,8 % bei der Kiefer und zwischen 0,4 und 1,3 % in den Birken (0,4 bis 1,3 %). Dabei war auch ein räumlicher Unterschied festzustellen, denn die N-Konzentrationen in den untersuchten Bäumen lagen im Rühler Moor bis auf eine Ausnahme auf höherem Niveau als im Tausendschrittmoor.

Bei beiden Baumarten wurden die höchsten N-Konzentrationen in kleinen Bäumen bis 3 m Höhe (Höhenklassen 1 und 2) festgestellt.

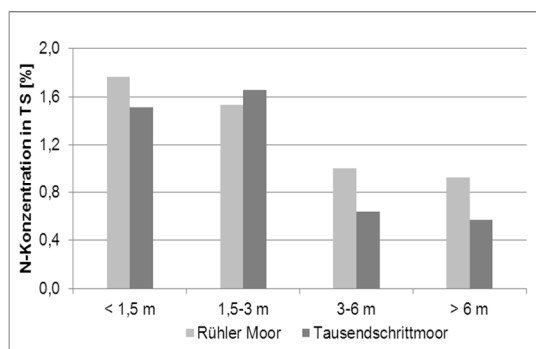


Abbildung 21: N-Konzentrationen in Kiefer unterschiedlicher Größe (gewichtete Mittelwerte).

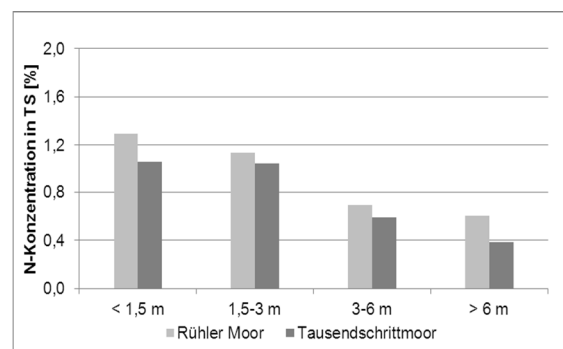


Abbildung 22: N-Konzentrationen in Moorbirke unterschiedlicher Größe (gewichtete Mittelwerte).

Abbildung 23 und Abbildung 24 verdeutlichen diesen Sachverhalt. Um ein Mehrfaches höher liegen die Stickstoff-Konzentrationen im Reisigholz gegenüber dem Stammholz und den Ästen. Bei den Bäumen der Höhenklasse 3-6 m wurden die relativ kleinen Äste im Reisigholz berücksichtigt. Im Stamm und in den Ästen der beiden Baumarten lagen die N-Konzentrationen unter

0,4 %, während sie im Reisigholz Werte zwischen 0,8 und 1,1 % bei Moorbirke und bei Kiefer 1,8 % erreichen. Diese Unterschiede wurden bei der Berechnung der in Abbildung 23 und 24 genannten N-Konzentrationen für die Gesamtpflanzen berücksichtigt (gewichtete Mittelwerte)

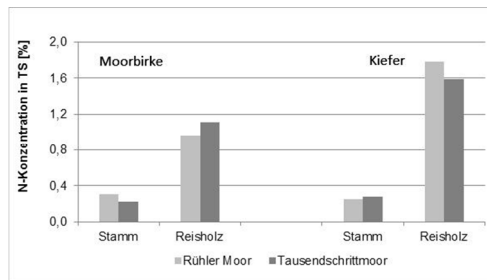


Abbildung 23: N-Konzentrationen im Baumstamm und Reisigholz von Kiefer und Moorbirke (Mittelwerte), Baumhöhe 3-6 m).

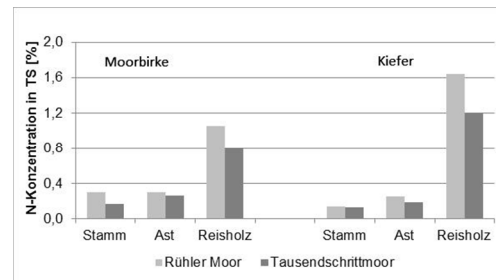


Abbildung 24: N-Konzentrationen im Baumstamm, Ast und Reisigholz von Kiefer und Moorbirke (Mittelwerte), Baumhöhe > 6m

6.4.3 Oberirdische N-Vorräte

Anhand der festgestellten N-Konzentrationen und Trockensubstanzgewichte der oberirdischen Biomasse lassen sich die in den Pflanzenbeständen oberirdisch gebundenen N-Vorräte berechnen. Beispielhaft für die häufigsten Biotoptypen ist das Ergebnis aus Abbildung 25 zu entnehmen. Hierbei sind die nahezu überall anzutreffenden Gehölze noch unberücksichtigt. Die mit Abstand höchsten N-Mengen in der Krautschicht sind mit ca. 65 kg ha⁻¹ im Moorheide-Stadium (MG) enthalten. In anderen Moorbiotopen lagen die oberirdischen N-Gehalte zwischen 19-40 kg N ha⁻¹. Deutlich höhere N-Mengen als in der Vegetation der Krautschicht sind in den nahezu überall vertretenen Gehölzen gebunden. Die separate Untersuchung dieses Materials ergab, dass in einem durchschnittlichen Birkenanflug zusätzlich 157 und 154 kg N ha⁻¹ enthalten sind; dies ist mehr als das 4-fache des N-Pools in der untersuchten Krautschicht (Abbildung 26).

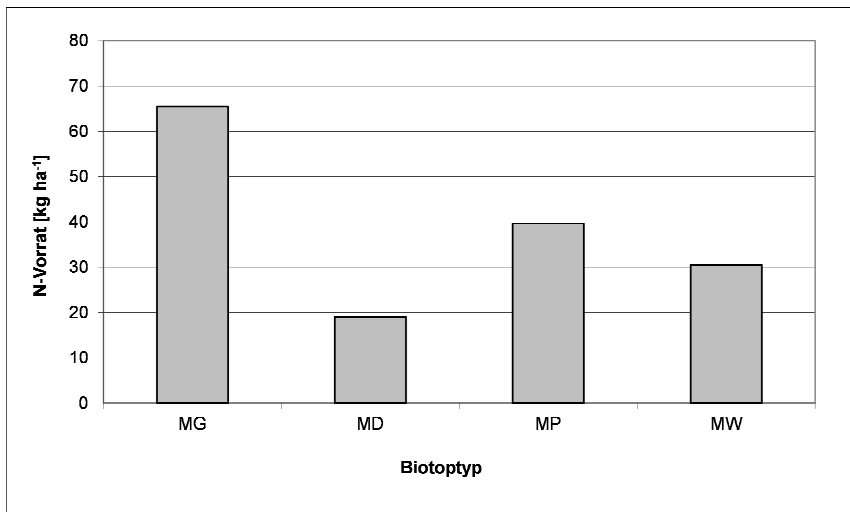


Abbildung 25: In der Vegetation der Krautschicht oberirdisch gebundene N-Mengen (Abkürzungen in Tabelle 1 A).

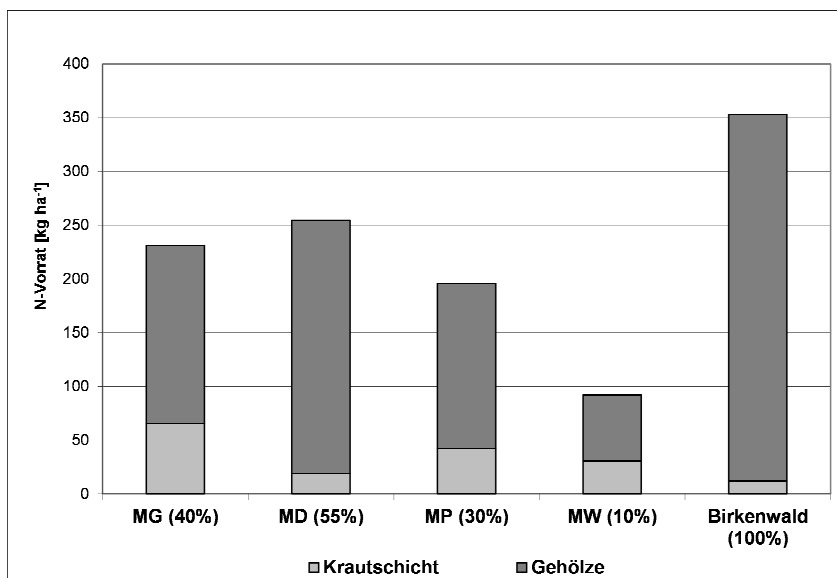


Abbildung 26: N-Mengen in der oberirdischen Biomasse verschiedener degradiert Moor-Stadien mit unterschiedlichen Deckungsgraden der Gehölze in Prozent (Abkürzungen in Tabelle 1 A).

Noch höhere N-Vorräte treten im Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor (MDB) sowie in Moorbirkenwäldern auf. Im sonstigen Degenerationsstadium MDB sind dies im Mittel ca. 240 kg N ha⁻¹ und im Waldbestand ca. 350 kg N ha⁻¹ (Abbildung 26). Diesen Kalkulationen liegen typische Gehölzdeckungsgrade zugrunde, die auf der Grundlage der Biototypkartierung, wie in Tabelle 4 dargestellt, festgelegt wurden.

Tabelle 4: Typische Gehölzdeckungsgrade häufiger Biototypen (in % abs.)

	Höhe		
	1,5 -3 m	>3 - 6 m	>6 m
Wollgrasstadium	10		
Moorheidestadium	30	5	5
Pfeifengrasstadium	20	5	5
Degenerationsstadium	25	25	5
Moorbirkenwald			95

Da für die Berechnung der Biomasse des Birkenwaldes ca. 25 jährige Moorbirken aus Heidebeständen verwendet wurden, ist davon auszugehen, dass in älteren Waldbeständen erheblich größere N-Mengen gebunden sein können.

Mit dem herbstlichen Laubfall reduzieren sich die (mit der Gehölzbeseitigung exportierbaren) N-Mengen geringfügig. Untersuchungen der mit Netzen im Herbst aufgefangenen Laubstreu ergaben, dass es sich dabei – je nach Biototyp – um Mengen zwischen 4 kg ha⁻¹ a⁻¹ N (Wollgrasstadium von Hochmooren) und 32 kg ha⁻¹ a⁻¹ N im Moorbirkenwald handelt. Bei Landschaftspflegemaßnahmen, die z.B. aus Naturschutzgründen oder wegen der besseren Befahrbarkeit des Bodens im Winter erfolgen, verbleiben diese Mengen dann im Ökosystem.

Unter Berücksichtigung dieser Gegebenheiten stellt Abbildung 27 die oberirdisch gebundenen N-Vorräte am Beispiel Rühler Moor dar. Deutlich

hervorgehoben erscheinen die gehölzreichen Biotope mit einem maximalen N-Vorrat von $350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Moorbirkenwald, während die Rohböden in jungen Abtorfungsflächen (noch) keine N-haltige Vegetation aufweisen.

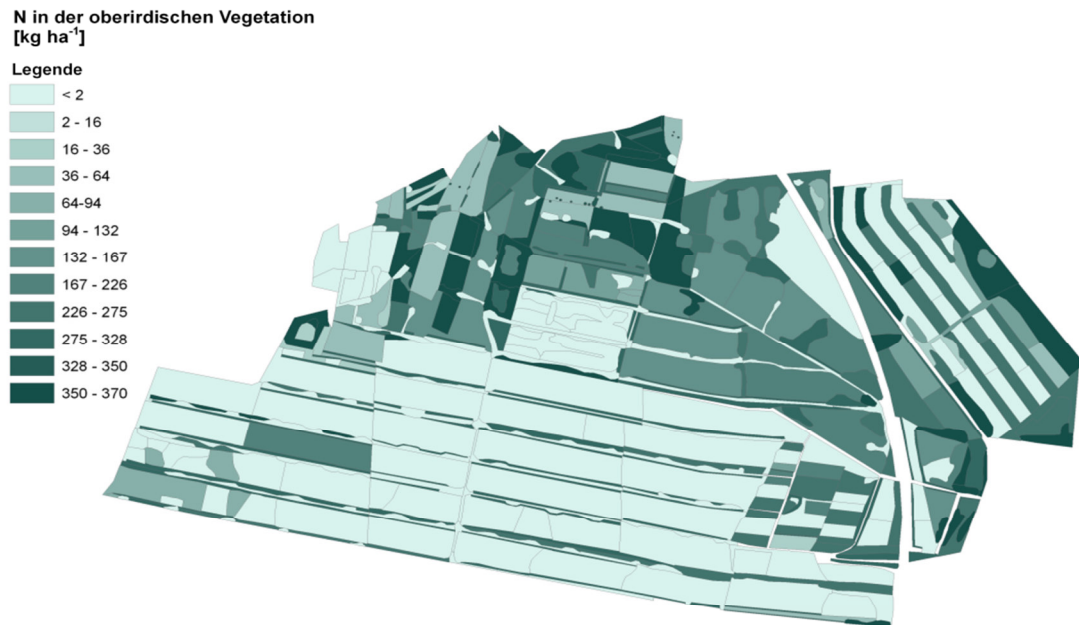


Abbildung 27: Räumliche Verteilung der oberirdisch gebundenen N-Vorräte (kg ha^{-1}) im Rühler Moor

6.5 Wirkungen der Pflegemaßnahmen auf den N-Haushalt

Ein wesentlicher Aspekt der mechanischen Landschaftspflege ist die Möglichkeit, mit der Räumung der stickstoffhaltigen Phytomasse erhebliche N-Mengen aus den Moor-Ökosystemen exportieren zu können. Hierdurch finden hochmoortypische Pflanzenarten – bei ausreichendem Wasserangebot – gegenüber eutraphenten Arten, Birken- und Kiefernanflug günstigere Wachstumsbedingungen vor. Der Effekt des Biomasseexports ist in Tabelle 5 dargestellt. Der niedrigste N-Entzug wurde durch Abfahren des Landschaftspflegematerials in baumfreien Pfeifengras-Moorstadien (42 kg N ha^{-1}) und Moorheidestadien von Hochmooren (65 kg N ha^{-1}) und der höchste in einem Birkenmoorwald (341 kg N ha^{-1}) ermittelt. Je höher der Deckungsgrad der Gehölze, umso mehr Stickstoff lässt sich mit der Beseitigung der Biomasse exportieren.

Tabelle 5: Wirkung von Landschaftspflegemaßnahmen auf N-Export und Reduzierung atmosphärischer N-Einträge

Pflanzenbestand	N-Entzug durch Abfahren des Landschaftspflege- materials	Minderung der N-Einträge (N-Bestandes- niederschlag)
	kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	42	2
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	183	5
Moorheide-Stadium (MG, baumfrei)	65	2
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	205	6,5
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	235	8
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	341	10

Gleichzeitig kann durch die Entfernung der Vegetation der atmosphärische N-Eintrag um 2 bis 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gemindert werden (Tabelle 5). Der ermittelte Minderungseffekt hängt von dem Deckungsgrad und der Größe der Gehölze ab. Die nicht gemessenen N-Bestandesniederschläge unter niedrigwüchsigem Birkenanflug wurden durch Dateninterpolation von Messungen unter Einzelbäumen und Heidevegetation geschätzt.

6.6 Kosten der Pflegemaßnahmen

6.6.1 Effektive Kosten

Die Kosten für flächenhafte Pflegemaßnahmen im Moor variieren aufgrund der sehr unterschiedlichen örtlichen Verhältnisse (z. B. Bodenbeschaffenheit, Baumanteil) stark und können daher nur grob geschätzt angegeben werden (Tabelle 6). Je nach Biotoptyp betragen die Kosten für die Pflegemaßnahmen zwischen 910 € ha⁻¹ (Moor-Stadien) und 6.600 € ha⁻¹ (Moorbirkenwald).

Durch den Verkauf der anfallenden Biomasse können die Kosten deutlich gesenkt werden. Die Erlöse für das Landschaftspflegegut steigen generell mit einer Zunahme des Gehölzanteils und können beispielsweise bei einem Moorheidestadium mit einem Gehölzanteil von 40% etwa 480 Euro ha⁻¹ betragen. Dieser Betrag setzt sich zusammen aus den Erlösen des Birkenholzes als Brennmaterial (200 €) und der Zwergsträucher (280 €), das auch für Einstreuzwecke in den Rindertiefstrohställen in den Niederlanden genutzt wird.

Tabelle 6: Geschätzte Kosten für Landschaftspflegemaßnahmen und Materialwert des Landschaftspflegeguts.

Pflanzenbestand	Pflegeaufwand € ha ⁻¹	Materialwert € ha ⁻¹	Effektive Kosten € ha ⁻¹
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	910	60	850
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	1.460	260	1.200
Moorheide (MG, baumfrei)	910	280	630
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	1.680	480	1.200
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	3.620	2.220	1.400
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	6.600	6.000	600

Den niedrigsten Materialwert weist die grasreiche Biomasse aus Pfeifengrasbeständen auf. Der Holzpreis eines Birkenwaldes liegt bei etwa 6.000 Euro ha⁻¹, wodurch sich die effektiven Kosten für die Entfernung der Gehölze in diesem Biotoptyp auf 600 Euro ha⁻¹ reduzieren.

Beispielhaft für das Rühler Moor (Gesamtfläche: 708 ha) wurden Gesamtkosten von ca. 490.000 Euro für eine einmalige Maßnahme ermittelt. Dabei wurden Gehölzstreifen, die sich immissionsmindernd auf die Moorvegetation auswirken, sowie abgetorfte vegetationsfreie Flächen außer Acht gelassen, sodass sich die Maßnahmen auf eine Größe von 474 ha beschränken würden.

6.6.2 Kosten für N-Entzug durch Biomasseexport

Die Kosten der Stickstoffminderung sind in Tabelle 7 dargestellt. Es zeigt sich, dass mit den gehölzreichen Beständen die weitaus größten N-Mengen bei vergleichsweise geringen Kosten aus den Mooren exportiert werden können. Mit der Rodung eines Moorbirkenwaldes werden insgesamt 341 kg N ha⁻¹ entfernt; pro entferntes kg N fallen dafür nur 1,8 Euro an. Die Entkusselung der mehr oder minder stark mit Birke übersäten Moorheide- und Pfeifengrasstadien führt zu einem N-Entzug, der pro kg zwischen etwa 6 und 20 Euro kostet.

Tabelle 7: Wirkung von Landschaftspflegemaßnahmen auf einmalige Kosten

Pflanzenbestand	N-Entzug durch Abfahren des LPM	Einmalige Kosten für N-Export
	kg N ha ⁻¹	€ je kg N ⁻¹ ha ⁻¹
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	42	20,2
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	183	6,6
Moorheide-Stadium (MG, baumfrei)	65	9,7
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	205	5,9
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	235	6
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	341	1,8

6.6.3 Kosten für Minderung atmosphärischen N-Eintrags durch Änderung der Vegetationsschichtung

Durch die Entfernung der Vegetation kann in Abhängigkeit von Deckungsgrad und Größe der Gehölze der N-Eintrag um 2 bis 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gemindert werden (s. Kap. 5.5). Über die mit den Maßnahmen verbundenen Kosten (Tabelle 8) berechnen sich einmalige Kosten von 60 bis 425 Euro pro reduziertes kg N-Deposition.

Zur Aufrechterhaltung des Minderungseffektes sind die Maßnahmen in regelmäßigen Abständen zu wiederholen. Je nach Zusammensetzung der Vegetation handelt es sich um Zeiträume von wenigen Jahren bis Jahrzehnten; für die in Tabelle 8 aufgeführten Pflanzenbestände werden hierfür 2 Jahre (Pfeifengrasstadium) bis 30 Jahre (Moorbirkenwald) angenommen. Da nach Entnahme der Minderungseffekt zunächst aussetzt und dann bis zur nächsten Entnahme wieder auf die in Tabelle 8 aufgeführten Minderungseffekte ansteigt, wurde für die Kalkulation der Minderungskosten langfristiger Maßnahmen wurde der halbe Minderungseffekt ($1 \text{ bis } 5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zugrunde gelegt.

Tabelle 8: Einmalige und langfristige Kosten für die N-Depositionsminderung.

Pflanzenbestand	Aktueller N-Bestandesniederschlag	Minderungseffekt (N-Bestandesniederschlag)	Einmalige Kosten für N-Depositionsminderung	Wiederholungszeitraum	langfristige Kosten für N-Depositionsminderung
	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$\text{€ je kg N}^{-1} \text{ ha}^{-1}$	Jahr	$\text{€ je kg N}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	15	2	425	2	425
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	18	5	240	7	69
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	19,5	6,5	185	7	53
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	21	8	175	7	50
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	23	10	60	30	4

Insgesamt liegen dadurch die jährlichen Kosten zur Reduktion des N-Bestandesniederschlags durch die Rodung von Moorbirkenwald bei 4 Euro pro reduziertes kg Stickstoff und bei 425 Euro durch das Mähen gehölzfreier Pfeifengrasstadien. Bei den recht weit verbreiteten, mäßig verbirkten Heide- und Pfeifengrasstadien liegen die langfristigen Kosten für die Depositionsminderung zwischen 50 und 70 Euro pro reduziertes kg N-Deposition.

7. Diskussion

Ein intaktes Hochmoor mit seiner einzigartigen Vegetation und Tierwelt ist durch einen kleinräumig differenzierten Wasserhaushalt und eine niedrige Trophiestufe gekennzeichnet (Succow & Joosten 2001, vgl. Joosten et al. 2017). In der Untersuchungsregion sind naturnahe wachsende Hochmoore kaum mehr anzutreffen (Bierhals 1994). Noch vorhandene mehr oder weniger degradierte Hochmoore wurden im Bourtanger Moor unter Naturschutz gestellt (LK Emsland 2001: 20). Das Naturschutzgebiet Rühler Moor stellt ein Vegetationsmosaik aus Bereichen dar, die nach der Einstellung des Torfabbaus zum einen kleinräumig wiedervernässt werden, zum anderen als degradiertes Hochmoor einer natürlichen Sukzession unterliegen. Einige dieser Flächen stellen in ihrer Artenzusammensetzung FFH-Lebensraumtypen dar. Dazu zählen u.a. noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore (Anhang I der FFH-Richtlinie, LRT 7120) sowie nicht regenerationsfähige Moore bei Ausprägungen mit Glockenheide (Anhang I der FFH-Richtlinie, LRT 4010, vgl. Drachenfels 2016: 210-211). Diese schutzwürdigen Lebensraumtypen liegen jedoch nicht in der FFH-Gebietskulisse.

Das größte Problem in der Weiterentwicklung dieser entwässerten Hochmoorflächen im Sinne des Naturschutzes stellt der gestörte Wasserhaushalt dar, der eine starke Nährstofffreisetzung durch Mineralisierung zur Folge hat. Fast in gleichem Maße wirkt die externe Eutrophierung als Folge der atmosphärischen Stickstoffeinträge.

7.1 Gemessene Stickstoff-Deposition im entwässerten Hochmoor

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Höhe des Stickstoffeintrags für Biototypen unterschiedlicher Moordegenerationsstadien ermittelt. Die ökologisch relevanten eutrophierenden N-Verbindungen gelangen in die Luft in Form von Stickstoffoxiden und Ammoniak und werden über Niederschläge (nasse Deposition), Nebel (okkulte Deposition), aber auch gas- und partikelförmig (trockene Deposition) in die Landschaft eingetragen (UBA 1995: 22). Die Summe aus diesen Depositionsarten ergibt die Gesamtdeposition. Ca. 90-95 % der Ammoniakemissionen in der bodennahen Atmosphäre

entstammen der intensiven Tierhaltung und der damit verbundenen Güllewirtschaft (Ellenberg 1989, Flaig und Mohr 1996, UBA 2013: 9).

Abbildung 28 stellt den N-Kreislauf in der Umwelt unter Berücksichtigung landwirtschaftlicher NH_3 -Emissionen, NH_3 -Transformationen in der bodennahen Atmosphäre sowie des N-Umbaus im Torfboden dar. Der Stickstoff wird im Rahmen landwirtschaftlicher Produktionsprozesse zuerst als Ammoniak emittiert. Er bildet auf seinem Transmissionsweg u.a. NH_3 -Salze, die auf größere Entfernungen transportiert werden können. Als Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) kann es thermisch dissoziieren und wieder zu anderen Partikeln rekombinieren. NH_3 löst sich in Regentropfen und kann mit Niederschlag als $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in Ökosysteme eingetragen werden (nasse Deposition). Regentropfen können auch eintrocknen und neue feste Partikel bilden (UBA 2013: 8). Als Gas kann Ammoniak direkt von Pflanzenbeständen über Blätter aus der Atmosphäre aufgenommen werden (trockene Deposition) oder auch wieder entweichen (Ibrom et al. 1995). Ammoniak wird nach dessen Umwandlung auf dem Transmissionsweg zum Großteil als Ammonium in Ökosystemen deponiert (Adaros und Dämmgen 1994). Ammonium wird im Torfboden eines degradierten Hochmoors von Pflanzen über die Wurzel aufgenommen oder durch Mikroorganismen wie Pilze und Bakterien immobilisiert. Ein geringfügiger Teil kann von Bakterien zu Nitrat (NO_3) oxidiert und zu N_2O und N_2 denitrifiziert werden. Als N_2O und N_2 kann Stickstoff dem Boden entweichen. Nitrat wird von Pflanzen als Nährstoff genutzt und in ihre Biomasse eingebaut. Weitere Stickstoffquellen stellt für die Pflanzenbestände die organische Substanz der abgestorbenen ober- und unterirdischen Pflanzenteile und des entwässerten Torfbodens dar. Durch die Zersetzung der organischen Substanz durch Mikroorganismen wird Stickstoff mineralisiert und verbleibt in der Bodenlösung eines Hochmoors vorwiegend als $\text{NH}_4\text{-N}$, aber auch als $\text{NO}_3\text{-N}$ pflanzenverfügbar (Koerselman und Verhoeven 1992). Der freigesetzte Stickstoff wird zum Teil mit dem Sickerwasser ausgetragen.

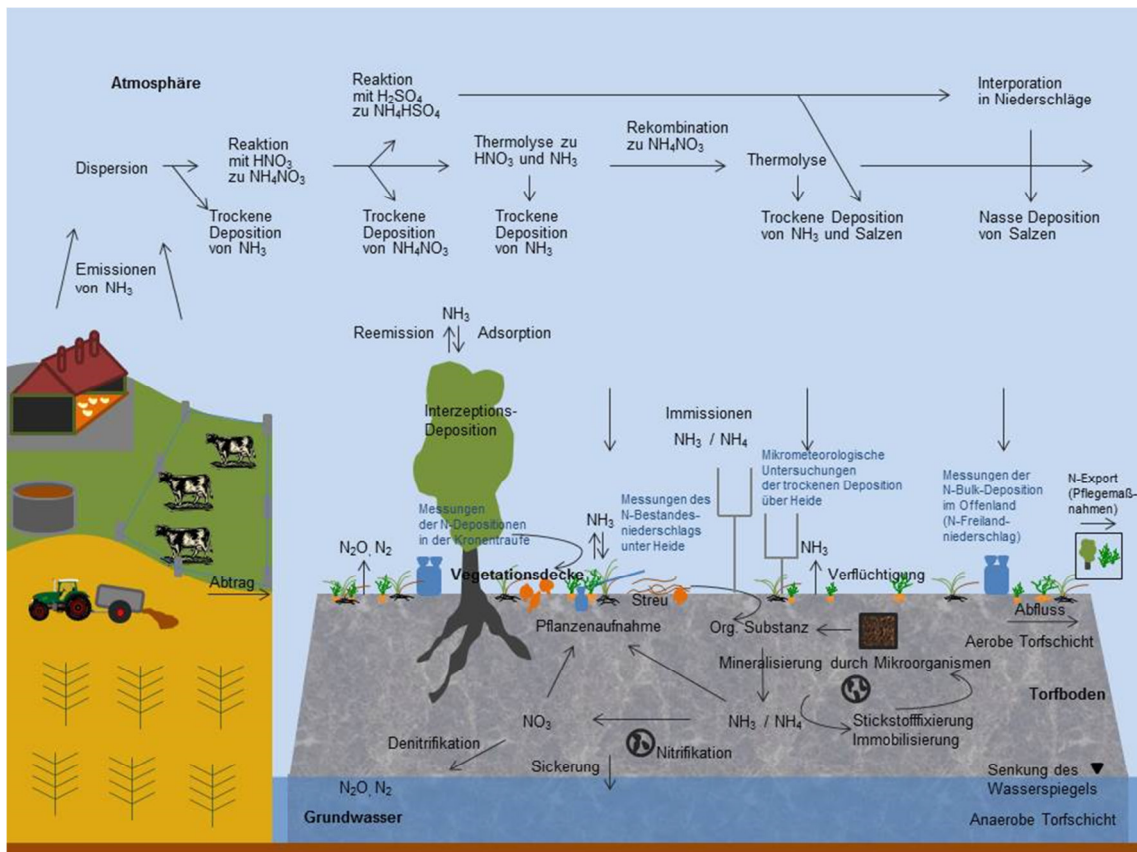


Abbildung 28: N-Kreislauf von NH_3 -Emissionen bis zu NH_3 - und NH_4 -Immissionen mit N-Umbauprozessen im entwässerten Torfboden (geändert und zusammengestellt nach UBA 2013, Dämmgen und Erismann 2002, Koppisch 2002, Mitsch und Gosselink 1993). Schematisch wurden auch Messstellen für die Ermittlung atmosphärischer N-Einträge dargestellt.

Der Stickstoffeintrag im Offenland betrug $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Messung fand in 1 m Höhe über einer niedrigwüchsigen Vegetation fern von höheren Sträuchern und Bäumen statt. Bei dem N-Freilandniederschlag, auch als Bulk-N-Deposition bezeichnet, handelt es sich im engen Sinne nicht um die nasse Deposition, weil der Niederschlag mit offenen Regensammlern ohne Deckel, den sog. Bulk-Sammlern, aufgefangen wurde. Das führt dazu, dass sich die Trockendeposition zum Teil auf den Auffangtrichtern sammelt und mit erfasst wird. Dadurch liegt die Bulk-N-Deposition standardmäßig über der nassen N-Deposition, die mit den sog. Wet-only-Sammlern erfasst werden kann. Nach den hier nicht dargestellten Vergleichsmessungen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK) beträgt dieser Unterschied ca. 10 % und ist für die Zwecke der Studie zu vernachlässigen. Frühere Studien haben Abweichungen von bis zu 30% zwischen der Bulk-N- und Nassdeposition festgestellt (Ibrom

1993). Die ermittelte Niederschlagsdeposition ist für den westlichen Teil des Weser-Ems Gebietes typisch. An den Dauermessstellen der LWK in Sandkrug und Holdorf wurden im Untersuchungszeitraum N-Freilandniederschläge von 11 bis 13 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gemessen. In nicht belasteten Teilen Nordeuropas liegen die Stickstoff-Depositionsraten im Freiland unter 3 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (vgl. Andersson et al. 2018: 20, Bertills und Näsholm 2000: 24).

Das großräumige Belastungsniveau hat sich in Nordwestdeutschland in den letzten 15 Jahren nicht geändert (vgl. Meesenburg et al. 2005). In Ostniedersachsen, wo die Tierbesatzdichten deutlich geringer als in der Untersuchungsregion sind, werden N-Bulkdepositionen unter 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt (Mohr & Suda 2017). Anzumerken ist, dass ein Vergleich der absoluten N-Belastung durch die Gesamtdeposition nur dann möglich ist, wenn die Niederschlagshöhe an einzelnen Standorten annähernd gleich ist, denn allein höhere Niederschlagsraten führen zu einem Anstieg der N-Depositionsraten. So werden im Harz ebenfalls hohe mittlere N-Depositionen gemessen, obwohl die Ammoniak- und Stickstoffoxid-Belastung in der Luft geringer ist (vgl. Böhlmann 2004).

Die N-Bestandesniederschläge sind in den einzelnen Biotoptypen naturgemäß größer als die nasse Deposition, weil der aufzufangende Niederschlag während seiner Passage durch die Vegetationsdecke die an den Pflanzenoberflächen abgelagerte Trockendeposition zusätzlich auswäscht. Die hierzu durchgeführten Messungen verfolgten den auch in der Waldökosystemforschung verwendeten pragmatischen Ansatz, indem die erforderliche Messgenauigkeit und der finanzielle und organisatorische Aufwand gegeneinander abgewogen wurden (ICP Forests 2016, BMEL 2016). Gemessen wurden daher N-Bestandesniederschläge und die Bulk-N-Deposition.

Unter den Heidebeständen wurde ein N-Bestandesniederschlag von 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Das Ergebnis ist mit einigen Messunsicherheiten verbunden, die Rückschlüsse auf eine Unterschätzung des wirklichen Wertes erlauben. Die unter *Calluna vulgaris* installierte Auffangrinne hatte eine verhältnismäßig kleine Auffangfläche, was für die Ermittlung der

Bestandsniederschläge möglicherweise nicht ausreichte. Die Form des Zwergstrauches führte vermutlich zu einem erhöhten Niederschlagabfluss an der Zweigoberfläche vorbei an den Rinnensammlern, wodurch eine Teilmenge des Niederschlagswassers und somit des N-Bestandsniederschlags nicht erfasst wurde. Niedrige N-Konzentrationen des Bestandesniederschlags im Vergleich zum Freilandniederschlagswasser lassen vermuten, dass von *Calluna* womöglich ein nicht zu unterschätzender Anteil an Stickstoff direkt über die Blattoberfläche assimiliert wurde (vgl. Tabellen A2 und A3). Der Prozess der Stickstoffaufnahme über die Blattoberfläche wurde vorwiegend im Rahmen von Kronentraufmessungen und Stoffflussbilanzierungen in Waldökosystemen beobachtet und in der Literatur beschrieben (vgl. UBA 1995, Meesenburg et al. 2005). Parallel zur Messung des N-Bestandesniederschlags unter *Calluna vulgaris* ergaben mikrometeorologische Untersuchungen über den Heidebeständen eine Gesamtstickstoff-Deposition von $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Mohr et al. 2016: 32). Mikrometeorologische Untersuchungen stellen ein präzises, aber gleichzeitig sehr arbeits- und kostenintensives Verfahren dar. Sie erlauben die vollständige Ermittlung der trockenen Deposition, indem die vertikalen Stoffflüsse in der Atmosphäre unter Berücksichtigung synchron aufgezeichneter mikrometeorologischer Prozesse ermittelt werden (vgl. Zimmerling et al. 2000, Sutton et al. 2008). Die Tatsache, dass der Bestandesniederschlag unter der Gesamtdeposition liegt, resultiert aus der methodischen Vernachlässigung der von Pflanzen direkt über das Blatt aufgenommenen N-Verbindungen (vgl. Duyzer 1992, Zimmerling et al. 2000, Dämmgen und Erismann 2002, Dämmgen et al. 2008). Aufgrund dieser Unzulänglichkeiten des eingesetzten Messsystems liegt das Ergebnis der durchgeführten N-Depositionsmessung für Biotope mit niedrigwüchsiger Vegetation fast 40 % unter den Werten der mikrometeorologisch ermittelten Gesamtstickstoff-Deposition.

Gegenüber den Messungen des N-Bestandesniederschlags unter der Heide lag der N-Bestandesniederschlag im Birkenwald mit $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf höherem Niveau. Der Grund dafür ist eine viel größere Oberfläche des Baumbestandes, der somit mehr Stickstoff aus der Luft auskämmt. Demzufolge ist die in der Baumkrone abgelagerte Menge an Stickstoff, d.h. die Interzeptions-Deposition, wesentlich höher. Metzner (1998) beschreibt die Interzeptions-Deposition als

Summe der im Kronenraum eingetragenen Stoffe. Bei der Art der Deposition handelt es sich um die Adsorption von Gasen (NH_3), Aerosolen (trockene Deposition) und Nebeltröpfchen (okkulte Deposition). Auch die Kronentraufmessungen umfassen nicht den gesamten Stickstoffeintrag (UBA 1995, Meesenburg et al. 2005). Die Differenz kann bis zu 25 % höher liegen (vgl. Mohr 2001: 112, Hurkuck et al. 2014, Mohr & Suda 2017). Auch hier spielt die Adsorption des Stickstoffs direkt über die Blattoberfläche eine entscheidende Rolle. Schulze (1993 in Mohr 2001: 112) geht für einen Baumbestand von einer Deckung seines Stickstoffbedarfs auf diesem Weg von bis zu 30 % aus. Pauschal lässt sich die Differenz nicht beziffern, denn nicht nur die Vegetation als Rezeptor, sondern auch die mikrometeorologischen Bedingungen und die Stickstoffverfügbarkeit im Boden bestimmen die Stickstoff-Aufnahmeraten.

Die unterschiedlichen Moordegenerationsstadien zeichnen sich durch eine mehr oder weniger ausgeprägte Ansiedlung von Gehölzen aus. Die sich im Prozess der Sukzession verstärkt ausbreitende Birke, auf einzelnen Flächen auch die Waldkiefer, trägt zur Erhöhung der N-Einträge und des Wasserverbrauchs bei. Um die kleinräumig sehr divergierende N-Deposition abschätzen zu können, wurden auch Bestandesmessungen unter einzeln stehenden Birken durchgeführt. Es wurde dabei ein N-Bestandesniederschlag in Höhe von $29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt. Da die solitär stehenden Bäume nicht von benachbarten Bäumen abgeschirmt werden, wie es in einem Moorbirkenwald der Fall ist, erklärt sich die Differenz von $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Wird der Bestandesniederschlag in den baumfreien Bereichen mit der niedrigwüchsigen Vegetation von $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ flächenanteilig berücksichtigt, ergibt sich ein mittlerer Bestandsniederschlag von etwa $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der repräsentativ für Moordegenerationsstadien mit durchschnittlichen Gehölzdeckungsgraden von 40 % stehen kann. Zunehmende Birkenanteile würden nicht zu einer linearen Zunahme der N-Bestandesniederschläge führen, da sie sich gegenseitig abschirmen und bei maximaler Dichte den Charakter eines Moorbirkenwalds mit N-Einträgen von $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entwickeln.

Bei der Planung der Messungen von N-Bestandesniederschlägen war im Vorfeld klar, dass - aus den o.g. Gründen - diese die gesamte Stickstoffdeposition nicht erfassen können. Die Messergebnisse erlauben jedoch Aussagen zu relativen Unterschieden in der Stickstoff-Depositionshöhe in den einzelnen Biotoptypen mit unterschiedlichen Verbuschungsgraden. Selbst wenn ein Teil des N-Gesamteintrags nicht mit erfasst wird, zeugen die ermittelten Bestandesniederschläge von einem hohen Belastungsniveau mit reduzierten Stickstoff-Verbindungen.

Der N-Freilandniederschlag liegt im Untersuchungsgebiet mit $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über dem für intakte Hochmoore ermittelten Critical Load (CL) für Stickstoff von $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Bobbink et al. 2011: 14). Diese Größe steht für ökologische Belastungsgrenzen, deren Überschreitung zu negativen Auswirkungen auf Ökosysteme führen können. Demnach werden intakte Hochmoore als sehr stickstoffempfindlich eingestuft. Für ein nasses Moorheidestadium steht ein CL von $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Bobbink et al. 2011: 14). Drachenfels (2012: 46) nennt ein CL von $5 - 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und stuft auch Moorheidestadien von Hochmooren (FFH LRT 7120) als sehr N-empfindlich ein. Die für das Moorheidestadium von Hochmooren mithilfe mikrometeorologischer Untersuchungen ermittelte Stickstoff-Deposition von $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt deutlich über den Critical Loads dieser Biotoptypen, wodurch von negativen Auswirkungen der gemessenen atmosphärischen N-Einträge auf N-empfindliche Biotope des Untersuchungsgebiets auszugehen ist.

7.2 Auswirkungen von N-Depositionen

Hohe N-Depositionsraten in der diesem Forschungsvorhaben zugrunde liegenden Region sind Folge verstärkter Ammoniakemissionen aus der intensiven Tierhaltung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Steffens 1990, Hadwiger-Fangmeier et al. 1992, Vetter 1993, Mohr et al. 2016). Sie haben eine zusätzliche Düngewirkung auf Ökosysteme (Ellenberg 1989). Der Stickstoff ist für das Pflanzenwachstum ein unverzichtbarer Makronährstoff und in den meisten natürlichen Ökosystemen ein Mangel-Nährstoff (Ellenberg 1989). In Folge der in den letzten Jahrzehnten gestiegenen Konzentrationen reaktiver N-Verbindungen in der Luft wird der Stickstoff über die atmosphärische Stoffdeposition in der Landschaft kontinuierlich angereichert.

Dies führt zur Stickstoff-Übersorgung, die negative Auswirkungen in terrestrischen wie auch aquatischen Ökosystemen auslösen kann (Krupa 2003, Allen 2007). Davon sind vor allem Ökosysteme betroffen, deren Vegetation an magere Bedingungen oder Böden angepasst ist. Bobbink et al. (2011) zählen dazu neben Hochmooren u.a. auch Heiden, Wälder, nährstoffarme Seen und Magerrasen. Die düngende Wirkung der Stickstoffdepositionen fördert nährstofftolerante Arten, wodurch zuerst die floristische Artenvielfalt der hochmoortypischen Vegetation sinkt (Ellenberg 1985). Nach Ellenberg (1989) sind drei Viertel aller in Deutschland gefährdeten Pflanzenarten nur auf Standorten mit geringem bis deutlichem Stickstoffmangel konkurrenzfähig.

In degradierten Moorheidestadien von Hochmooren des Untersuchungsgebietes wurden Moose weitestgehend durch Wollgras- und Zwergstrauchbestände zurückgedrängt. Solche Biotope mit hohen Anteilen von Zwergsträuchern stellen allerdings ökologisch wertvolle Lebensräume für viele unter Naturschutz stehende Insekten dar. Infolge von N-Einträgen kommt es zu einer weiteren Degradationsstufe, indem Heidebestände durch das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) verdrängt werden. Der Grund ist der neben dem Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) mit Niederschlag deponierte Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$). Im Untersuchungsgebiet wurden während der Messperiode 31 % des über den Niederschlag eingetragenen Stickstoffs als Nitrat-Stickstoff abgelagert. In einem Hochmoor steht der Stickstoff vorwiegend als Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) in der Wasserlösung zur Verfügung (Koppisch 2001). Viele Moorpflanzen z.B. Zwergsträucher wie *Erica tetralix* oder *Calluna vulgaris* nehmen Stickstoff bevorzugt als Ammonium auf. Dank stark ausgeprägter Mykorrhizierung können sie auch bei niedrigen pH-Werten Nährstoffe aus der Bodenlösung aufnehmen und sich gegen das Pfeifengras behaupten. In *Erica tetralix* ist das Enzym Nitratreduktase kaum vorhanden, sodass sie den Nitrat-Stickstoff (NO_3) kaum nutzen kann (Havill et al. 1974). Von erhöhten Depositionen beider N-Spezies kann *Calluna vulgaris* profitieren und ihre Primärproduktion in oberirdischen Pflanzenteilen sogar verdoppeln. *Molinia caerulea* kann jedoch ihre Wachstumsraten um das 5- bis 7-fache erhöhen (Härdtle et al. 2013). Dadurch verschafft sie sich Konkurrenzvorteile und verdrängt allmählich andere Hochmoorarten. Sie kommt auch im Vergleich zu

Zwergsträuchern besser mit fortschreitender Beschattung der Flächen durch die sich ausbreitende Birke zurecht (Härdtle et al. 2013).

Entwässerte und degradierte Hochmoorkomplexe sind von diesen Entwicklungen besonders stark betroffen, denn neben atmosphärischen N-Einträgen wird der Stickstoff infolge der Torfzersetzung im Moorboden den Pflanzen verfügbar gemacht. Der Hochmoorboden war im Rahmen der Studie kein Untersuchungsgegenstand. Da er nährstoffökologisch eine wichtige N-Quelle darstellt, wurde anhand Literaturlauswertung abgeschätzt, welche Prozesse für Hochmoorböden kennzeichnend sind und von welchen Mengen an verfügbarem Stickstoff auszugehen ist.

7.3 Trockensubstanz- und Gesamtstickstoffvorräte im Torfkörper

Der Torfkörper wächst kontinuierlich in einem intakten Hochmoor aus abgestorbenen Pflanzenresten im sedentären Prozess. Die pflanzliche Biomasse wird im sehr feuchten und sauren Milieu eines Hochmoores langsam zersetzt, weil die Aktivität der Destruenten durch ungünstige Lebensraumbedingungen stark gehemmt ist (Kaule & Göttlich 1980: 2). Trotz nennenswerter Stoffverluste infolge der parallel zur Humifizierung vonstattengehenden Mineralisierung nimmt die in der Biomasse enthaltene organische Substanz im Torfkörper zu. Durch jährliche Torfkumulation von ca. 1 mm entfallen an intakten wassergesättigten Standorten zwischen 100 bis 500 kg Trockensubstanz pro ha. Die Stoffbilanz ist positiv (Grosse-Brauckmann 1980: 131-132).

Nach den Untersuchungsergebnissen von Hoering (1921: 202) waren im Hochmoor in den oberen 20 cm eines Torfbodens in Abhängigkeit von moorbildendem Ausgangsmaterial zwischen 1.440 kg N ha⁻¹ (Moostorf) bis 2.880 kg N ha⁻¹ (Heidetorf) vorhanden. Kuntze et al. (1988) beziffern N-Vorräte im Hochmoortorf auf 600-2.400 kg N ha⁻¹ in den obersten 10 cm. Signifikant höher ist der Gesamtstickstoff-Vorrat in Übergangsmooren (7.200 kg ha⁻¹) und in Niedermooren (12.500 kg ha⁻¹). Auf landwirtschaftlich extensiv genutzten Niedermoorstandorten stellten Eschner & Liste (1995) in den ersten 30 cm Torfbodens Stickstoffvorräte von 10.500 kg N ha⁻¹ bis 26.450 kg N ha⁻¹ fest.

7.4 Stickstoff-Mineralisation im entwässerten Hochmoor

Solange der Wasserhaushalt eines Hochmoores intakt bleibt, sind diese Mengen in der organischen Bodenmatrix gebunden. Änderungen im Wasserhaushalt, verursacht durch Torfabbau und Entwässerungsmaßnahmen, führen zur fortschreitenden Abtrocknung des Moorbodens und zu Änderungen in dem Stickstoffkreislauf (Okruzko 1989, Holden et al. 2004, Björsne 2010). Bei Senkung des Wasserspiegels sterben die moorbildenden Torfmoose ab, der pH-Wert des Torfkörpers steigt an und die mikrobiellen Abbauprozesse beschleunigen sich mit dem Ergebnis einer kontinuierlichen Torfzehrung (Grosse-Brauckmann 1980: 133). Diesem Prozess sind die degradierten Resthochmoorflächen des Untersuchungsgebietes mit wenigen Ausnahmen der wiedervernässten Bereiche sichtlich ausgesetzt.

Ein verstärkter Abbau findet in den ersten Zentimetern des Torfes statt (Sillanpää 1972). Nach Collins et al. (1978) wird der Moorboden vorwiegend durch Pilze und Bakterien zersetzt. Wo der Torfboden besser durchlüftet ist, kann ein häufigeres Vorkommen von aeroben Mikroorganismen wie Pilzen und Bakterien festgestellt werden (Grosse-Brauckmann 1980). Nach Damman (1988) ist vor allem Phosphor als der limitierende Faktor für die mikrobielle Aktivität und die N-Immobilisierung anzunehmen und nicht der Stickstoff oder ein weites C/N-Verhältnis. Durch die Mineralisation entweichen Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie N_2 in die Atmosphäre. Dabei werden Nährstoffe wie Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$, NH_3) freigesetzt und im Boden pflanzenverfügbar (Maciak 1991, Ilnicki 2002, Becher et al. 2013). Nach Widmoser (1990) hat ein starker Humusabbau eine starke Mineralisation von Nährstoffen zur Folge, sodass die Gehalte an verfügbarem Stickstoff stark ansteigen. Maciak (1991) stellt erhöhte Zersetzungsgrade in den ersten 17 cm eines entwässerten Torfkörpers fest. Seine an drei Standorten in Polen durchgeführten Untersuchungen zeigen in dieser Tiefe ein engeres C:N Verhältnis (10-12) sowie höhere Stickstoffgehalte (3,06 - 3,94% N in TS) im Vergleich zu tiefer gelegenen Schichten mit einem C/N-Verhältnis von 15 - 19 und Stickstoffgehalten von 2,78 - 2,96 % N in TS. Bei einem Hochmoorboden (bog) unter Wald bei Ljubljana stellen Mandic-Mulec et al. (2014) Stickstoffgehalte in den oberen 30 cm zwischen 2,09 und 2,75 % bei einem C/N

Verhältnis zwischen 16,6 und 19,3 und einem pH-Wert im Wasser zwischen 4,3 und 4,58 fest.

Im Vergleich nicht meliorierter mit meliorierten Mooren zeigen die ersten ein weiteres C/N-Verhältnis, einen geringeren Gehalt an organischem Bodengehalt (soil organic matter) sowie einen niedrigeren pH-Wert (Björnsne 2013). Aufgrund einer besseren Bodendurchlüftung erreichen drainierte Moore signifikant höhere Nitrifikationsraten (Björnsne 2013). Wahrscheinlich sind die degradierten Hochmoorbiootope des Bourtanger Moores diesem Prozess ausgesetzt. Hoering (1921: 201) stellt im Hochmoor mit 0,8 bis 1,2 % N in TS geringere N-Gehalte fest im Vergleich zu Übergangsmooren mit 2 % N in TS sowie Niedermooren mit 2,5 % bis über 3% N in TS. Nach Kuntze et al. (1988) liegen mittlere Stickstoffgehalte in organischen Hochmoorböden unter 1,2 % N in TS.

Für eine niedrige Verfügbarkeit der Nährstoffe im Torfboden wird meistens ein niedriger pH Wert vorausgesetzt (Tjuremnov 1976 und Shotyk 1988 in Succow & Stegmann 2001). Zwar weist Ellenberg (1973) in Succow & Stegmann (2001) darauf hin, dass die Nährstoffarmut auch im basischen Bereich möglich ist; dieses Phänomen ist jedoch nur bei einigen wenigen Niedermooren feststellbar und trifft bei Hochmooren nicht zu.

Bei der Betrachtung der Trophiestufe eines Moorstandortes kann sich diese nicht nur auf den Stickstoff und andere Nährstoffe wie Phosphat beschränken. Selbst bei einer ausreichenden N- und P-Verfügbarkeit kann sich der Mangel an Spurenelementen wie Kupfer, Mangan oder Zink als limitierende Faktoren für nicht hochmoortypische Vegetation erweisen. Die Gehalte der Spurenelemente ändern sich je nach der Zusammensetzung der torfbildenden Pflanzen (Tolonen 1984, Sillanpää 1972) sowie luftbürtiger Stoffeinträge (de Vleeschouwer et al. 2010, Mezhibor et al. 2013). Während die vorwiegend aus Moosen bestehenden Hochmoore kaum Spurenelemente enthalten, weil die torfbildenden Moose nur mit den im Niederschlag enthaltenen Nährstoffen gespeist werden, beinhalten die u.a. aus Bäumen, Zwergsträuchern, Gräsern entstandenen und tiefer gelegenen Torfschichten, wo die Pflanzendecke den Zugang zum mineralischen Untergrund und damit zum Grundwasser hatte, deutlich mehr Spurenelemente (vgl. Sillanpää 1972, Rosinski & Tillmann 2011).

Bei den seit mehreren Jahren unter Schutz gestellten Moorkomplexen im Untersuchungsgebiet handelt es sich ausschließlich um abgetorfte Flächen mit Torfschichten von wenigen Dezimetern bis über einem Meter, die sich über dem mineralischen Untergrund befinden. Da es sich hauptsächlich um sog. wurzelechte Hochmoore handelt, ist davon auszugehen, dass sich die Gehalte der Spurenelemente im Vergleich zu den in der Vergangenheit abgetragenen Torfschichten auf einem ähnlich niedrigen Level befinden und den Pflanzen im Zuge der Mineralisation in unterdurchschnittlich kleinen Mengen zur Verfügung stehen.

Die in der Literatur genannten Stickstoffkonzentrationen im Torf sind schwer vergleichbar. Oft werden diese mit unterschiedlichen Methoden und Bezugsgrößen ermittelt. Ohne weitere Erläuterungen verwendete Begrifflichkeiten wie z.B. „Moor (deutsch)“, „peatland (englisch)“, „torfowisko (polnisch)“ sind hinsichtlich der Entstehung und Klassifizierung der Moore und der damit zusammenhängenden Nährstoffversorgung zum Teil nicht eindeutig, obwohl im Hinblick auf die Aspekte der Nährstoffökologie die Unterscheidung zwischen unterschiedlichen Trophiestufen der Hoch- und Niedermoore essenziell ist (vgl. Joosten et al. 2017: 10ff (Kap. 2.4)). Die in einigen Untersuchungen ermittelten N-Gehalte können schwierig dem in der Studie als Fracht ermittelten atmosphärischen Stickstoffeintrag gegenüber gestellt werden, weil aufgrund eines hohen Arbeitsaufwandes die verfügbaren Nährstoffmengen in der Mehrheit nicht ermittelt werden (vgl. Koska 2001). Solche Versuche erfordern u.a. Entnahme von Volumenproben, was selten gemacht wird (Succow & Joosten 2001). Diese Werte liegen für Niedermoore häufiger vor.

Abgesehen von dieser Problematik, stellt sich die Frage, welche Anteile des im Torf mineralisierten Stickstoffs pflanzenverfügbar sind. Diese Größe ist für die Bilanzierung entscheidend. In Laborversuchen wurde bilanziert, welche Stickstoffmengen durch die Mineralisation des Torfes pflanzenverfügbar werden. Kivekäs & Kivinen (1959) stellen in ihren umfangreichen Inkubationsversuchen fest, dass bei einer steten Lufttemperatur von 18°C und einer Inkubationsdauer von 3 Monaten die Mengen an mineralischem Stickstoff signifikant steigen. Sie unterscheiden in Bezug auf die torfbildenden

Pflanzenarten zwischen einem *Sphagnum*- und *Carex*-Torf. Beim *Sphagnum*-Torf steigen die mittleren Gehalte des pflanzenverfügbaren Stickstoffs von 160 auf 200 kg ha⁻¹ und beim *Carex*-Torf von 210 auf 300 kg ha⁻¹. Während zu Beginn des Versuches der Stickstoff zu gleichen Anteilen als Ammonium- und Nitratstickstoff vorlag, lag er nach 6 Wochen Inkubationszeit zu 90 % als Ammonium-Stickstoff vor. Somit würde einer Hochmoorvegetation absolut zwischen 40 und 90 kg ha⁻¹ mehr Stickstoff zur Verfügung stehen. Die Mengen der in degradierten Hochmooren tatsächlich (in vivo) mineralisierten N-Verbindungen sind höchstwahrscheinlich wesentlich geringer. Dafür sprechen deutlich niedrigere Lufttemperaturen im Verlauf des Jahres, höhere Feuchtigkeitsgrade sowie natürliches Bodengefüge im Vergleich zu den Rahmenbedingungen des Versuches, wo das Probenmaterial im Vorfeld getrocknet, gemahlen und dann einer steten Lufttemperatur von 18°C ausgesetzt wurde (vgl. Kivekäs & Kivinen 1959).

Die Bestimmung der Stickstoff-Mineralisierung im Feld gestaltet sich auf Grund der vorhandenen Methoden schwierig (Scharpf 1977, Beck 1979 in Müller 1983), und liefert daher nicht unbedingt genauere Ergebnisse (vgl. Müller 1983). Daher bevorzugen viele Autoren Brutversuche im Labor. Die Ergebnisse der Feldversuche werden durch Bodentemperatur sowie Bodenfeuchte stark beeinflusst (Meyer 1990 in Müller 1983). Nach Thoma (1985) in Müller (1983) zeigen sowohl Labor- als auch Feldversuche höhere als unter natürlichen Bedingungen tatsächlich vorkommende Stickstoff-Mineralisationsraten an. Auch Ebrecht (2005: 23) führt nach Runge (1970), Gerlach (1973) und Blanck (1995) auf, dass Brutversuche zur Überschätzung des Mineralstickstoff-Gehaltes führen können. Nichtsdestotrotz haben sich die Inkubationsversuche als geeignetes Verfahren zur Messung der Stickstoff-Mineralisation etabliert (Zöttl 1960, Runge 1965 in Ebrecht 2005: 23)

Das Mineralisationsvermögen ist in Bezug auf Bodenausgangsmaterial, Klima, Witterung, Hydrologie und den pH-Wert standortspezifisch (Puhe und Ulrich 2001 in Ebrecht 2005: 23). Ohne ergänzende Bodenuntersuchungen auf Untersuchungsflächen kann dieser Aspekt abschließend nicht beantwortet werden; allerdings liefert die Literatur Annäherungswerte und

Prozessbeschreibungen, die eine Bilanzierung der im Ökosystem vorhandenen Stickstoffmengen erlaubt und die Wirksamkeit der Pflegemaßnahmen im nährstoffökologischen Kontext einstufen lässt.

Nach Bundy & Meisinger (1994) werden in einem mineralisch geprägten Ökosystem jährlich 1-3 % des organischen Gesamtstickstoffes im Laufe eines Jahres mineralisiert. Je nach Beschaffenheit des Mineralbodens werden somit 8-120 kg N ha⁻¹ freigesetzt. Nach Amberger (1996) betragen die jährlichen Mineralisationsraten in einem Boden 1-5 % des organisch gebundenen Stickstoffs. Für mineralische Böden würde es einer Stickstoffmenge von 40 bis 120 kg ha⁻¹ a⁻¹ entsprechen. Die Stickstoff-Mineralisationsraten auf einem Niedermoor unter einem Birkenwald schätzen Münchmeyer et al. (1998) auf ca. 170 kg ha⁻¹ während einer Vegetationsperiode. Dabei stellen sie fest, dass die Temperatur und die Durchlüftung des Bodens die Mineralisationsprozesse nachweislich stark beeinflussen. Münchmeyer et al. (1998) stellten N-Mobilisierungsraten von bis zu 250 kg ha⁻¹ a⁻¹ unter Wald- und Wiesenstandorten eines Niedermoors fest. In Regenmoorböden erreichen mittlere jährliche N-Freisetzungsraten 20 bis 240 kg N ha⁻¹ (vgl. Kuntze 1988). Möglich sind noch höhere N-Nachlieferungsraten bei Niedermoorböden, die vom Grundwasser gespeist werden.

In Anlehnung an Hoering (1921), Kivekäs & Kivinen (1959) und Kuntze et al. (1980) sowie im Hinblick auf die Entstehungsgeschichte der Hochmoore des Untersuchungsgebietes können durchschnittliche Mineralisationsraten im Torf auf ca. 50-100 kg N ha⁻¹ a⁻¹ geschätzt werden.

Die freigesetzten N-Mengen sind für die Pflanzen nicht in vollem Umfang verfügbar, denn es kommt zu nennenswerten Verlusten im N-Kreislauf eines Torfbodens. Dazu gehören nach Koppisch (2001), Ellenberg (2010), Göttlich (1990) N-Immobilisierung durch Mikroorganismen (12-32 kg ha⁻¹ a⁻¹), gasförmige N-Verluste (2-6 kg ha⁻¹ a⁻¹) und N-Austrag mit dem Sickerwasser (5 kg ha⁻¹ a⁻¹).

7.5 N-Vorräte in der Biomasse

Vor dem Hintergrund des Überangebots an Stickstoff infolge atmosphärischer Nährstoffdepositionen und durch Entwässerung beschleunigter Torfzersetzung

können Hochmoore durch gezielte Landschaftspflegemaßnahmen entlastet werden, mit dem Ziel, einen möglichst guten ökologischen Zustand zu erreichen bzw. erhalten. Wenn Wiedervernässung von Hochmoorflächen aus ökonomischen, naturschutzfachlichen oder standortbezogenen Gründen nicht realisierbar ist, können mechanische Landschaftspflegemaßnahmen als ein Instrument eingesetzt werden, um die Stickstoffbelastung zu entschärfen und unerwünschten Vegetationsentwicklungen entgegenzusteuern. In der naturschutzfachlichen Praxis werden solche Pflegemaßnahmen seit Jahrzehnten durchgeführt. Eine der gängigsten ist die Gehölzentnahme, mit der versucht wird, weitere Abtrocknung des Torfbodens und Beschattung der offenen Hochmoore zu verhindern.

In dieser Studie wurde die Wirkung von Landschaftspflegemaßnahmen auf die Verbesserung des Nährstoffhaushaltes in Hochmooren untersucht. Konkret handelt es sich um gezielte mechanische Beseitigung der Gehölze und der Krautschicht unterschiedlicher Moor-Sukzessionsstadien mit anschließendem Abräumen des Pflanzenmaterials. Die Entlastung der Hochmoore infolge mechanischer Beseitigung der Pflanzenbestände wurde durch die Berechnung des N-Entzugs über die Biomasse sowie die Ermittlung damit zusammenhängender gleichzeitiger Minderung des N-Bestandesniederschlags infolge der Änderungen in der vertikalen Vegetationsstruktur (sog. Rauigkeit der Landschaft) festgestellt.

Wright & Tietema (1995) in Allen (2007: 62) ermitteln an einem Waldstandort auf Hochmoor in Norwegen Stickstoffkonzentrationen in Höhe von $16 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$ (1,6%) für *Calluna vulgaris* und $18 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$ (1,8%) für *Empetrum nigrum* und *Vaccinium myrtillus* (Tabelle 9). Böhlmann (2004) ermittelt für *Eriophorum angustifolium* Stickstoffgehalte von $21 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$ (2,1 %) und für *Molinia caerulea* von $52 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$ (5,2 %). Das ist mehr als die im Rahmen dieser Studie ermittelten 1 % N in der TM für *Calluna vulgaris*, 0,9 % N in der TM bei *Empetrum nigrum*, 1,2 % N in der TM bei *Eriophorum ssp.* und von 0,6 bis zu 1,9 % N in der TM bei *Molinia caerulea*.

Tabelle 9: Von Wright & Tietema (1995) und Böhlmann (2004) ermittelte N-Konzentrationen im Pflanzenaufwuchs

Pflanzenart	N-Konzentration
<i>Calluna vulgaris</i>	1,6 %
<i>Empetrum nigrum</i>	1,8 %
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1,8 %
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2,1 %
<i>Molinia caerulea</i>	5,2 %

Zu den Ursachen dieser Unterschiede können eine geringere Nährstoffverfügbarkeit des Standortes, stärkere Verholzungsgrade bei den Zwergsträuchern höheren Alters sowie starke interspezifische Konkurrenz um Nährstoffe, Wasser und Licht in dichten Pflanzenbeständen zählen. Bei dem Unterschied zu den Werten von Böhlmann (2004) ist auch ein Einfluss vom benachbarten nährstoffreicheren Hangwasserbereich sowie von ermittelten Stickstoff-Depositionsraten über $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nicht auszuschließen, was höhere Gehalte an pflanzenverfügbarem Stickstoff vermuten lässt. Der N-Gehalt von 5,2 % für *Molinia caerulea* (Böhlmann 2004) erscheint nicht plausibel, weil er selbst für Futtergräser auf gedüngtem Grünland sehr hoch wäre (vgl. Bergmann 1983: 307). Twenhöven (1992: 80) ermittelt für *Eriophorum angustifolium* in einem Hochmoor in Schleswig-Holstein bei einer lokalen N-Depositionshöhe von $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen Wert von 1,4 % N in TM (Tabelle 10). Steubing et al. (1992: 70) stellt für *Calluna vulgaris* in einer Studie über Heidegesellschaften in der Lüneburger Heide mittlere N-Gehalte zwischen 1 und 1,2 % in TM fest (Tabelle 10). Diese Ergebnisse stimmen mit dem Ergebnis dieser Studie (1 % N in TM) gut überein.

Tabelle 10: Von Twenhöven (1992: 80) und Steubing et al. (1992: 70) ermittelte N-Konzentrationen im Pflanzenaufwuchs

Pflanzenart	N-Konzentration
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1,4 %
<i>Calluna vulgaris</i>	1-1,2 %
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1,4-1,5 %

Bei Steubing et al. (1992: 70) wurde auch *Deschampsia flexuosa* an nährstoffarmen Heidestandorten untersucht, wo in den Reinbeständen dieser Süßgrasart N-Konzentrationen zwischen 1,4 und 1,5 % in TM festgestellt wurden (Tabelle 9). Die für *Molinia caerulea* ermittelten N-Gehalte von 0,6 bis 1,2 % in TM liegen im Mittel in gehölzfreien Biotoptypen unter diesen Werten. Nur in den von Bäumen übergeschirmten Bereichen erreichen die N-Konzentrationen das Niveau über 1,6 % in TM, was durch erhöhte Stickstoffdeposition im Baumbestand erklärt werden kann.

Allgemein befinden sich die in diesem Forschungsvorhaben ermittelten N-Gehalte in der oberirdischen Phytomasse im Vergleich zu den in der Literatur aufgeführten Werten auf einem niedrigeren Niveau. Das kann von einer niedrigen N-Versorgung der Pflanzen an den ausgewählten Versuchsflächen oder anderen Wachstum begünstigenden Faktoren (z.B. P-Versorgung) zeugen, wodurch der im Pflanzengewebe gebundene Stickstoff stärker verdünnt wird.

Nach einer Zusammenstellung von Wagner (2000: 10) beziffern sich die oberirdischen Phytomassevorräte oder der Ernteertrag (Krautschicht ohne Gehölze) in den verschiedenen torfbildenden mitteleuropäischen Pflanzengesellschaften auf 0,8 t TM ha⁻¹ im *Caricetum limosae* (Dierssen 1996: 361), auf 2 t TM ha⁻¹ im *Sphagnetum magellanicum* (Frankl 1961: 71), auf 1,8 t TM ha⁻¹ im Zwergstrauch-*Sphagnum*-Kiefern-Moor (Walter & Breckle 1986: 404), auf 0,9-3 t TM ha⁻¹ im *Erico-Sphagnetum magellanicum* (Lütt 1992: 147), auf 1-2,5 t TM ha⁻¹ im *Molinietum schoenetosum* (Klapp 1965: 275), auf 2 t TM ha⁻¹ in der Feldschicht des *Vaccinio-Pinetum sylvestris* (Traczyk 1967) sowie auf 3 t TM ha⁻¹ in *Erica teralix*- und *Calluna vulgaris*-Heiden (Tyler et al. 1973). Tabelle 11 fasst die o.g. sowie nachstehenden Ernteerträge zusammen:

Tabelle 11: Oberirdische Phytomassevorräte nach Steubing et al. (1992: 68 und 75), Eschner & Liste (1995) und Wagner (2000: 10)

Pflanzengesellschaften / Standort	Biomassevorrat
<i>Caricetum limosae</i>	0,8 t TM ha ⁻¹
<i>Sphagnetum magellanicum</i>	2 t TM ha ⁻¹
Zwergstrauch- <i>Sphagnum</i> -Kiefern-Moor	1,8 t TM ha ⁻¹

<i>Erico-Sphagnetum magellanicum</i>	0,9 - 3 t TM ha ⁻¹
<i>Molinietum schoenetosum</i>	1 - 2,5 t TM ha ⁻¹
<i>Vaccinio-Pinetum sylvestris</i>	2 t TM ha ⁻¹
<i>Erica tetralix</i> - und <i>Calluna vulgaris</i> -Heiden	3 t TM ha ⁻¹
Extensives Grünland auf Niedermoor	7,2 - 11 t TM ha ⁻¹
Heidestandorte mit Dominanz von <i>Calluna vulgaris</i> und <i>Deschampsia flexuosa</i>	7,2 - 10 t FM ha ⁻¹

Eschner & Liste (1995) stellen auf landwirtschaftlich extensiv genutzten und nicht gedüngten Niedermoorböden einen deutlich höheren Biomasseentzug von 7,2 t TM ha⁻¹ bis 11 t TM ha⁻¹ fest (Tabelle 11). Die im Rahmen der Untersuchung für die einzelnen Biotoptypen ermittelten Vorräte der oberirdischen Phytomasse in der Krautschicht von 4,9 t FM ha⁻¹ (ca. 2,5 t TM) im Wollgras-Stadium, 7,6 t FM ha⁻¹ (ca. 3,8 t TM) im Pfeifengras-Stadium und 10,1 t FM ha⁻¹ (ca. 5 t TM) im Moorheide-Stadium lassen sich unter Berücksichtigung der jeweiligen standorteigenen Artenzusammensetzung plausibel in das von Wagner (2000: 10) angegebene Spektrum für oligotrophe und mesotrophe Standorte einordnen. Steubing et al. (1992: 68) ermittelten für zwei nährstoffarme Heidestandorte mit Dominanz von *Calluna vulgaris*, *Deschampsia flexuosa* sowie Vorkommen von *Vaccinium vitis-idaea* und *myrtilus* oberirdische Phytomassevorräte von 7 t FM ha⁻¹ und 10 t FM ha⁻¹, was hinsichtlich der dem Pfeifengras-Moorstadium (MP) mit kaum vorkommenden Zwergsträuchern und dem Moorheide-Stadium von Hochmooren (MG) mit hohen Deckungsgraden von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* gleich käme.

Steubing et al. (1992: 75) ermittelten für einen *Calluna vulgaris*-Reinbestand Stickstoffvorräte von ca. 75 kg N ha⁻¹. Das entspricht ungefähr den geschätzten N-Vorräten der oberirdischen Phytomasse in degradierten gehölzfreien Moorheidestadien im Rühler Moor von 65 kg N ha⁻¹, was grundsätzlich für die Richtigkeit der Abschätzung spricht. In anderen Moorbiotopen des Untersuchungsgebietes lagen die oberirdischen N-Gehalte zwischen 19-40 kg N ha⁻¹. Verantwortlich hierfür ist der hohe oberirdische Biomassevorrat der dichtwüchsigen Heidevegetation, bestehend aus hohen Anteilen der vergleichsweise N-haltigen Bestände von Glockenheide und Pfeifengras. In

Mischbeständen und in Reinbeständen von *Deschampsia flexuosa* stellen Steubing et al. (1992) N-Vorräte von über 100 kg N ha⁻¹ fest, was vorwiegend aus hohen N-Gehalten in *Deschampsia* resultiert. In den von *Molinia caerulea* dominierten Pfeifengras-Moorstadien des Rühler Moores wurden mit 40 kg N ha⁻¹ vergleichsweise geringere N-Vorräte berechnet. Neben der anderen Pflanzenzusammensetzung kann ein weiterer Grund dafür der Zeitpunkt der Probenahme sein. Nach Klapp (2013: 214) erreicht *Molinia caerulea* ihre Fruchtreife im September, sodass die Ähren danach allmählich proteinhaltige Samen verlieren, die nicht mehr in die Bilanzierung einfließen. Dazu setzen im Spätsommer/Frühherbst Translokationsprozesse ein, d.h. Nährstoffe werden in unterirdische Pflanzenteile verlagert. Dies bestätigen die Ergebnisse des Versuches zur zeitlichen Entwicklung der N-Konzentrationen und –Vorräte in *Molinia caerulea*-Beständen (Kap. 5.4.2). Die N-Konzentrationen sanken von Juni bis Ende September von 1,41 % auf 1,05 % in der TM und die N-Vorräte von 45 auf 16 kg N ha⁻¹. Die am 27. September beprobten Ähren waren nicht vollständig mit Samen bestückt. Augenfällige Blattalterung ließ auf N-Verlagerung von Blattspreiten in Sprossbasis und Wurzeln hindeuten.

Bei einem extensiv bewirtschafteten Grünland mit einer 1- bis 3-Schnittnutzung ohne Düngung werden auf Hochmoorböden ca. 2 bis 4 t TM Mähgut mit einer Stickstoffmenge von ca. 40-50 kg N ha⁻¹ geerntet (vgl. BMEL 2017, Scheffer & Bartels 1998). Vor diesem Hintergrund sind die Ergebnisse der Studie nachvollziehbar.

Die ermittelten N-Konzentrationen in der Moorbirke lagen für alle 4 Alterskategorien unter den Konzentrationen in der Waldkiefer. Der Grund dafür kann der höhere Gewichtsanteil der stickstoffhaltigen Blattorgane, d.h. der Kiefernadeln sein. Bei den beiden Baumarten sinken die N-Konzentrationen mit dem Alter und der Größe der Bäume von 1,6 % auf 0,6 % in der TM bei der Waldkiefer und von 1,3 % auf 0,4 % in der TM bei der Moorbirke. Dies hängt damit zusammen, dass ältere Bäume höhere, stickstoffarme Holzanteile aufweisen. Jacobsen et al. (2003: 14) stellten im Rahmen einer Literaturstudie bei älteren Baumbeständen von Wirtschaftswäldern mittlere N-Konzentrationen

in der gesamten oberirdischen Biomasse von 0,21 % bei der Kiefer und 0,28 % bei der Birke.

Im Gegensatz zur Krautschicht gab es bei der Betrachtung der untersuchten Gehölze einen räumlichen Unterschied, denn die N-Konzentrationen im Rührler Moor lagen im Durchschnitt auf höherem Niveau als im Tausendschrittmoor. Da die in beiden Mooren gemessenen NH_3 -Konzentrationen in der Luft gleich hoch waren (vgl. Mohr et al. 2016: 37), kann die Beschaffenheit der Böden Ursache hierfür sein. Die Böden wurden im Rahmen der Studie nicht untersucht.

Wald-Kiefer bildet keine dichten Baumbestände im Untersuchungsgebiet, daher wurden auf Grundlage der Einzelbaumergebnisse die Biomasse- und Stickstoffvorräte ausschließlich für Birkenwald abgeleitet. Ermittelt wurde ein mittlerer Biomassevorrat von 100 t FM (60 t TM) ha^{-1} mit 340 kg N ha^{-1} . In der gesamten oberirdischen Biomasse von 114 t ha^{-1} TM sind in Birken-Wirtschaftswäldern von bis zu 40 Jahren ca. 322 kg N ha^{-1} enthalten (Jacobsen et al. 2003: 14). Die Schätzung der Studie kam auf einen vergleichbaren Stickstoff-Vorrat, allerdings bei einer geringeren Biomasse und gleichzeitig höheren Stickstoffgehalten in den untersuchten Birken, was auf unterschiedliche Anteile der stickstoffarmen verholzten Baumkompartimente (Derbholz, Äste) gegenüber den stickstoffreicheren Kompartimenten wie Blätter und Reisig zurückgeführt werden kann.

7.6 Minderung des Stickstoff-Eintrags

Durch die Entfernung der oberirdischen Vegetationsteile verringert sich auch die Menge an deponiertem Stickstoff. Durch die (naturschutzfachlich nicht immer sinnvolle) Beseitigung der gehölzfreien Krautschicht würden nach den hier vorgelegten Untersuchungsergebnissen die anhand der N-Bestandesniederschläge ermittelten N-Einträge um 2 kg N $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ und bei Biotoptypen mit einer vorhandenen Baum- und Strauchschicht bei Gehölzdeckungsgraden zwischen 30-55% um 5 bis 8 kg N $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ gesenkt werden. Bei einem Birken-Wald könnte eine Minderung des N-Eintrags von 10 kg N $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ erreicht werden. Tatsächlich wären die Minderungsgrade noch höher, wenn man den Gesamtstickstoff-Eintrag einbeziehen würde, der, wie zuvor erwähnt, durch N-Bestandesmessungen nicht vollständig erfasst wird. Die

mit mikrometeorologischen Untersuchungen im Projekt ERNST ermittelte Gesamtstickstoffdeposition lag mit $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 60 % über dem in diesem Vorhaben gemessenen N-Bestandesniederschlag unter Heide ($15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Spätere mikrometeorologische Messungen mit gleicher Technik wie im Projekt ERNST ergaben im Rühler Moor eine Gesamtstickstoffdeposition von $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, auf die sich auch der aktuelle UBA-Datensatz bezieht (UBA 2018). Die Differenz von $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ käme einem Korrekturfaktor von 40 % gleich, der bei allen Pflanzenbeständen angerechnet werden kann. Damit wäre auch die durch N-Bestandesmessungen nicht berücksichtigte N-Trockendeposition abgebildet.

Bei einem Aufschlag von 40% würde man in baumfreien Pflanzenbeständen eine absolute Reduzierung des N-Eintrags von $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Jahr nach der Pflegemaßnahme erzielen (Tabelle 12). Analog dazu würde man die Pfeifengras-Moorstadien und Moorheidestadien von Hochmooren mit Deckungsgraden der Baum- und Strauchschicht von 30 bis 40 % um ca. $12\text{-}14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entlasten. Bei Birkenbeständen könnte man von einer N-Minderung in Höhe von $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgehen. Die je nach Schichtung der Vegetation spezifischen N-Minderungsgrade beziehen sich auf das Jahr nach der durchgeführten Maßnahme. Würde man den für einzelne Biotoptypen spezifischen (in der Studie abgeschätzten) Wiederholungszeitraum der durchzuführenden Pflegemaßnahmen sowie die in der Zeit fortschreitende Vegetationsentwicklung einbeziehen, würde man eine durchschnittliche jährliche Abnahme der N-Einträge von $6\text{-}7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei den vom Birkenanflug betroffenen Pfeifengras- und Moorheidestadien von Hochmooren und $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem Moorbirkenwald erzielen. Für diese Berechnung wurden wegen der Änderung der Vegetation im jeweiligen Wiederholungszeitraum die herangezogenen o.g. absoluten Minderungswerte halbiert. Diesem theoretischen Berechnungsansatz liegt die Prämisse zugrunde, dass ein Status Quo in der Vegetationsentwicklung auf den einzelnen Hochmoorflächen beibehalten wird, d.h. dass die untersuchten Biotoptypen innerhalb des Wiederholungszeitraumes wieder das Entwicklungsstadium vor der Pflegemaßnahme erreichen. Diverse Richtungen einer natürlichen Sukzession bleiben somit unberücksichtigt, obgleich die

Sukzession selbst auf benachbarten Parzellen eines Standorttyps unterschiedlich verlaufen kann (Niemeyer 1982, Daniels 2001, Löffler et al. 2002, NECR 2011).

Tabelle 12: Minderung des N-Eintrags durch Entfernung oberirdischer Pflanzenbestände unter Berücksichtigung der N-Gesamtdeposition

Pflanzenbestand	Aktueller N-Bestandesniederschlag	Minderungseffekt (N-Bestandesniederschlag minus N-Bulk-Deposition)	N-Gesamt-Deposition	Minderungseffekt (N-Gesamt-Deposition minus N-Bulk-Deposition)	mittlerer Minderungseffekt (Gesamtdeposition)
	in kg N ha ⁻¹ a ⁻¹				
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	15	2	21	8	4
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	18	5	25	12	6
Moorheide-Stadium (MG, baumfrei)	15	2	21	8	4
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	19,5	6,5	27	14	7
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	21	8	29	16	8
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	23	10	32	20	10

Die N-Entlastung der degradierten Hochmoorbiotope des Untersuchungsraumes infolge des N-Entzugs durch die Biomasseentfernung sowie durch die Minderung des N-Eintrags erreicht im Mittel Werte zwischen 19 und 21 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bei baumfreien Krautschichtbeständen und zwischen 26 und 42 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bei Pfeifengras- und Moorheidestadien von Hochmooren. Beim Birkenwald käme man auf ca. 20,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Tabelle 13).

Tabelle 13: Minderung der N-Entlastung durch N-Export und reduzierten N-Eintrag (Abkürzungen in Tabelle 1 A)

Pflanzenbestand	N-Entzug	Geschätzter Wiederholungszeitraum	Mittlerer N-Entzug	Mittlere Minderung der N-Gesamt-Deposition	Summe Mittlere N-Entlastung
	kg N ha ⁻¹	Jahr	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ⁻¹ ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	42	2	21	4	25
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	183	7	26	6	32
Moorheide-Stadium (MG, baumfrei)	65	5	15	4	19
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	205	7	29	7	36
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	235	7	34	8	42
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	341	30	11	10	21

Diesem Effekt kann die den Pflanzen jährlich zur Verfügung stehende N-Menge im Hochmoortorfboden im Zuge der Torfzersetzung und N-Mineralisationsprozesse gegenübergestellt werden (Tabelle 14). Die Mineralisierungsraten können deutlich über dem N-Eintrag aus der Luft liegen. Vorausgesetzt, dass jährlich 40 kg an pflanzenverfügbaren N ha⁻¹ a⁻¹ durch Zersetzungsprozesse im Boden nachgeliefert werden, ergibt sich zusammen mit den N-Depositionen von 21-32 kg N ha⁻¹ a⁻¹ eine verfügbare Menge an N von 61-72 kg ha⁻¹ a⁻¹. Subtrahiert man hiervon den mittleren N-Entzug durch Biomasseexport (11-21 kg N ha⁻¹ a⁻¹), den mittleren Minderungseffekt der gesamten N-Deposition (4-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹) sowie auch die N-Immobilisierung, die gasförmigen N-Verluste und den Stickstoffaustrag mit Sickerwasser (hier entsprechend mit etwa 20, 6 und 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angesetzt) läge der Saldo der sehr vereinfachten N-Bilanzierung in Pfeifengras- und Moorheidenstadien bei ungefähr 0 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (+/- 5 kg). In einem Birken-Moorwald wäre ein N-Überschuss von 20 kg ha⁻¹ a⁻¹ feststellbar. Da N-Freisetzungsraten in Torfböden

entwässerter Hochmoore deutlich höher liegen können (vgl. Kap. 6.4), käme es langfristig weiterhin zur Anreicherung des Ökosystems mit Stickstoff.

Tabelle 14: N-Bilanzierung in einem entwässerten Hochmoor (Angaben in kg N ha⁻¹ a⁻¹) (Abkürzungen in Tabelle 1 A)

Biotoptyp	MP	MP	MG	MG	WV
	baumfrei	Gehölz- anteil 30%	Gehölz- anteil 40%	Gehölz- anteil 55%	Gehölz- anteil 100%
N-Freisetzung im Torf	40	40	40	40	40
N-Gesamtdeposition	21	25	27	29	32
Summe N-Input	61	65	67	69	72
mittlerer N-Entzug durch Biomasseexport	21	26	29	34	11
mittlerer Minderungseffekt der N-Deposition	4	6	7	8	10
N-Immobilisierung	20	20	20	20	20
gasförmige Verluste (N ₂ O, N ₂)	6	6	6	6	6
N-Austrag	5	5	5	5	5
Summe N-Output	56	63	67	73	52
N-Saldo	5	2	0	-4	20

Die Bilanzierung belegt hinsichtlich der pedologischen, nährstoffökologischen und floristischen Aspekte das Fortschreiten des Degradationsprozesses an Hochmoorstandorten des Untersuchungsgebietes mit einem nicht intakten Wasserhaushalt und hohen N-Depositionsraten. Durch die Entfernung der Biomasse und die Änderung der lokalen Rauigkeit der Pflanzendecke kann man den Prozess verlangsamen, aber nicht aufhalten. Die Eintragsraten lassen sich somit nur zum Teil durch geeignete Ernteverfahren kompensieren.

Die effektiven Kosten der Entfernung der oberirdischen Biomasse betragen nach dem Abzug des Materialwertes zwischen 600 bis 1400 € ha⁻¹ (Tabelle 6). In Bezug auf die anhand der Messungen des Bestandesniederschlags festgestellten N-Einträge betragen die langfristigen Kosten zwischen 425 und 4 € kg N⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ (Tabelle 8). Unter Berücksichtigung der geschätzten Gesamtstickstoff-Deposition würden die langjährigen Kosten auf 106 € kg N⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ beim baumfreien Pfeifengrasstadium, 24 und 29 € kg N⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ beim Pfeifengras- und Moorheidestadium mit Birkenanteilen von ca. 30-40% bis zu 2 € kg N⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹ bei einem 25-jährigen Birkenwald sinken (Tabelle 15). Es lässt sich feststellen: je höher der Birkenanteil auf den Flächen ist, umso effizienter

und kostengünstiger gestalten sich die mechanischen Landschaftspflegemaßnahmen. Würde man zusätzlich zu dem reduzierten N-Eintrag auch die mit der Biomasse entzogenen N-Mengen in die Kalkulation einfließen lassen, lägen die Kosten auf ungefähr gleichem Niveau zwischen 40 und 28,5 € kg N⁻¹ ha⁻¹ a⁻¹. Am kostengünstigsten wäre die Rodung eines Moorbirkenwaldes und am kostspieligsten die Landschaftspflegemaßnahmen im Pfeifengras-Moorstadium. Die mittleren Kosten im Moorheidestadium von Hochmooren wären gleich, unabhängig davon, wie hoch der Deckungsgrad der Moorbirke ist.

Tabelle 15: Geschätzte mittlere langjährige Kosten für den N-Entzug sowie Minderung der N-Einträge infolge Entfernung der Biomasse (Abkürzungen in Tabelle 1 A)

Pflanzenbestand	Mittlere Minderung der N-Gesamtdosition	Langjährige Kosten für Minderung der N-Deposition	Mittlerer N-Entzug	Mittlere Kosten für N-Entzug	Langjährige Kosten für Minderung der N-Deposition und N-Entzug
	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	€ je kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	€ je kg N ⁻¹ ha ⁻¹ a ⁻¹	€ je kg N ⁻¹ ha ⁻¹ a ⁻¹
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	4	106	21	40	40
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	6	29	26	46	37
Moorheide-Stadium (MG, baumfrei)	4	32	13	48	32
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	7	24	29	41	32,5
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	8	25	34	42	32
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	10	2	11	54	28,5

Der gewählte Ansatz zur Ermittlung des Pflegeaufwandes führt zu pauschalen Kosten für den Landschaftspflegeaufwand, die im Einzelfall hiervon erheblich abweichen können. Dies haben beide angefragten Lohnunternehmen bestätigt. Der Grund hierfür können Begebenheiten vor Ort sowie der schwankende Materialwert des LPMs sein. Das hängt mit der Art der zu erledigenden Arbeiten im Feld (z.B. Fäll- und Rückearbeiten der Baumbestände), mit

erschwerter Befahrbarkeit der Flächen und daraus resultierendem Einsatz von Spezialtechnik (z.B. umgebaute Kettenfahrzeuge mit geringem Bodendruck, Seilkrananlagen oder Rückepferde bei Räumung der gefälltten Bäume von den Flächen), aber auch mit großen Transportwegen zusammen (Staatliche Moorverwaltung 2013).

7.7 Weitere Gesichtspunkte mit Bezug zu Lösungsansätzen für die anstehende Problematik

Das Landschaftspflegematerial könnte unterschiedlich genutzt und ggf. höherwertig als angenommen vertrieben werden. Eine Möglichkeit stellt die Energie- und Wärmegewinnung dar. Baumkompartimente mit hohen Holzanteilen könnten verfeuert werden. Als Beispiel dafür kann die westlich vom Rühler Moor in Emlichheim ansässige EBE Holzheizkraftwerk GmbH genannt werden. Durch die energetische Nutzung von Landschaftspflegematerial besteht v.a. bei der gehölzreichen Biomasse ein zunehmendes Verwertungspotenzial, das sich in steigender Bereitschaft zur Annahme von LPM äußert und in Zukunft möglicherweise noch weiter als in der Kalkulation angegeben kostensenkend auf die Pflegemaßnahmen auswirken kann.

In privaten Haushalten wird das Holz immer noch auch als Hackschnitzelheizung genutzt. Mit Hackschnitzeln können u.a. auch Reitplätze eingestreut werden. Das Landschaftspflegematerial aus Zwergsträuchern und Gräsern wird immer häufiger in Biogasanlagen eingesetzt (Neumann 2011a-c). Im Rahmen der Trockenfermentation ist die Vergärung solch eines Substrates möglich. Voraussetzung sind hohe Trockensubstanzgehalte bei möglichst kleinen Ligninanteilen. Im Vergleich zu üblichen Substraten wie Silomais oder Grassilage ist die Verwertung aufwändiger und sind die Methanerträge geringer. Dafür könnten die BGA-Betreiber das LPM eventuell kostenlos bekommen bzw. den EEG Bonus für die energetische Nutzung des LPMs in Anspruch nehmen. Die Wirtschaftlichkeit beim Betrieb solcher Anlagen steigt, wenn die im Prozess der Energieerzeugung entstehende Wärme der Trocknung der Biomasse zugeführt wird (Neumann 2011d). In dem Fall kann man ebenfalls den EEG-Wärmebonus beziehen. Eine Nutzungsmöglichkeit, an der noch intensiv geforscht wird, stellen Verfahren wie Pyrolyse oder

Hydrothermale Carbonisierung (HTC) dar, wobei die Kohle als Bodenhilfsstoff zur Verbesserung der Bodeneigenschaften eingesetzt werden könnte (vgl. Röhrdanz & Buchwald 2017). Landschaftspflegematerial mit hohen *Calluna*-Anteilen wird in Holland auch als Einstreu in Rindviehstallungen eingesetzt. Auch Pfeifengras kann - so wie es früher der Fall war - als Einstreu in Viehställen Verwendung finden (Jedicke et al. 1996: 121). Als Substrat für Torf- und Erdenwerke bzw. Kompostierungsanlagen eignet sich das gras- und zwergstrauchartige Landschaftspflegematerial. Dort kann man jedoch die Biomasse nicht veräußern, vielmehr wird eine Gebühr für deren Entsorgung in Höhe von 200 € ha⁻¹ zuzüglich Transport und Stundenlohn erhoben (Röhrdanz 2016).

Ein großes Problem für die Nutzung der Biomasse aus Landschaftspflegemaßnahmen ist ihre schlecht planbare Bereitstellung. Die Abnehmer hätten gerne die Lieferung des LPMs zu bestimmten Terminen, in einer gleich bleibenden Menge sowie ein LPM mit möglichst gleichen Eigenschaften. Das ist in Bezug auf das LPM häufig schwierig, weil die Pflgetermine flexibel gehalten werden, die Auswahl der Fläche von ihrem jeweiligen Entwicklungszustand abhängt und auch die einzusetzende Pflegemaßnahme und Technik variieren können.

Eine gelingende Renaturierung eines degradierten Hochmoores setzt die Wiederherstellung eines intakten Wasserhaushaltes mit dem Ziel einer Vegetationsentwicklung mit hochmoortypischen Schlenken und Bulten voraus (Timmermann 2009: 79, Joosten et al. 2017: 182ff, Smolders et al. 2003), sodass sich eine torfbildende Moosflora mit Bulttorfmoosen etablieren kann (Pfadenhauer & Klötzli 1996). Lemmer & Graf (2016) stellten bei einer Evaluation von 19 nach industriellem Torfabbau wiedervernässten Flächen in Niedersachsen fest, dass sich bei der Wiederbesiedlung dieser Hochmoore mit *Sphagnum*-Arten vorwiegend Schlenkentorfmoose etabliert haben. Die erhoffte Zurückeroberung der Flächen hauptsächlich durch Bulttorfmoose blieb in den meisten Fällen aus. Infolge der Wiedervernässung entstanden dort keine wachsenden Hochmoore, sodass eine aktive Wiedereinführung der Bulttorfmoosen als erforderlich angesehen wird. Da bis 2050 ca. 30.000 ha

nach abgeschlossener Abtorfung wiedervernässt werden sollen, bedarf es einer Optimierung der Renaturierungspraxis (Rosinski & Tillmann 2011). Nach einer groben Abschätzung von Blankenburg (2017) wurde dieses Ziel bei ca. 5-10 % restaurierter Hochmoorflächen in Niedersachsen erreicht. Das heißt, dass viele Moore, selbst nach einer erfolgten Wiedervernässung, eine unerwünschte Vegetationsentwicklung aufweisen, wie z.B. eine verstärkte Verbreitung von Pfeifengras und Binsen. Viele Hochmoorbereiche haben bis zu heutigem Tag ihre Wasserspeicherfunktion verloren, sodass eine Wiedervernässung aussichtslos erscheint. Oft fehlen erforderliche finanzielle Mittel, um den Wasserstand auf immer noch zum Teil regenerationsfähigen Hochmoorflächen zu erhöhen. In dem Kontext kommt den mechanischen Pflegemaßnahmen eine besondere Rolle zu.

Im Hinblick auf das Ökosystem Hochmoor wirken die untersuchten Landschaftspflegemaßnahmen drei in der Niedersächsischen Strategie zum Arten- und Biotopschutz genannten Gefährdungsfaktoren entgegen. Dies sind Entwässerung/Austrocknung, Verbuschung/Bewaldung und Nährstoffeinträge aus der Luft (NLWKN 2011). Durch mechanische Landschaftspflegemaßnahmen findet mit der Entfernung der Biomasse ein nicht unerheblicher N-Export statt, wodurch Hochmoordegenerationsstadien nährstofftechnisch entlastet werden. Die Landschaftspflege wirkt der Verbuschung der Hochmoorflächen entgegen und hält diese Flächen offen. Die Entfernung der sich stark ausbreitenden Birke hat viele Vorteile. Der atmosphärische N-Eintrag und seine düngende Wirkung werden gemindert. Die durch den Birkenanflug verursachte Beschattung der Flächen findet nicht statt, wodurch die hochmoortypische heliophile Vegetation in seiner Entwicklung gestärkt und von der Verdrängung durch Birke geschont wird. Da die Birke dem Boden sehr viel Wasser durch erhöhte Verdunstung entziehen kann, wird durch diese Maßnahme die Abtrocknung des Moorbodens verlangsamt und damit auch der Prozess der Torfzersetzung. Es wird weniger Stickstoff verfügbar gemacht. Die fortschreitende Torfzersetzung führt nicht zur N-Mineralisation, sondern zur Freisetzung von Kohlendioxid, Methan und Lachgas, die als klimarelevante Gase die Prozesse der Klimaerwärmung beschleunigen. Durch

Senkung der Treibhausgasemissionen leistet die Maßnahme einen Beitrag zum Klimaschutz.

Auch in Bezug auf intakte, naturnahe, aber auch erfolgreich restaurierte Hochmoorbereiche können Landschaftspflegemaßnahmen nicht außer Acht gelassen werden, weil selbst für natürliche Hochmoorkomplexe wesentlich trockenere Randbereiche mit ihrer Pufferfunktion typisch sind und aus ökologischen Gesichtspunkten in einem räumlich-funktionalen Zusammenhang mit dem nassen Hochmoorzentrum stehen. Die entwässerten Flächen, auch vor dem Hintergrund hoher Stickstoffdepositionen, bedürfen im Einzelfall einer angepassten Landschaftspflege, weil mechanische Ernteverfahren des Pflanzenaufwuchses Hochmoorschutzziele stören können (Ellenberg 1989).

Bei Durchführung von mechanischen Pflegemaßnahmen müssen daher viele ökologische Aspekte Berücksichtigung finden. Vor diesem Hintergrund ist ein parzellenscharfes Management solcher Gebiete unabdingbar. Die Schutz- und Entwicklungsziele müssen dabei klar definiert und für ein ganzes von der mineralischen Umgebung abtrennbarer Hochmoorkomplex abgestimmt werden. Diese Ziele in Verbindung mit Umweltbedingungen und Einflussfaktoren bestimmen die Eignung und Wahl einzelner Pflegemaßnahmen und ihre konkrete Durchführung. Als Beispiel kann ein positiver Einfluss von Gehölzstreifen am Moorrand dienen. Im Hochmoorinneren eher unerwünscht, kann ein Birkenanflug in Form eines Gehölzriegels durchaus positive Effekte mit sich führen, schwerpunktmäßig an Stellen, wo Hochmoorflächen direkt an intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen angrenzen. Transektmessungen der NH_3 -Konzentrationen im Wesuweer Moor haben gezeigt, dass im Vergleich zu Moorrandabschnitten ohne Gehölzriegel eine relative Senkung der Ammoniakkonzentrationen im Nahbereich des Gehölzriegels zwischen 12 bis 14 % erreicht werden kann (Mohr et al. 2016: 39). Ein Gehölzriegel kann auch der Verdriftung von auf benachbarten Äckern abgetragenen nährstoffhaltigen Bodenpartikeln vorbeugen. Dass der Abtrag eine relevante Größe darstellen kann, zeigte der im Rahmen dieser Studie misslungene Versuch, an den oben genannten Messtransekten eine Depositionsmessung unter der Heide durchzuführen. Zu diesem Zweck wurden in vier Entfernungsstufen zum

Moorrand kleine *Calluna*-Inseln im Moorinitialstadium mit einem sehr großen Aufwand angelegt. Die Messung musste nach 3-4 Messterminen abgebrochen werden, weil sich in den Sammeltrichtern an den zwei ersten Entfernungsstufen wesentliche Mengen an abgetragenen vom benachbarten Acker stammenden Bodenpartikeln befanden, die aufgrund ihrer Nährstoffgehalte die Messwerte des Niederschlagswassers an diesem Transekt verfälscht haben. Am Transekt hinter einem Gehölzriegel waren in den Sammeltrichtern kaum Bodenpartikeln zu finden.

Im Hinblick auf die Vegetationsentwicklung reichen mechanische Pflegemaßnahmen allein nicht aus. Einsatz von mechanischen Ernteverfahren mit Einsatz von Schlegelmäher, Forstfräsen oder manuellen Freischneidern entlastet zwar Hochmoore nährstoffphysiologisch, positive Effekte auf die Entwicklung hochmoortypischer Pflanzenarten bleiben jedoch oft aus (vgl. Belting & Obracay 2016). Als wirksam erwies sich die Kombination aus mechanischer Entfernung der Vegetation mit anschließender Schafbeweidung. Die alleinige Entfernung der Birken zeigte nach (Belting & Obracay 2016: 156) keine nachhaltige Wirkung auf das Moorbirkenwachstum. Bei Bretschneider (2012) nahm einige Jahre nach erfolgter Maßnahme die Bestandesdichte der Birke erneut zu und verdrängte die zu fördernden Pflanzenarten wie Rosmarinheide oder Moosbeere. Eine deutliche Verlangsamung der Birkenausbreitung konnte nur über ergänzende und anhaltende Schafbeweidung erreicht werden. Besonders wirksam war die Schafbeweidung ein Jahr nach der durchgeführten Pflegemaßnahme (Belting & Obracay 2016: 157). Dabei erreichte man mit Freischneidearbeiten mithilfe von Mulchgeräten bessere Ergebnisse im Vergleich zu manueller Entkusselung der Flächen mit Birkenanflug. Sobald die Beweidungsintensität abnahm, nahm der Deckungsgrad der Birke deutlich schneller als bei hoher Beweidungsintensität zu. Freischneide-Arbeiten auf Moordegenerationsstadien zeigten positive Effekte auf die Entwicklung von hochmoortypischen Pflanzen. Moosbeere, Glockenheide und Torfmoose konnten ihre Deckungsgrade deutlich erhöhen. Dagegen wurden diese Arten infolge von Forstfräsen-Arbeiten von Scheidenwollgras verdrängt (Belting & Obracay 2016: 157).

Zum landschaftspflegerischen Instrumentarium gehört auch kontrolliertes Brennen, das relativ selten zum Einsatz kommt. Vorwiegend wird in Pfeifengras-Moorstadium dieses Verfahren angewendet, um der fortschreitenden Vergrasung entgegenzuwirken. Nach Belting & Obracay (2016: 160) wurde das Ziel nur bei anschließender Schafbeweidung erreicht, indem der Deckungsgrad der Pfeifengrasbestände abnimmt und sich Zwergsträucher, v.a. *Erica tetralix*, etablieren können. Auch hier war die Intensität der Beweidung im Jahr nach der Maßnahme, in dem Fall Brand, entscheidend. Für die Minimierung von Pfeifengrasbeständen eignete sich das Abschieben der Vegetationsschicht mit der darunter liegenden Oberbodenschicht mit der anschließenden Schafbeweidung besonders gut. Stark von dieser Maßnahmenkombination profitierte v.a. *Calluna vulgaris*.

In den unter Naturschutz stehenden Hochmoorflächen des Untersuchungsgebietes wird nach Auskunft der dafür zuständigen Staatlichen Moorverwaltung Meppen allein aus Kostengründen aktuell die mechanische Beseitigung des LPM nur in einem sehr geringen Umfang durchgeführt (Staatliche Moorverwaltung 2013). Das LPM verbleibt generell auf Moorparzellen. Auf einigen Teilflächen (z.B. im Dalumer Moor) erfolgt eine Beweidung durch Schafe, wodurch einer Verbuschung entgegengewirkt und die Verjüngung der Besenheide (*Calluna vulgaris*) gefördert wird. Die Beweidung hat den Vorteil, dass die Landschaft auf relativ kostengünstige Weise offen gehalten wird. Sie führt allerdings aufgrund des Verbleibs großen Teils der Tierausscheidungen auf der Fläche zu einem geringeren N-Export. Größere Gehölze, welche die N-Deposition besonders fördern, werden von Schafen gemieden. Ziegen wären für die Beseitigung älterer Gehölze besser geeignet.

Gemäß § 30 BNatSchG gehören Moore mit ihren Sukzessionsstadien zu geschützten Biotopen. Auch degradierte Hochmoore erfüllen in einer ausgeräumten Landschaft wichtige landschaftsökologische Funktionen als Ersatz von Gehölzelementen und Refugium für Heidepflanzenarten und Tierarten. Je größer ein Hochmoorgebiet mit seinen diversen Zonen wie Moorweite, Moorwald, Moorheide und Extensiv-Moorgrünland in der Randzone wird, umso wichtiger und wertvoller ist dieser Lebensraum auch für die Tierwelt

(Riecken & Blab 1989 in Jedicke et al. 1996: 131). Die Schutzwürdigkeit dieser Hochmoorkomplexe ist unumstritten. Neben unter Naturschutz stehenden Arten wie Rundblättriger Sonnentau, Moltebeere ist Hochmoor ein wichtiger Lebensraum für Lauf- und Blattkäfer, Vögel (Krickente, Bekassine, Ziegenmelker, Raubwürger), Reptilien (Mooreidechse, Kreuzotter), Libellen (Hochmoor-Mosaikjungfer) und Schmetterlinge (Hochmoorbläuling, Hochmoor-Perlmutterfalter).

Wie wichtig der Lebensraum Hochmoor mit seiner Kern- und Randzone ist, zeigt das Beispiel des Hochmoor-Bläulings. Die Futterpflanzen seiner Raupe sind Moosbeere, Moor-Heidelbeere, Rosmarinheide (auch Heidelbeere und Preiselbeere). Die Falter saugen an feuchten Moosen und an Blüten von Glockenheide, aber auch anderen Pflanzen. Da die typische Moorvegetation kaum noch vorhanden ist, ist der Hochmoor-Bläuling nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) besonders geschützt und auf der Roten Liste gefährdeter Arten als stark gefährdet eingestuft. In Niedersachsen ist die Art sogar vom Aussterben bedroht. Daher wird sie auch als Indikator für Erfolg oder Misserfolg von Renaturierungsmaßnahmen in den Hochmooren herangezogen. Kenntnisse solcher Zusammenhänge erlauben Erstellung von Leitbildern und Entwicklungskonzepte für ganze Hochmoorkomplexe.

Die Entwicklung eines jeweiligen Moores muss sich an dem vorhandenen Bestand und den potenziellen Möglichkeiten orientieren. Der erforderliche Umfang der Voruntersuchungen zur Entwicklung des Leitbildes kann sich auf den Zustand und den Umfang jeweiligen Moores anpassen. Die Verordnung über die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft stuft Renaturierung und Entwicklung von Hochmooren als geeignete Maßnahme für das Schutzgut Arten und Lebensräume (als Wiedervernetzungsmaßnahme und Ökokontomaßnahmen) ein mit dem Ziel, frische Offenlandstandorte zu erhalten. Die ermittelten Kosten der mechanischen Pflegemaßnahmen können in der Hinsicht eine Orientierungshilfe bieten, indem die ermittelten Minderungskosten des N-Eintrags im Rahmen der Eingriffsregelung (Kompensationsmaßnahmen) bei Stallbaugenehmigungsverfahren Berücksichtigung finden. So könnten weitere Einnahmequellen für die in den Hochmooren anstehenden und aus

finanzieller Not nicht durchgeführten Landschaftspflegemaßnahmen generiert werden. Während für Wiedervernässung von Hochmoorflächen oft größere Summen benötigt werden, könnten diese Mittel bei Landschaftspflegemaßnahmen von einem kleineren Umfang sinnvoll verwendet werden. Das aktuelle NABU-Positionspapier weist in dem Kontext darauf hin, dass maschinelle Pflegemaßnahmen weiterhin erforderlich sein werden, weil die Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen häufig mit Schwierigkeiten verbunden ist. Häufig kann der hochmoortypische Wasserhaushalt nicht wiederhergestellt werden oder es finden unerwünschte Verlandungsprozesse oder unerwartete Vegetationsverschiebungen statt. Auch aus diesem Grund wird mechanischer Beseitigung des Pflanzenaufwuchses als einer der Landschaftspflegemaßnahmen weiterhin eine bedeutende Rolle zukommen, die, richtig eingesetzt, einen naturschutzfachlichen Erfolg versprechen kann.

8. Fazit

Die im Bourtanger Moor ermittelten N-Einträge zeugen von einer hohen Belastung der Luft mit reaktiven N-Spezies. Die gemessenen N-Depositionen überschritten deutlich den für Hochmoore ermittelten Critical Load von 5-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Der N-Eintrag im Birken-Moorwald lag ebenfalls über dem für Wälder nährstoffarmer Standorte festgelegten Critical Load von 10-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Hiermit ist von negativen Wirkungen aktueller N-Immissionen auf Pflanzenbestände entwässerter Hochmoore des Untersuchungsraumes auszugehen. Diese Effekte werden gemäß erfolgter Literaturlauswertung durch fortschreitende Zersetzungsprozesse im Torfboden und damit zusammenhängenden N-Mineralisierungsraten verstärkt. Gestörter Wasserhaushalt und erhöhtes Angebot an pflanzenverfügbarem Stickstoff führen mit hoher Wahrscheinlichkeit in typischen Hochmoor-Degenerationsstadien zu unerwünschten Entwicklungen von Pflanzenbeständen.

In Bezug auf regenerationsfähige Hochmoor-Biotope nach dem Anhang 2 der FFH-Richtlinie ist die Wiedervernässung der einzige Weg zu einer dauerhaften Aufhaltung des Degradationsprozesses sowie zur Herstellung lebender Hochmoore. Nichtsdestotrotz verhelfen mechanische Pflegemaßnahmen Hochmoore zu entlasten: mit der Abfuhr der Biomasse werden dem Ökosystem erhebliche N-Mengen entzogen, der Abtrocknung des Bodens und der Beschattung der Hochmoorvegetation wird entgegengewirkt und der atmosphärische N-Eintrag wird reduziert.

Mit gängigen Landschaftspflegemaßnahmen wie Mahd, Entkusselung, Rodung und Beweidung werden nur Symptome fortschreitender Moordegradation bekämpft. Die Ursache für hohe N-Depositionsraten sind in der Region zu 95% landwirtschaftliche Betriebe mit ihren überdurchschnittlichen Tierbesatzdichten.

Entlastend für die Ökosysteme und gesellschaftlich wünschenswert wäre die Reduktion der Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung und Güllewirtschaft. Erforderliche Maßnahmen wären emissionsarme Düngung, Abdeckung von Lagerstätten, eiweißreduzierte Fütterung, emissionsreduzierte Rindviehställe

und Installation von Abluftreinigungsanlagen bei Geflügel- und Schweineställen (Vetter 1993, Mohr et al. 2016). Diese Maßnahmen könnten die Ammoniak-Emissionen im Untersuchungsgebiet um ca. 2/3 reduzieren (Mohr et al. 2016). Sie werden seit 20-30 Jahren auf politischer und fachlicher Ebene diskutiert. Umgesetzt werden diese Maßnahmen bisher nur teilweise. Die Akzeptanz für diese Maßnahmen ist auch bei landwirtschaftlichen Betrieben gegeben, allerdings müssen die Betreiber die Investitionskosten selber tragen. Die Durchführung dieser Maßnahmen bedeutet einen erheblichen organisatorischen und finanziellen Aufwand vor allem für kleine- und mittelgroße landwirtschaftliche Betriebe. Finanzielle Anreize sind kaum gegeben. Als positiv ist ein durch die Regierung des Landes Niedersachsen geplantes Förderprogramm für die Errichtung neuer Lagerstätten für Wirtschaftsdünger zu sehen sowie einige Vereinfachungen hinsichtlich lagerraumbezogener Genehmigungsverfahren. Änderungen im Bau-, Dünge- und Immissionsschutzrecht der letzten fünf Jahre hatten zum Ziel, dafür notwendige Rahmenbedingungen zu schaffen.

Eine erhebliche Minderung der N-Emissionen ist vor allem über politische Steuerungsmaßnahmen zu erreichen. Als Beispiele können die neue Düngeverordnung von 2017 oder der aktuelle Entwurf der neuen TA-Luft genannt werden, die einen tiefgreifenden Strukturwandel einleiten und auf lange Sicht eine Abstockung der Tierbestände und eine fortlaufende Reduktion der Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft mit sich bringen können. Ohne staatliche Steuerung in Form von gesetzlichen Regelungen und Schaffung finanzieller Anreize und ohne den technischen Fortschritt, der die erforderliche Technik bezahlbar macht, werden weitere Jahre vergehen, ohne dass das N-Belastungsniveau wesentlich gesenkt wird.

Die im Rahmen des Projektes ERNST durchgeführten Messungen sowie anschließende mikrometeorologische Untersuchungen im Rühler Moor dienten dem Umweltbundesamt zur Kalibrierung der Modelle für die Abschätzung der Hintergrundbelastung mit Stickstoff in Deutschland. Frühere Modellierungen führten in Gebieten mit hohen Tierbesatzdichten zu einer deutlichen Überschätzung des N-Eintrags. Für Naturschutzgebiete des Bourtanger Moores

werden in dem aktuellsten Datensatz für Jahre 2013-2015 N-Depositionen zwischen 20-25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ abgebildet. Die in den Hochmooren durchgeführten Messungen konnten auch als Referenzdaten für das von Mohr & Suda (2017) entwickelte Biomonitoring-Verfahren TONI herangezogen werden.

Literaturverzeichnis

- Adaros, V.G. und Dämmgen, U. (1994): Phytotoxische Wirkungen der aktuellen NH_3 -Immissionen. In: Bundeforschungsanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.): Landbauforschung Völkenrode: Sonderheft 146 = FAL agricultural research: special issue 146. Braunschweig. 124 S.
- Allen, E. (2007): Nitrogen Deposition Literature Review Effects of nitrogen deposition on forests and peatlands. (unter: <http://wbea.org>, Zugriff im August 2018)
- Amberger, A. (1996): Pflanzenernährung. 4. Auflage. Stuttgart. 319 S.
- Anderson, J.M., Hetherington, S.L. (1999): Temperature, nitrogen availability and mixture effects on the decomposition of heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] and bracken [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] litters. In: Functional Ecology 13, S. 116-124.
- Andersson, C., Wylde, H.A., Engardt, M. (2018): Long-term sulfur and nitrogen deposition in Sweden. 1983-2013 reanalysis. In: SMHI Swedish Meteorological and Hydrological Institute (Hrsg.): Meteorology, Nr. 163. 102 S.
- Baxter, R., Emes, M.J. und Lee, D.S. (1992): Effects of an experimentally applied increase in ammonium on growth and amino-acid metabolism of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. Ex. Hoffm. from differently polluted areas. In: New Phytologist 120, S. 159-175.
- Becher, M., Kalembasa, D., Pakuła, K., Malinowska, E. (2013): Carbon and nitrogen fractions in drained organic soils. In: Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych - Environmental Protection and Natural Resources. Volume 24. Issue 4, S. 1–5.
- Beck, T. (1979): Die Nitrifikation in Boden (Sammelreferat). In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 142, S. 344-364.

- Beinhauer, R. (1978): Kleinklimatische Veränderungen durch Brachflächen. Schriftr. Kurat. Wasser u. Kulturlandbau 30. Parey, Hamburg.
- Belting, S., Obracay, K. (2016): Einfluss von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen auf die Hochmoorvegetation. Erfahrungen aus drei Jahrzehnten am Beispiel der Diepholzer Moorniederung. In: Inform. D. Naturschutz Niedersachs. Jg. 36, Nr. 3, S. 133-172.
- Berendse, F., Aerts, R. (1984): Competition between *Erica tetralix* L. und *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. *Oecol. Plant.* Vol. 5 (19) Nr. 1, S. 3-14.
- Berendse, F., Van Breeman, N., Rydin, H., Buttler, A., Heijmans, M., Hoosbeek, M.R., Lee, J.A., Mitchell, E., Saarinen, T., Vasander, H., Wallen, B. (2001): Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in Sphagnum bogs. In: *Global Change Biology* 7, S. 591-598.
- Bergmann, W. (1983): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Entstehung und Diagnose. Jena. 614 S.
- Bertills, U., Näsholm, T. (Hrsg.) (2000): Effects of Nitrogen Deposition on Forest Ecosystems. In: SEPA Swedish Environmental Protection Agency. Report 5067. DOI: <http://swedishepa.se/Documents/publikationer/620-6137-2.pdf> (Zugriff: Dezember 2018).
- Bezirksregierung Weser-Ems (1998): Verordnung vom 25.11.1988 über das Naturschutzgebiet "Tausendschrittmoor" in der Stadt Haren, Landkreis Emsland.
- Bierhals, E. (1994): Zum niedersächsischen Moorschutzprogramm (Kurzfassung). In: *Entwicklung der Moore. NNA Berichte* 7. Jahrgang, Heft 2/94, S. 20-21.
- Björnsne, A.-K. (2010): How does drainage affect the nitrogen cycle in organic soils? University of Göteborg. 22 S.

- Blanck, K. (1995): Mittelfristige Auswirkungen von Kalkung, Bodenbearbeitung und Hilfspflanzenanbau auf den Boden und Bewuchs in Versuchsflächen im Forstamt Syke. In: Ber. Forsch.zent. Waldökosyst. Univ. Göttingen A 122, S. 1-191.
- Blankenburg, J. (2017): Mündliche Mitteilung. Diskussion zum Vortrag: Nutzung der Moore durch den Menschen – ein historischer Rückblick. ZENARIO-Kolloquium zur nachhaltigen Raumentwicklung: Moore in Niedersachsen. Oldenburg.
- Blume, H.-P. (Hrsg.) (1991): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg. 686 S.
- BMEL Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland. Berlin. 40 S. DOI: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/ForstlichesUmweltmonitoring.pdf?__blob=publicationFile (Zugriff: November 2018).
- BMEL Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). Berlin.
- Bobbink, K., Brau, S., Nordin, A., Power, S., Schütz, K., Strengborn, J., Weijters, M., Tomassen, H. (2011): Review and revision of empirical Critical Loads and dose - response relationships. In: Bobbink, K., Hettelingh, J.P. (Hrsg.): Proceedings of an expert workshop Noorderwijkerhoud 23-27 June 2010. RIVM-report: http://www.rivm.nl/en/Documents_and_publications/Scientific/Reports/2011/mei/Review_and_revision_of_empirical_critical_loads_and_dose_response_relationships_Proceedings_of_an_expert_workshop_Noordwijkerhout_23_25_June_2010 (Zugriff im Mai 2018).
- Bobbink, R., Willems, J.H. (1988): Effects of Management and nutrient availability on vegetation structure of Chalk Grasslands. In: During, H.J., Werger, M.J.A., Willems, H.J. (Hrsg.): Diversity and pattern in plant communities, S. 183-193.

- Böhlmann, N. (2004): Wasser- und Stickstoffhaushalt eines soligenen Hangmoores im Hochharz am Beispiel des Ilsemoores. Diss. Martin-Luther-Universität in Halle. 257 S.
- Böhme, F., Russow, R. (2002): Formen der atmosphärischen N-Deposition und deren Bestimmung in Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der ¹⁵N-Isotopenverdünnungsmethode (ITNI). In: UFZ-Bericht 16, S. 6-7.
- Böhme, F., Russow, R., Neue, H.U. (2002): Airborne nitrogen input at four locations in the German state of Saxony-Anhalt. Measurements using the ¹⁵N-based ITNI-System. In: *Isotopes Environ. Health Stud.* 38, S. 95-102.
- Borken, W., Matzner, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Vol. 167, S. 277-283.
- Bretschneider, A. (2012): Die Bedeutung von Birken im Hochmoor. In: *Telma* 42, S. 137-146.
- Buchwald, K. (1984): Zum Schutze des Gesellschaftsinventars vorindustriell geprägter Kulturlandschaften in Industriestaaten – Fallstudie Lüneburger Heide. In: *Phytocoen.* 12 (2/3), S. 395-432.
- Bücking, W. (1993): Stickstoff-Immissionen als neuer Standortfaktor in Waldgesellschaften. *Phytocoenologia* 23, S. 65 - 94.
- Bundy, L.G., Meisinger, J.J. (1994): Nitrogen availability indices. In: Weaver, R.W., Angle, J.S., Bottomley, P.S. (Hrsg.): *Methods of soil analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties*. SSSA Book, Series 5. Madison. S. 951-984.
- Butterbach-Bahl, K., Breuer, L., Gasche, R., Willibald, G., Papen, H. (2002): Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems in the northeastern German Lowlands. 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N deposition. *Forest Ecology Management* 167, S. 123-134.

- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Cawley, L., Read, D.J., Lee, J.A (1999): The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. In: *New Phytologist* 141, S. 423-431.
- Carroll, J.A., Johnson, D., Morecroft, M., Taylor, A., Caporn, S.J.M., Lee, J.A. (2000): The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. In: *Journal of Bryology* 22, S. 83-89.
- Chapman, S.B., Rose, R.J. (1991): Changes in the vegetation at Coom Rigg Moss National nature reserve within the period 1958-86. *Journal of Applied Ecology* 28, S. 140-153.
- Collins, V.G., D. 'Sylva, B.T., Latter, P.M. (1978): Microbial populations in peat. In: Heal, O.W., Perkins with Brown, W.M. (Hrsg.): *Production Ecology of British Moors and Montane Grasslands*. Berlin. S. 94-112.
- Damman, A.W.H. (1988): Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. In: *Oikos* 30, S. 480-495.
- Dämmgen, U., Erisman, J.W. (2002): Transmission und Deposition von Ammoniak und Ammonium. In: KTBL (Hrsg.): *Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen*. KTBL-Schrift 406, S. 50-62.
- Dämmgen, U., Grünhage, L., Küster, A., Jäger, H.J. (1990): Messungen von Stoffflüssen in der bodennahen Atmosphäre in Agrar-Ökosystemen. *VDI-Berichte* 837, S. 565-584.
- Dämmgen, U., Bieber, E., Bunzel, F., Gocht, T., Kallweit, D., Lumpp, R., Noll, G., Plegnière, P., Topp, O., Wallasch, M. (2008) Messung atmosphärischer Depositionen: eine erste VDI-Richtlinie zu Grundsatzfragen bei der Erfassung der Deposition sedimentierender Partikeln. In: *Gefahrstoffe Reinhaltung Luft* 68 (10), S. 441-444.
- Daniels, J. (2001): Ausbreitung der Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh. Agg.) in gestörten Hochmooren der Diepholzer Moorniederung. In: *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 27, S. 39-49.

- De Graaf, M.C.C. Bobbink, R., Roelefs, J.G.M., Verbeek, P.J.M. (1998): Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. In: *Plant Ecology* 135, S. 185-196.
- De Vleeschouwer, F., Le Roux, G., Shotyk, W. (2010): Peat as an archive of atmospheric pollution and environmental change: A case study of lead in Europe. In: *PAGES Magazine*, Vol. 18 (no. 1), S. 20-22.
- Dierßen, K. (1996): Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland. In: *Mitteilungen AG Geobotanik Schleswig-Holstein*, Hamburg, 50. Kiel. 86 S.
- Dierßen, K., Dierßen, B. (2010): *Moore*. Stuttgart. 230 S.
- Drachenfels, O. v. (2011): Kartierschlüssel für Biototypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der besonders geschützter Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2011. In: *NLWKN (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Heft A/4, 326 S.
- Drachenfels, O. v. (2012): Einstufung der Biototypen in Niedersachsen. In: *NLWKN (Hrsg.): Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 1/12. S. 1-58.
- Drachenfels, O. v. (2016): Kartierschlüssel für Biototypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der besonders geschützter Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand Juli 2016. In: *NLWKN (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Heft A/4, 326 S.
- Duyzer, J. (1995): Dry deposition of nitrogen compounds to semi-natural ecosystems. Universität Utrecht. Diss. 163 S.
- Ebrecht, L. (2005): Vegetation, Standortverhältnisse und Ausbreitungsbiologie von Pflanzen auf Rückegassen und Waldwegen im Göttinger Wald und im Solling. Diss. Universität Göttingen. 359 S.

- Eigner, J. (2003): Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren. In: ANL (Hrsg.): Laufener Seminarbeiträge, 1/03, S. 23 - 26.
- Eigner, J., Schmatzler, E. (1991): Handbuch des Hochmoorschutzes, Bedeutung, Pflege, Entwicklung. Greven. 159 S.
- Ellenberg, H. (1973): Versuch einer Klassifikation der Ökosysteme nach funktionellen Gesichtspunkten. In: Ökosystemforschung (Ergebnisse von Symposien der Dtsch. Bot. Ges. f. angewandte Botanik in Innsbruck, Juli 1971). Berlin/Heidelberg/New York.
- Ellenberg, H. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136 (1), S. 19-39.
- Ellenberg, H. (1989): Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz? In: NNA-Berichte 2/1, S. 4-13.
- Ellenberg, H., Leuschner, Ch. (Hrsg.) (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. Stuttgart. 1334 S.
- Eschner, D., Liste, H.-H. (1995): Stoffdynamik wieder zu vernässender Niedermoore. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung (36), S. 113-116.
- Flaig, H. und Mohr, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf - Strategien einer Korrektur. Nova Acta Leopoldina N. F. Band 70, Nr. 289. 168 S.
- Frankl, R. (1996): Zur Vegetationsentwicklung in den Rottauer Filzen (südliche Chiemseemoore) im Zeitraum von 1957 bis 1992. Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 37. Bayreuth.
- Gauger, T., Anshelm, F., Schuster, H., Erisman, J.W., Vermeulen, A.T., Draaijers, P.G., Bleeker A., Nagel H.D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with critical loads and critical levels. Part 1: Deposition loads 1990-1999. Final Report Project 299 42 210, Umweltbundesamt.

- Gerlach, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettomineralisation. In: Csr. Geobot. 5, S. 1-115.
- Göttlich, K. (Hrsg.) (1980): Moor- und Torfkunde. 2. Auflage. Stuttgart. 338 S.
- Granberg, G., Sundh, I., Svensson, B.H., Nilsson, M. (2001): Effects of temperature, and nitrogen and sulfur deposition, on methane emission from a boreal mire. In: Ecology 82, S. 1982-1998.
- Grosse-Brauckmann, G. (1980): Ablagerungen der Moore. In: Göttlich, K. (Hrsg.) Moor- und Torfkunde. Stuttgart. S. 130-172.
- Gunnarson, U., Rydin, H. (2000): Nitrogen fertilization reduces Sphagnum production in bog communities. In: New Phytologist 147. S. 527-537.
- Hadwiger-Fangmeier A., Fangmeier, A., Jäger, H.-J. (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. In: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen MURL (Hrsg.): Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes NRW Luftverunreinigungen und Waldschäden, Nr. 28. S. 1-206.
- Haenel, H.-D., Rösemann, C., Dämmgen, U., Döring, U., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Freibauer, A., Döhler, H., Schreiner, C., Osterburg, B. (2018): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2016: Report on methods and data (RMD) Submission 2018. In: Thünen Rep 57. Braunschweig. 424 S. (DOI:10.3220/REP1519913866000)
- Härdtle, W., Meyer-Grünefeldt, M., Oheimb, G. von (2013): Atmosphärische Stickstoffeinträge als Ursache für Artenwandel und Artenschwund. Mechanismen und Interaktionen mit Klimawandel am Beispiel von Heideökosystemen. In: Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 25, S. 37-47.
- Havill, D.C., Lee, J.A., Stewart, G.R. (1974): Nitrate utilization by species from acidic and calcareous soils. In: New Phytologist 73, S. 1221-1231.

- Heijmans, M.M., Berendse, F., Arp, W.J., Masselink, A.K., Klees, H., De Visser, W., Van Breeman, N. (2001): Effects of carbon dioxide and increased nitrogen deposition on bog vegetation in the Netherlands. In: *Journal of Ecology* 89, S. 268-279.
- Hoering, P. (1921): *Moornutzung und Torfverwertung unter besonderer Berücksichtigung der Trockendestillation*. Berlin. 639 S.
- Holden, J., Chapmann, P.J., Labadz (2004): Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. In: *Progress in Physical Geography* 28. S. 95-123. DOI: 10.1191/0309133304pp403ra.
- Hurkuck, M., Brümmer, C., Mohr, K., Grünhage, L., Flessa, H., Kutsch, W. (2014): Determination of atmospheric nitrogen deposition to a semi-natural peat bog site in an intensively managed agricultural landscape. In: *Atmospheric Environment Vol. 97*. S. 296-309.
- Ibrom, A. (1993): Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen. Reihe B, Bd. 105*.
- Ibrom, A., Oltchev, A., Constantin, J., Marques, M., Gravenhorst, G. (1995): Die Stickstoffimmission und –deposition in Wäldern. In: UBA (Hrsg.): *Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. UBA-Texte 28/95*. Berlin. S. 20-29.
- ICP Forests (Hrsg.) (2016): *ICP Forests Manual*. DOI: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual> (Zugriff: Januar 2019).
- Ilnicki, P. (2002): *Torfowiska i torf (=Hochmooren und Torf)*. Poznań. 606 S.
- Jacobsen, C., Rademacher, R., Meesenburg, H., Meiwes, K.-J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten Literaturstudie und Datensammlung. In: *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Reihe B, Bd. 69*. 81 S.

- Jedicke, E., Frey, W., Hundsdorfer, M., Steinbach, E. (1996): Praktische Landschaftspflege. Grundlagen und Maßnahmen. Stuttgart. 310 S.
- Joosten, H., Tenneberger, F., Moen, A. (2017): Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation. Stuttgart. 780 S.
- Kaule, G. & Göttlich, K. (1980): Begriffsbestimmungen anhand der Moortypen Mitteleuropas. In: Göttlich, K. (Hrsg.) Moor- und Torfkunde. Stuttgart. S. 1-21.
- Kivekäs, J., Kivinen, E. (1959): Observations on the mobilization of peat nitrogen in incubation experiments. In: Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland, Bd. 31-32. S. 265-281.
- Klapp, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort. Hamburg. 384 S.
- Koerselman, W., Verhoeven, J.T.A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: Verhoeven, J.T.A. (Hrsg.): Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. S. 397-432.
- Koppisch, D. (2001): Stickstoff-Umsetzungsprozesse. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage, S. 20-22.
- Koska, I. (2001): Standortkundliche Kennzeichnung und Bioindikation. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage, S. 128-144.
- Kowarik, I., Sukopp, H. (1984): Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf die spontane Vegetation. In: Angew. Bot. 58, S. 157-170.
- Krupa, S.V. (2003): Effects of atmospheric ammonia on terrestrial vegetation: a review. In: Environmental Pollution 124 (2), S. 179-221.
- Kuntze, H. (1988): Nährstoffdynamik und Gewässereutrophierung. In: Telma 18, S. 61–72.

- Kuntze, H.R., Oeschmann, G., Schwerdtfeger, G. (1988): *Bodenkunde*. 4. Aufl. Stuttgart.
- Lee, J.A., Woodin, S.J. (1998): Vegetation structure and the interception of acidic deposition by ombrotrophic mires. In: Verhoeven, J.T.A. (Hrsg.): *Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy*. Haag. S. 137-147.
- Lemmer, M., Graf, M. (2016): Wie erfolgreich verläuft die Renaturierung abgebauter Hochmoore? Sphagnum-Vorkommen auf 19 wiedervernässten Flächen in Niedersachsen. In: *Telma*, Bd. 46. S. 109-124.
- Limpens, J. (2003): *Prospects for Sphagnum bogs subject to high nitrogen deposition*. Diss. Universität Wageningen (NL).
- Limpens, J., Berendse, F., Klees, H (2003): N deposition affects N availability in interstitial water, growth of Sphagnum and invasion of vascular plants in bog vegetation. In: *New phytologist* 157 (2). S. 339-347.
- Löffler, J., Dehrendorf, E., Strohbach, T., Rössler, O. (2002): Entwicklungsperspektiven für die Hochmoore Nordwestdeutschlands – Untersuchungen Vegetationssukzession und Wasserhaushalt im Schwaneburger Moor und Fintlandsmoor. In: *Telma* 32, S. 107-126.
- Loubet, B., Asman, W.A.H., Theobald, M.R., Hertel, O., Sim Tang, Y., Hassoune, M., Dämmgen, U. Genermont, S., Cellier, P., Sutton, M.A. (2009): ammonia deposition near hot spots. Processes, models and monitoring methods. In: Sutton, M.A., Reis, S., Baker, S.M.H. (Hrsg): *Atmospheric ammonia*. Heidelberg, S. 205-267.
- LK Emsland, Amt für Naturschutz und Forsten (2001): *Landschaftsrahmenplan Emsland*. 410 S.
- LK Emsland (2007): *Verordnung über das Naturschutzgebiet „Rühler Moor“ in den Gemeinden Geeste und Twist und in der Stadt Meppen, Landkreis Emsland*. 4 S.
- LK Emsland (2010): *Regionales Raumordnungsprogramm. Begründung*. 164 S.

- Lütt, S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. In: Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg. Heft 43. Kiel. 250 S.
- Maciak, F. (1991): Mineralizacja węgla i azotu organicznego w różnych frakcjach gleb torfowych podczas inkubacji (=Organic carbon and nitrogen mineralization in various fractions of peat soils during incubation). In: Roczniki gleboznawcze T. XLII Nr. 1/2. Warszawa. S. 37-47 (in polnischer Sprache).
- Maksimova, T.A., Yudina, V.F. (1999): The effect of small doses of mineral fertilizers on the vegetation of a sedge-sphagnum bog. *Russian Journal of Ecology* 30 (6), S. 382-386.
- Malmer, N. (1990): Constant or increasing concentrations in Sphagnum mosses on mires in Southern Sweden during the last decades. In: *Aquilo Ser. Bot.* 28. S. 57-65.
- Malmer, N., Holm, E. (1984): Variation in the C/N-quotient of peat in relation to decomposition rate and age determination with Pb 210. In: *Oikos* 43. S. 171-182.
- Mandic-Mulec, I., Ausec, L., Danevčič, T., Levičnik-Höfferle, Š., Jerman, V., Kraigher, B. (2014): Microbial Community in Peat Soil. In: *Food Technol. Biotechnol.* 52 (2). S. 180–187.
- Meesenburg, H., Mohr, K., Dämmgen, U., Schaaf, S., Meiwes, K.J., Horváth, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes - eine Synthese. In: *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* 279, S. 95-108.
- Mehlert, S., Schmidt, G., Russow, R. (1995): Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ¹⁵N-Isotope dilution method. *Isotopes Environ. Health Stud.* 31, S. 377-383.

- Meiwes, K.J., Meesenburg, H., Rademacher, P. (1999): Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme. In: NNA Mitteilungen. Heft 10, S. 118-121.
- Metzner, E. (1998): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen. Reihe A, Bd. 40. 217 S.
- Mezhibor A.M., Arbutov S.I., Arkhipov V.S. (2013): Trace elements in peat bogs of Tomsk region (South Siberia, Russia). In: Energy Exploration & Exploitation, Vol. 31, No. 4. S. 629–644.
- Mitsch, W.J. und Gosselink, J.K. (1993): Wetlands. 2. Auflage. New York. 710 S.
- Mohr, K. (2001): Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland – Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. Dissertation an der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.
- Mohr, K., Meesenburg, H., Dämmgen, U. (2005): Die Stickstoff-Belastung von Waldökosystemen: Wirkungen, Wirkungspfade, offene Fragen, Gesamtkonzept. In: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, S. 1-8.
- Mohr, K., Suda, J. (2017): Quantitative biomonitoring of nitrogen deposition with TONIS (Total N Input Biomonitoring System). In: Environmental Pollution 228, S. 496-503.
- Mohr, K., Suda, J., Kros, H., Brümmer, Ch., Kutsch, W., Hurkuck, M., Woesner, E. und Wesseling, W. (2016): Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung – eine Fallstudie aus einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region. Tünen Report 23. Braunschweig.
- MU Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (Hrsg.) (2016): Programm Niedersächsische Moorlandschaften. Grundlagen, Ziele, Umsetzung. Hannover. S. 1-72.

- Müller, K. (1983): Die Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs in Weinbergböden. Teil III: Die jährliche Stickstoff-Netto-Mineralisation. In: *Vitis* 32, S. 149-157.
- Münchmeyer, U., Koppisch, D., Augustin, J., Merbach, W., Succow, M. (1998): Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisierung unter Wald- und Wiesenstandorten des Niedermoors „Friedländer Große Wiese“ in Mecklenburg-Vorpommern. In: Merbach, W. (Hrsg.): *Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation*. 8. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. S. 13-20.
- NECR Natural England Commissioned Report (2011): A review of techniques for monitoring the success of peatland restoration. In: *NECR 086*, 179 S. <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/46013> (Zugriff im Juni 2018).
- Neumann, H. (2011a): Energie aus Heu und Heckenholz. In: *Top agrar* 1, S. 134-137.
- Neumann, H. (2011b): Naturschutz-Gras liefert Strom und Wärme. In: *Top agrar* 1, S. 137-138.
- Neumann, H. (2011c): Grünschnitt für die Biogasanlage. In: *Top agrar* 1, S. 138-139.
- Neumann, H. (2011d): Heckenpflege liefert Brennholz. In: *Top agrar* 1, S. 140.
- Nielsen, K.H., Schjorring, J.K., Erisman, J.W., Pearson, J. (2002): Ammonia exchange at the tree-atmosphere interface. In: Gasche et al. (Hrsg.): *Trace Gase Exchange in Forest Ecosystems*, S. 159-173.
- Niemeyer, F. (1982): *Moorregeneration: Auswertung von Literatur und Erfahrungsberichten im Hinblick auf die Wiederbelebung der Hochmoorbiozönose (Fauna und Flora) des nordwestdeutschen Flachlands*. Niedersächsisches Verwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover.

- NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2006): 25 Jahre Niedersächsisches Moorschutzprogramm – eine Bilanz.
- NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen. Renaturierungsfähige degradierte Hochmoore. Hannover. S. 1-16. DOI: <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/26020> (Zugriff März 2016).
- Okruszko, H. (1989): Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorbodenentwicklung. Ergebnisse eines langjährigen Feldversuches. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 30: 167-176.
- Ortloff, W., Schlaepfer, R. (1996): Stickstoff und Waldschäden. Eine Literaturübersicht. In: Allg. Forst. Jagd. Z. 167 (9/10). S. 184-201.
- Overbeck, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte. Neumünster, 719 S.
- Pfadenhauer, J., Klötzli, F. (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. Vegetatio 126. S. 101–115.
- Puhe, J., Ulrich, B. (2001): Global climate change and human impacts on forest ecosystems. Postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe. Heidelberg. 592 S.
- Riecken, U., Blab, J. (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. Naturschutz aktuell, Nr. 7. Greven. 123 S.
- Röhrdanz, M. (2016): mündliche Mitteilung während des Doktorandentreffens an der Universität Oldenburg am 10.05.2016.

- Röhrdanz, M., Buchwald, R. (2017): Biokohle aus Moorgrünland-Aufwüchsen - Eignung grasartiger Landschaftspflege-Aufwüchse zur Hydrothermalen Carbonisierung (HTC). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49, S. 135-143.
- Rosinski, E., Tillmann, C. (2011): Evaluation der Hochmoorrenaturierung in Süd-Niedersachsen. (Projektbericht). Westfälische Wilhelms-Universität Münster. DOI: https://www.uni-muenster.de/imperia/md/content/landschaftsoekologie/oekosystemforschung/msc_forschungsprojekte/hochmoorrenaturierung_forschungsprojekt_bericht_ueb.pdf (Zugriff Mai 2018).
- Runge, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstoff-Nachlieferung am Standort. In: *Flora*, Abt. B 159, S. 233-257.
- Scharpf, H.C. (1977): Der Mineralstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Universität Hannover. Diss. Univ. Hannover.
- Scheffer, B., Bartels, R. (1998): Ohne Stickstoff wird's unwirtschaftlich. In: *Landwirtschaftsblatt Weser-Ems*, Nr.19/98.
- Schmieden, U. (1997): Forstpflanzenökologie. In: UBA (Hrsg.): Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systematischer Methoden. UBA-Berichte 6/97. Berlin.
- Schopp-Guth, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. In: *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, Heft 57. Bonn/Bad Godesberg.
- Schopp-Guth, A., Guth, Ch. (2003): Moorrenaturierung - Grundlagen und Anforderungen. In: ANL (Hrsg.): *Laufener Seminarbeiträge*, 1/03, S. 7 - 22.
- Schreiber, K.-F., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Krebs, S., Poschlod, P. (2009): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg.

- Schulz, H. (2002): Flächendeckende Erfassung von N-haltigen Depositionen mit Hilfe von Baumborken. In: UFZ-Bericht 16, S. 32-45.
- Schulze, E.D. (1993): Bilanz aus 10-Jahren Waldschadensforschung. WPK-Hintergrundpapier zur BMFT Wissenschaftspressekonferenz zum Thema "10 Jahre Waldschadensforschung: Der deutsche Wald stirbt weiter?" vom 2. Februar 1993.
- Shotyk, W. (1988): Review of the Inorganic Geochemistry of peats and peatland waters. In: Earth-Science Reviews 25, S. 95-176.
- Sillanpää, M. (1972): Distribution of trace elements in peat profiles. Proc. 4th International Peat congress. Otaniemi. Vol. 5., S. 185-191.
- Skiba, U., Sheppard, L., Pitcairn, C.E.R., Leith, I., Crossley, A., van Dijk, S., Kennedy, V.H., Fowler, D. (1998): Soil nitrous oxide and nitric oxide emissions as indicators of elevated N deposition rates in seminatural ecosystems. In: Environment Pollution 102, S. 457-461.
- Smolders, A., Tomassen, H., Van Mullekom, M. (2003): Mechanism involved in the reestablishment of Sphagnum-dominated vegetation in rewetted bog remnants. In: Wetlands Ecology and Management 11: 403-418.
- SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten. Berlin. 564 S. https://aoew.de/media/Themen/Gewaesserschutz/Biomasse/SRU_Sondergutachten_Stickstoff_Loesungsstrategien_fuer_ein_draengen_des_Umweltproblem_Hausdruck_Januar_2015.pdf (Zugriff: Mai 2017)
- Staatliche Moorverwaltung Meppen (2013): mündliche Mitteilung.
- Steffens, G. (1990): Emissionen aus Tierhaltungsbetrieben und Möglichkeiten zu deren Verringerung. VDLUFA-Kongress-Bericht. Berlin.
- Steubing, L., Fangmeier, A., Lindemann, K.-O., Mück, D. (1992): Populationsökologische Veränderungen in Heidegesellschaften durch Stickstoffeinträge aus der Luft. Abschlussbericht zum FE-Vorhaben Nr. 108 02 077 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Gießen. S. 1-165.

- Succow, M. & Jeschke, L. (Hrsg.) (1990): Moore in der Landschaft. Entstehung, Haushalt, Lebewelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung von Mooren. 2. Auflage. Leipzig. 268 S.
- Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. Stuttgart. 622 S.
- Succow, M., Stegmann, H. (2001): Nährstoffökologisch-chemische Kennzeichnung. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. Stuttgart. S. 75-85.
- Sutton, M.A., Erisman, J.W., Dentener, F., Möller, D. (2008): Ammonia in the environment: From ancient times to the present. Environmental Pollution 156, S. 583-604.
- Sutton, M.A., Reis, S., Baker, S.M.H. (Hrsg.) (2009): Atmospheric ammonia.
- Thoma, V.G. (1985): Probleme bei der Ermittlung der Stickstoffmineralisation im Feld. Landwirtschaftliche Forschung 38, S. 180-188.
- Tiemeyer, B., Bechtold, M., Belting, S., Freibauer, A., Förster, Ch., Schubert, E., Dettmann, U., Frank, S., Fuchs, D., Gelbrecht, J., Jeuther, B., Laggner, A., Rosinski, E., Leiber-Sauheitl, K., Sachteleben, J., Zak, D. und Drösler, M. (2017): Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen. Bewertungsinstrumente und Erhebung von Indikatoren. BfN-Skripten 46, 319 S.
- Timmermann, T., Joosten, H., Succow, M. (2009): Restaurierung von Mooren. In: Zerbe, S., Wiegand, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg. S. 55-93.
- Timmermann, T., Joosten, H., Succow, M. (2009): Restaurierung von Mooren. In: Zerbe, S., Wiegand, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg. S. 56-93.
- Tjuremnov, C.N. (1976): Torf-Lagerstätten. Moskau.

- Tolonen, K. (1984): Interpretation of changes in the ash content of ombrotrophic peat layers. Bull. Geol. Soc. Finland 56, Part 1-2. S. 207-219.
- Traczyk, T. (1967): Studies on herb layer production estimate and size of plant fall. In: Ekol. Pol. (Warszawa), Ser. A. 15. S. 838-867.
- Tüxen, J. (1983): Die Schutzwürdigkeit der niedersächsischen Kleinstmoore im Hinblick auf ihre Vegetation. In: Tüxenia 3. S. 423-435.
- Twenhöven, F.L. (1992): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. In: Dierßen, K. (Hrsg.): Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg. Heft 44. Kiel. 172 S.
- Tyler, G., Gullstrand, C.H., Holmquist, K. Kjellstrand, A.-M. (1973): Primary production and distribution of organic matter and metal elements in two heath ecosystems. In: Journal of Ecology 61, S. 251-268.
- UBA Umweltbundesamt (Hrsg.) (1995): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. Berlin. 232 S.
- UBA Umweltbundesamt (Hrsg.) (2013): Landwirtschaftliche Emissionen. Dessau-Roßlau. 106 S.
- UBA Umweltbundesamt (Hrsg.) (2014): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Dessau-Roßlau. 106 S. www.uba.de/stickstoff-indeutschland (Zugriff im November 2017)
- UBA Umweltbundesamt (2018): Kartendienst Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff für den Bezugszeitraum 2013-2015. <https://gis.uba.de/website/depo1/>. Zugriff im August 2018.
- Van der Eerden, L.J.M. (1992): Fertilizing effects of atmospheric ammonia on semi-natural vegetations. Diss. Amsterdam.
- VDLUFA Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V. (Hrsg.): -Methodenbuch. Futtermittel. Bd. III.

- Verhoeven, J.T.A., Schmitz, M.B. (1991): Control of plant growth by nitrogen and phosphorous in mesotrophic fens. In: Biogeochemistry 12, S. 135-148.
- Vetter, H. (1993): Ammoniak und Umwelt. In: Rationalisierungskuratorium für Landwirtschaft (Hrsg.): RKL-Schriften 18, S. 951-1081.
- Voigt, A., Johnsen, I. (1987): Environmental impact on ombrotrophic bogs in NW-Europe (ENV 891).
- Wagner, A. (2000): Minerotrophe Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland - Die *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft. Diss. TU München. 175 S.
- Walter, H., Breckle, S.-W. (1986): Ökologie der Erde, Bd. 3. Spezielle Ökologie der Gemäßigten und Arktischen Zonen Euro-Nordasiens. Stuttgart. 587 S.
- Widmoser, P. (1990): Entwässerung und Bewässerung von Böden. In: Blume, H.-P. (Hrsg.) (1991): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg. S. 207-216.
- Wittig, R. (1980): Vegetation, Flora, Entwicklung, Schutzwürdigkeit und Probleme der Erhaltung des NSG „Westruper Heide“ in Westfalen. In: Abh. Landesmus. Nat.kd. Münster/Westf. 42 (1), S. 3-30.
- Woesner, E., Suda, J. (2016): Die Vegetation der Hochmoore. In: Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung – eine Fallstudie aus einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region. Tünen Report 23. Braunschweig. S. 6-13.
- Wright, R. F., Tietema, A (1995): Ecosystem response to 9 years of nitrogen addition at Sogndal, Norway. In: Forest Ecology and Management 71: 133-142.
- Zimmerling, R., Dämmgen, U., H.-D. Haenel, H.-D. (2000): Methoden zur Bestimmung von Konzentrationen und Flüssen luftgetragener Stoffe in Wald- und Forstökosystemen in Nordost-Brandenburg. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 213, S. 17-42.

Zöttl, H. (1960): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. In: Forstw. Cbl. 79, S. 72-90.

ZUS LGG Staatliches Gewerbeaufsichtamt Hildesheim, Zentrale Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe (Hrsg.) (2012): PASSAMMONI Passivsammler-Messungen zur Erfassung der Ammoniak-Belastung in Niedersachsen. Beurteilung der Ammoniak-Hintergrundbelastung in Niedersachsen 2009-2011. Hildesheim. 93 S.

Danksagung

Die vorliegende Doktorarbeit entstand im Rahmen des Projektes „Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft (ERNST)“. Das Projekt wurde initiiert, finanziell gefördert und betreut von der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Emsland und dem Internationalen Naturpark Bourtanger Moor/Bargerveen. Die finanzielle Förderung erfolgte ebenfalls aus Mitteln der EU (INTERREG IVa), der Provinz Drenthe, dem Land Niedersachsen und den Gemeinden Geeste, Haaren, Meppen und Twist.

Prof. Dr. Rainer Buchwald danke ich für die Möglichkeit, neben meiner beruflichen Tätigkeit promovieren zu dürfen, sowie für die fachliche Betreuung und Begutachtung der Arbeit. Bei Prof. Dr. Luise Giani bedanke ich mich für die kurzfristige Übernahme der Begutachtung der Arbeit.

Dr. Karsten Mohr danke ich für die Bereitstellung des Themas und unsere gemeinsame mehrjährige Zusammenarbeit an mehreren Projekten und Dauerbeobachtungsprogrammen. An diese Zeit erinnere ich mich sehr gerne zurück.

Meinen Kolleginnen und Kollegen in der Landwirtschaftskammer Niedersachsen danke ich für eine sehr gute Arbeitsatmosphäre trotz nicht selten brisanter und komplexer Themen und eines hohen Zeitdrucks bei der Erledigung von Aufgaben.

Den Kolleginnen und Kollegen in der LUFA Nord-West danke ich für die Durchführung der Laboranalysen sowie für ihre Unterstützung bei der 4-wöchigen Beprobung des Niederschlagswassers. Herrn Dr. Bischoff, Frau Anke Wortmann, Herrn Dieter Buschmann und Frau Lisa Behrends möchte ich an dieser Stelle namentlich erwähnen.

Den Mitarbeitern der Staatlichen Moorverwaltung in Meppen und unserem Praktikanten Herrn Stephan Seibert danke ich für ihre tatkräftige Unterstützung bei Geländearbeiten. Herrn Dr. Eberhard Masch danke ich für seine

Zustimmung für meine Aktivitäten in Naturschutzgebieten des Bourtanger Moores und die Bereitstellung erforderlicher Gerätschaften.

Dem Himmel über dem Gebiet des Bourtanger Moores danke ich für ein bis auf wenige Ausnahmen ausgesprochen gutes und arbeitsförderndes Wetter.

Bei Herrn Dr. Günter Steffens bedanke ich mich für die abschließende Textredaktion und seine wertvollen Verbesserungsvorschläge. Herrn Prof. Dr. Roland Pesch danke ich für die Durchsicht des Summaries.

Ein besonderer Dank gilt meiner Frau Marta, die mir als treue Weggefährtin seit über 18 gemeinsamen Jahren in jeder Lebenslage zur Seite steht. Nicht zuletzt möchte ich meiner Mutter und der ganzen Familie, auch meinen Schwiegereltern, für ihre unermüdliche Unterstützung danken.

Dem Promotionsausschuss schließlich danke ich für sein Entgegenkommen bei der Verlängerung der Frist auf Eröffnung des Promotionsverfahrens.

Anhang

Tabelle A 1: Erläuterung der Abkürzungen von Biotoptypen des Untersuchungsgebiets nach Drachenfels (Drachenfels O. v. 2011, 2016):

Abkürzung	Biotoptyp
A	Acker
BF	Sonstiges Feuchtgebüsch
BR	Ruderalgebüsch/Sonstiges Gebüsch
BS	Bodensaures Laubgebüsch
DS	Steilwand aus Lockersediment
DT	Abtorfungsbereich/offene Torffläche
EL	Landwirtschaftliche Lagerfläche
FG	Graben
GE	Artenarmes Extensivgrünland
GI	Artenarmes Intensivgrünland
GM	Mesophiles Grünland
GW	Sonstige Weidefläche
HB	Einzelbaum/Baumbestand
HE	Einzelbaum/Baumbestand des Siedlungsbereichs
HF	Sonstige Feldhecke
HN	Naturnahes Feldgehölz
HP	Sonstiger Gehölzbestand/Gehölzpflanzung
MD	Sonstiges Moordegenerationsstadium
MDB	Gehölzjungwuchs auf entwässertem Hochmoor
MG	Moorheidestadium von Hochmooren
MI	Initialstadium vernässter Hochmoorflächen
MP	Pfeifengras-Moorstadium
MW	Wollgrasstadium von Hoch- und Übergangsmooren
NP	Sonstiger Nassstandort mit krautiger Pioniervegetation
NR	Landröhricht
NS	Sauergras-, Binsen- und Staudenried
OK	Energieversorgung
OV	Verkehrsfläche
SE	Naturnahes nährstoffreiches Stillgewässer
SO	Naturnahes nährstoffarmes Stillgewässer
ST	Temporäres Stillgewässer
SX	Naturfernes Stillgewässer

UH	Halbruderale Gras- und Staudenflur
UR	Ruderalflur
UW	Waldlichtungsflur
VO	Naturnaher Verlandungsbereich
WB	Birken- und Kiefern-Bruchwald
WJ	Wald-Jungbestand
WP	Sonstiger Pionier- und Sukzessionswald
WU	Erlenwald entwässerter Standorte
WV	Birken- und Kiefernwald entwässerter Moore
WX	Sonstiger Laubforst
WZ	Sonstiger Nadelforst



Abbildung A 1: Moorheidestadium von Hochmooren (MG) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 2: Moorheidestadium von Hochmooren mit fortschreitender Birkenausbreitung (Foto: J. Suda).



Abbildung A 3: Birkenwald entwässerter Moore (WV) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 4: Pfeifengras-Moorstadium (MP) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 5: Wollgrasstadium von Hochmooren (MW) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 6: Gehölzjungwuchs auf entwässertem Hochmoor (=sonstiges Moordegenerationsstadium MDB) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 7: Moor-Initialstadium (MI) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 8: Wiedervernässte Hochmoorfläche (Foto: J. Suda).



Abbildung A 9: Eingesetzte Elektroschere (Foto: J. Suda).



Abbildung A 10: Beprobungsfläche mit *Erica teralix*-Bestand (Foto: J. Suda).

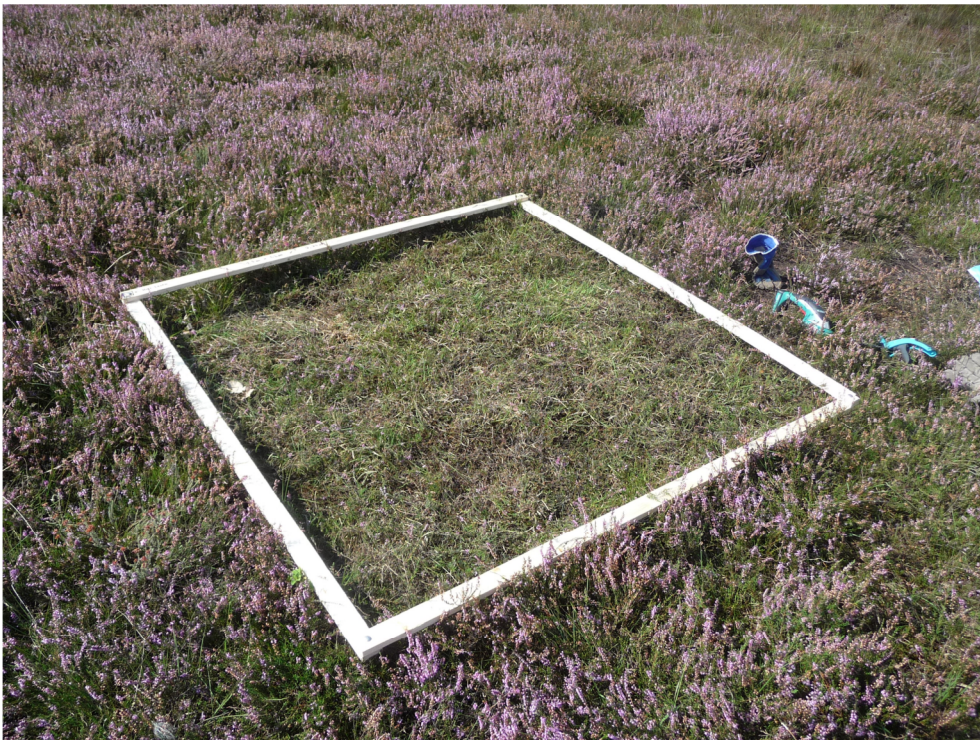


Abbildung A 11: Beprobungsfläche nach der Ernte (Foto: J. Suda).



Abbildung A 12: *Erica teralix*-Aufwuchs direkt nach der Beprobung (Foto: J. Suda).



Abbildung A 13: *Calluna vulgaris*-Bestand (Foto: J. Suda).

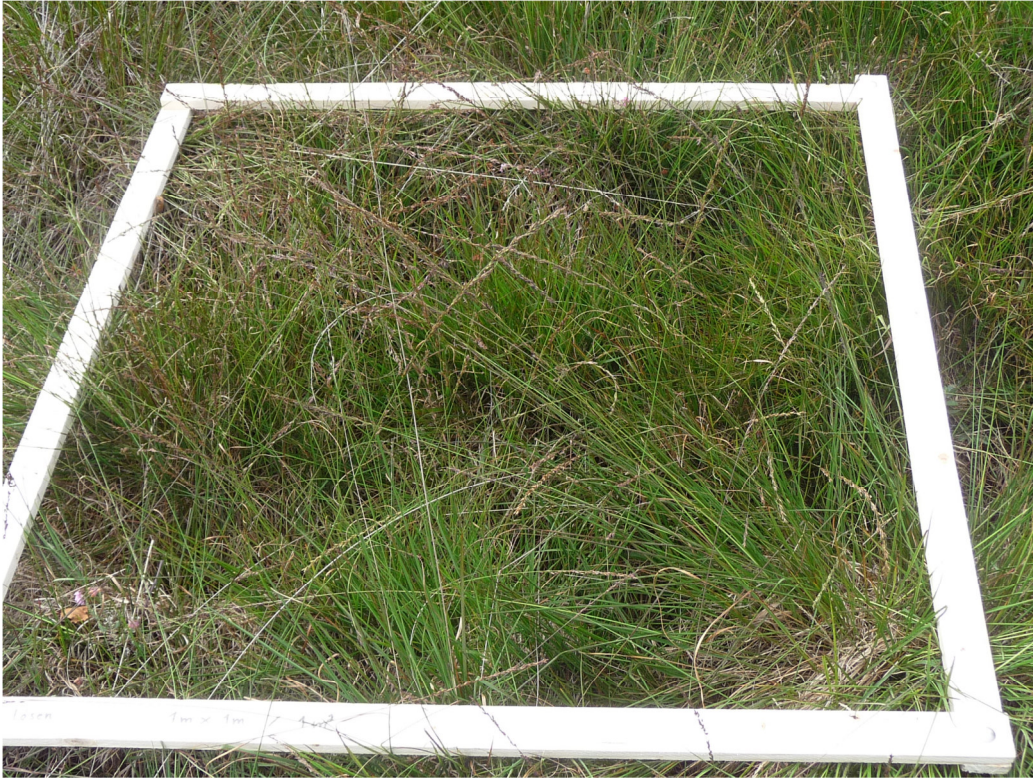


Abbildung A 14: *Molinia Caerulea*-Bestand (Foto: J. Suda).

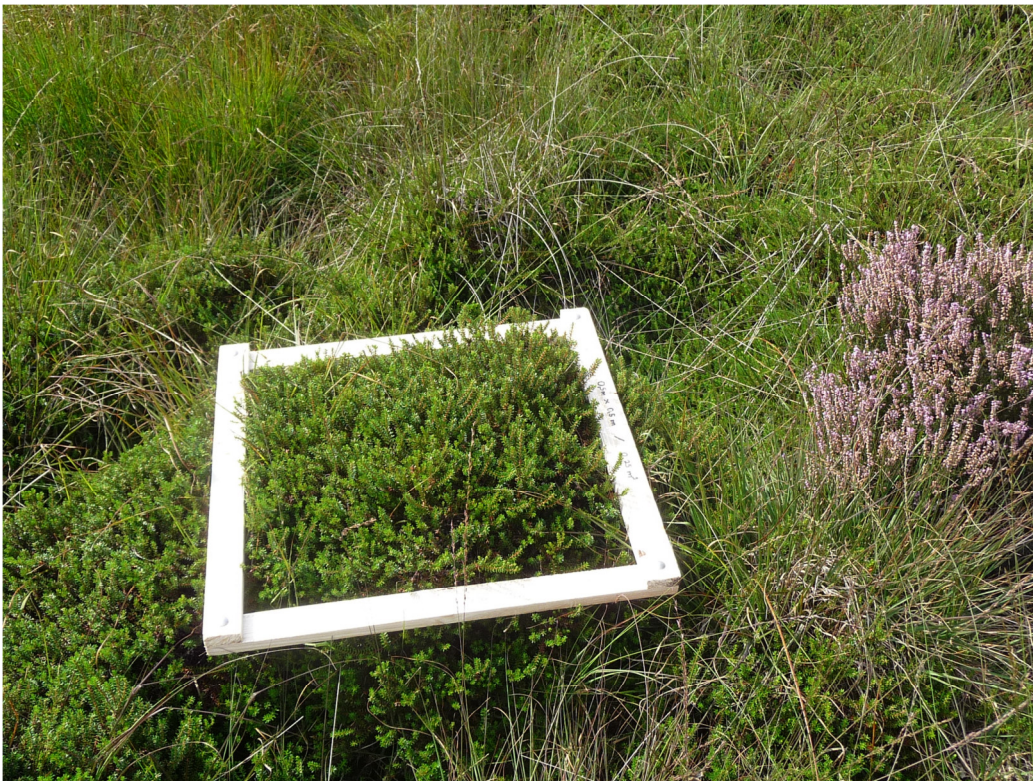


Abbildung A 15: *Empetrum nigrum*-Bestand (Foto: J. Suda).



Abbildung A 16: Beprobung der Birkenpilze lag nicht im Spektrum der Untersuchungen (Foto: J. Suda).

Moorgebiet: *Röhler Moor*
 Biotyp: *MG*
 Datum: *15.9.*

Feldprotokoll
 Bodenvegetation

Biotyp	Prob.-Bezeichnung		Holzrahmen			Höhe	Bullen ja/nein	feucht / trocken	Foto nachher	Gewicht [g]
	Pfl.-Art	PN- Punkt	0,5	1	1,5					
<i>MG</i>	GH	1								
	GH	2								
	GH	3								
	GH	4								
	GH	5								
<i>MG</i>	BH	1								
	BH	2								
	BH	3								
	BH	4								
	BH	5								
<i>MG</i>	PG	1								
	PG	2								
	PG	3								
	PG	4								
	PG	5								
<i>MG</i>	KB	1								
	KB	2								
	KB	3								
	KB	4								

Abbildung A 17: Feldprotokoll für die Beprobung der Pflanzenbestände in der Krautschicht (Foto: J. Suda).

Moorgebiet: *Wilde Moor*
 Baumart: *Kiefer*
 Datum: *13.9*

FELDPROTOKOLL

Bäume < 1,5

Prob. Bezeichnung	Biotyp	Höhe	Teilgewicht	Lab. Bez.
k 1.5 a	MW	1.		
		2.		
		3.		
k 1.5 b	MW	1.		
		2.		
		3.		

Bäume 1,5 - 3

Prob. Bezeichnung	Biotyp	Höhe	Teilgewicht	Lab. Bez.
k 3 a	MW	1.		
		2.		
		3.		
k 3 b	MW	1.		

Abbildung A 18: Feldprotokoll für die Baumbeprobung (Foto: J. Suda).



Abbildung A 19: Zerlegen einer Waldkiefer in einzelne Baumkompartimente (Foto: J. Suda).



Abbildung A 20: Wegtragen beprobten Pflanzenmaterials zum Flächenrand (Foto: J. Suda).



Abbildung A 21: Betrachtung des Baumkronenschlusses in einem Birken-Moorwald bei Suche nach geeigneter Stelle für Messungen des N-Bestandesniederschlages (Foto: J. Suda).



Abbildung A 22: Bulksammler (Foto: J. Suda).



Abbildung A 23: Kronentraufmessungen im Birken-Moorwald (Foto: J. Suda).



Abbildung A 24: Messstelle für mikrometeorologische Untersuchungen des Thünen-Instituts im Projekt ERNST (Foto: J. Suda).



Abbildung A 25: Im Rahmen des Projektes ERNST entwickeltes Biomonitoring-Messverfahren TONI (Foto: J. Suda).



Abbildung A 26: Niederschlagssammler unter einem Besenheidebestand (Foto: N.N.).



Abbildung A 27: Laubfang mit Vogelnetzen bei einzeln stehenden Birken (Höhenklasse 3- 6 m) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 28: Ein misslungener Versuch einer Messung des N-Bestandesniederschlages unter Besenheide an einem Transekt im Moorrandbereich im Wesuweer Moor (hier: im Moorinitialstadium angelegte *Calluna*-Insel mit Besenheide) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 29: IVL-Sammler für die Messung der Ammoniak-Konzentrationen in der Luft im Projekt ERNST (Foto: J. Suda).



Abbildung A 30: Transektmessungen der Ammoniak-Konzentrationen in der Luft im Moorrandbereich (Wesuweer Moor) (Foto: J. Suda).



Abbildung A 31: Aufbereitung der Baumstämme für das anschließende Häckseln auf dem Gelände der Staatlichen Moorverwaltung (Foto: J. Suda).



Abbildung A 32: Proben von Birken- und Waldkieferstämmen (Foto: J. Suda).



Abbildung A 33: Von der Staatlichen Moorverwaltung zur Verfügung gestellter Häcksler mit Anhänger (Foto: J. Suda).



Abbildung A 34: Gehäckselte Baumstammprobe (Foto: J. Suda).



Abbildung A 35: Gehäckselte Reisholzprobe der Moorbirke (Foto: J. Suda).

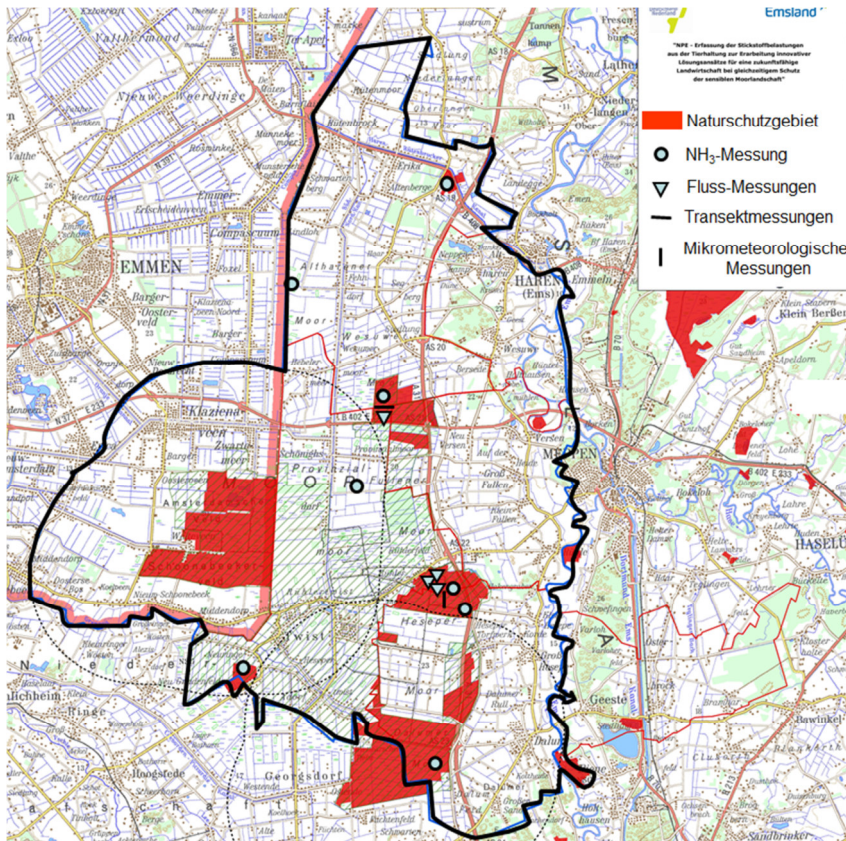


Abbildung A 36: Messstandorte im Projekt ERNST

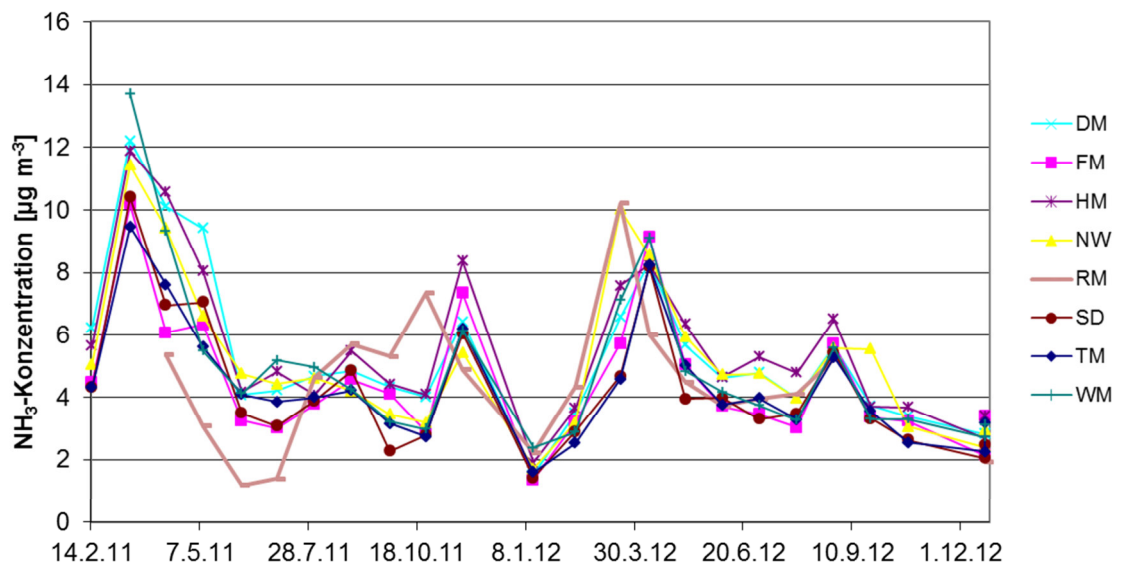


Abbildung A 37: Zeitlicher Verlauf NH_3 -Konzentrationen an 7 Standorten des Untersuchungsraumes von Februar 2011 bis Oktober 2012

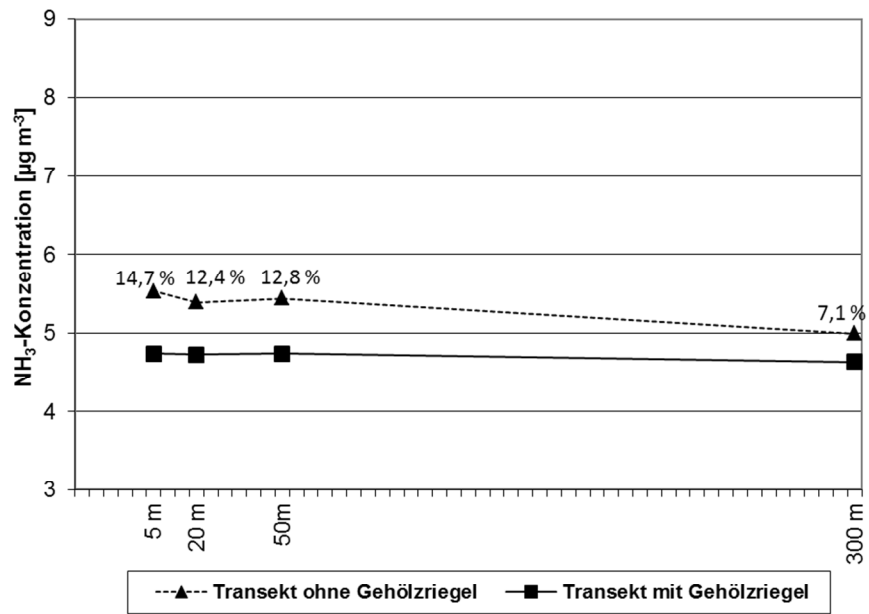


Abbildung A 38: NH_3 -Konzentrationen am Messtransect im Hochmoor mit und ohne Gehölzriegel (Minderungsgrad in %).

Abbildung A 39: Jährlicher Verlauf der N-Einträge über den Bestandesniederschlag an allen Messstandorten im Projekt ERNST im Zeitraum 2011-2012

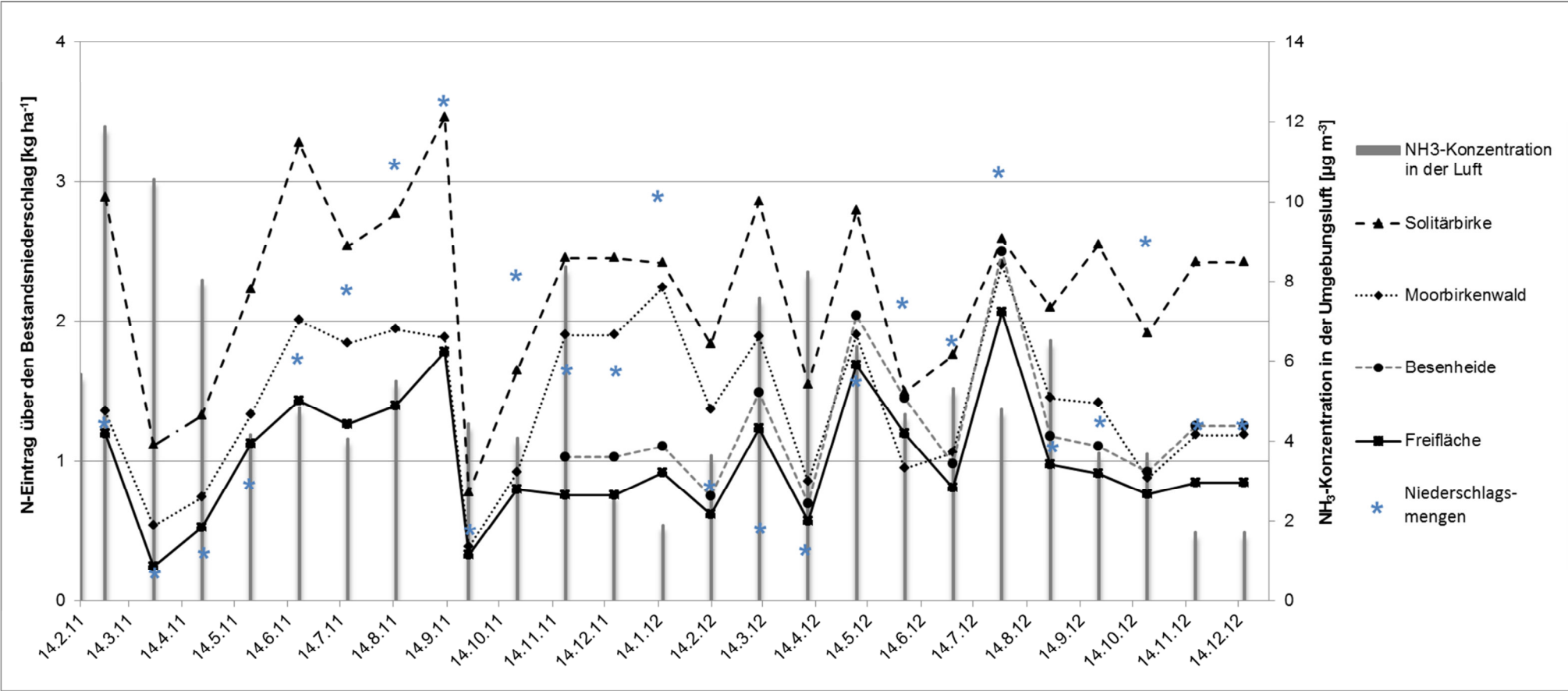


Tabelle A 2: Erfasste Niederschlagsmengen und analysierte Ionen-Gehalte im Niederschlagswasser (RW=Moorbirkenwald, RF=Freiland/Offenland, RB=Solitärbäume)

Probenahme Nr.	Anzahl der Sammel-			Menge			NH ₄ -N			NO ₃ -N			Ges.-N			pH			K			Mg		
	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB
1	18	5	17	10678	3987	13001	3,2	1,5	4	1,6	0,9	1,9	4,9	2,7	6,8	5,94	5,84	5,94	0,79	0,11	0,73	0,03	0,03	0,03
2	18	6	17	1854	820	2683	5,8	2	8,3	2,8	1,1	3,9	9,4	3,2	12,7	6,99	6,77	6,43	2,05	0,54	1,39	0,7	0,2	0,73
3	17	6	17	2838	1351	3589	5,4	2,9	7,2	2,5	1,3	3,7	8	4,3	11,3	7	6,94	6,96	3,38	0,34	1,28	0,54	0,08	0,58
4	36	10	35	5008	2418	5440	4,6	2,1	6,6	2,6	1,4	5	8,6	4,2	12,9	6,5	6,73	6,11	13,92	0,53	6,6	2,01	0,08	1,41
5	36	12	36	13830	6704	13267	2,3	1,3	4,4	1,6	0,9	2,8	4,7	2,3	8	6,43	6,66	6,41	3,58	0,08	2,1	0,62	0,08	0,79
6	32	11	32	16579	7812	17824	1,6	0,8	2,4	1,2	0,6	1,5	3,2	1,6	4,1	6,66	6,78	6,88	2,04	0,1	1,63	0,33	0,12	0,48
7	33	12	34	25078	12563	29188	1,2	0,7	1,7	0,7	0,4	0,8	2,3	1,2	2,9	6,15	6,41	6,66	1,31	0,12	1,22	0,09	0,03	0,17
8	34	12	36	27392	13729	33930	1	0,8	2	0,8	0,5	1	2,1	1,4	3,3	6,15	6,41	6,66	1,82	0,12	1,59	0,17	0,06	0,17
9	18	6	18	4001	1703	4651	1,5	1,2	3,1	1,2	0,7	1,9	3,1	2,1	5,4	6,2	6,44	6,41	3,13	0,29	2,48	0,85	0,07	1,4
10	14	6	18	9661	6648	16662	0,8	0,7	1,8	1	0,5	1,2	2,4	1,3	3,2	6,43	6,51	6,47	4,31	0,14	1,32	1,34	0,24	0,52
11	17	6	18	31413	12541	36144	2,1	0,8	2,6	1	0,5	1,1	3,7	1,3	4,4	6,23	6,22	6,32	1,49	0,19	1,15	0,8	0,17	0,74
12	18	6	18	33000	11000	30105	1,5	0,6	1,7	0,6	0,3	0,7	2,2	0,9	2,6	6,93	6,4	6,62	0,91	0,25	0,69	1	0,23	0,64
13	18	6	18	11622	4202	13500	2,4	0,9	2,7	1,1	0,6	1,3	3,8	1,6	4,4	6,3	6,06	6,32	0,86	0,24	1,15	0,65	0,08	1,25
14	18	6	17	7273	3242	9402	5,9	2,5	6	2,3	1,2	2,4	8,4	4,1	9,3	6,46	5,73	6,44	1,07	0,21	1,04	1,03	0,09	0,97
15	15	6	18	3393	2070	4891	4,2	2	6,2	1,9	0,8	2,4	6,8	3	10,2	6,39	6,76	6,52	3,28	0,31	1,23	0,58	0,09	0,99
16	15	6	17	12216	6753	15825	2	1,6	2,9	1,3	0,9	1,9	4,2	2,7	5,4	6,41	6,79	6,5	1,75	0,16	1,11	0,09	0,03	0,03
17	35	11	31	17609	7415	10139	0,8	0,9	2,3	0,5	0,5	1,5	1,7	1,6	4,1	6,06	4,76	5,1	3,56	0,15	3,01	1,05	0,03	1,15
18	35	10	34	14525	6082	12500	1,2	1,2	2,1	0,8	0,6	1,2	2,3	1,2	4,3	6,25	6,1	6,42	1,1	1,02	1,45	0,2	0,21	0,23
19	35	12	32	28058	12412	19109	1,4	1	1,8	0,9	0,5	1,4	2,7	1,8	3,9	6,34	6,52	6,32	0,96	0,14	1,16	0,07	0,03	0,23
21	31	11	35	6846	3859	7345	2,9	1,3	4,2	2,1	0,8	3	5,9	2,5	9	6,82	7,04	6,83	3,68	0,49	4,34	0,66	0,12	1,07
22	18	5	15	9716	4112	9302	2,4	1,3	4,2	1,5	0,6	1,9	4,7	2	7,4	5,68	5,49	5,82	3,22	0,29	3,73	0,95	0,11	1,23
23	16	6	16	20969	10284	22908	0,5	0,5	1,4	0,5	0,2	0,6	1,2	0,8	2,4	5,19	6,54	5,4	1,84	0,07	1,22	0,3	0,03	0,16
24	18	6	16	22606	10770	25377	2	1	3,5	1	0,6	1,4	3,4	1,7	5,5	6,26	6,19	6,34	3,12	0,16	1,1	1,03	0,08	0,42

Tabelle A2 (Fortsetzung): Erfasste Niederschlagsmengen und analysierte Ionen-Gehalte im Niederschlagswasser (RW=Moorbirkenwald, RF=Freiland/Offenland, RB=Solitäräume)

Probenahme Nr.	Ca			Mn			Fe			Al			Na			S			Cl		
	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB	RW	RF	RB
1	0,52	0,26	0,46	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	3,97	1,28	5,3	1,97	0,86	2,94			
2	1,85	1,38	1,76	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	6,92	2,21	8,21	3,64	1,43	5,07			
3	1,27	0,57	1,35	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	3,37	0,89	5,39	2,2	1,09	2,83			
4	2,39	0,58	1,92	0,17	0,03	0,1	0,03	0,03	0,05	0,09	0,03	0,12	3,83	1,16	4,66	3,32	1,3	3,54			
5	2,18	2,08	3,01	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,07	1,74	1,02	3,09	1,48	0,77	1,96	12	4	5
6	0,94	0,79	1,57	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,9	0,65	2,41	1,28	0,83	1,58	8	7	4
7	0,37	0,2	0,41	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,44	0,91	2,47	1,12	0,51	1,1	12	6	3
8	0,58	0,51	0,95	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	2,46	1	2,35	1,24	0,61	1,29	20	5	5
9	1,24	0,5	2,01	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	3,16	1,01	7,1	1,77	0,77	2,38	2	12	15
10	1,72	0,88	1,06	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	4,64	2,58	5,18	1,44	0,81	1,44	18	1	20
11	0,57	0,15	0,66	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	8,01	3,45	9,03	2,01	0,76	2,46	19	9	19
12	2,13	0,44	0,83	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	9,05	3,91	8,24	1,72	0,65	1,58	17	8	17
13	0,66	0,29	1,32	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	9,8	3,36	13,29	2,47	0,83	3,48	18	9	27
14	0,92	0,15	0,87	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	11,89	2,48	12,55	5,27	1,77	5,72	14	7	22
15	0,74	0,22	1,3	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,05	0,03	0,05	6,25	1,5	10,2	3	0,99	4,44	14	8	18
16	0,39	0,39	0,34	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,12	0,03	0,11	1,7	0,85	2,55	1,25	0,84	1,68	8	6	8
17	0,72	0,45	0,89	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,1	0,03	0,15	1,61	0,55	2,3	1,22	0,52	1,46	9	4	11
18	0,71	0,93	0,58	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,13	1,14	2,44	0,88	0,92	1,2	4	4	7
19	0,39	0,2	0,74	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,07	0,93	0,4	1,26	0,8	0,5	0,94	6	5	5
21	1,69	0,89	1,75	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,81	0,7	2,05	1,67	0,73	1,87	6	5	6
22	1,57	0,49	1,94	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	2,85	1,23	4,04	2,15	0,71	2,31	9	6	12
23	0,79	0,07	0,38	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,14	0,44	1,62	0,8	0,31	0,93	10	13	15
24	1,46	0,58	1,13	0,06	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	4,23	1,49	5,38	1,92	0,7	2,77	12	5	16

Tabelle A 3: Erfasste Niederschlagsmengen und analysierte Ionen-Gehalte im Niederschlagswasser unter der Besenheide (H1, H2, H3 = Parallelen)

Probenahme Nr.	Anzahl der Sammler			Menge			NH ₄ -N			NO ₃ -N			Ges.-N			pH			K			Mg		
	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3
1	1	1	1	4141	4141	4141	1	0,9	0,8	0,7	0,5	0,9	1,9	1,7	1,8	6,46	6,32	5,95	3,59	2,73	3,24	0,42	0,18	0,47
2	1	1	1	3500	3500	3500	0,7	0,5	0,7	0,6	0,4	0,5	1,5	1,1	1,2	6,54	6,83	6,66	1,26	1,34	0,97	1,09	0,7	0,45
3	1	1	1	1300	1300	1300	1	0,9	0,9	0,7	0,6	0,5	1,8	1,6	1,5	6,49	6,4	6,62	2,08	2	1,58	0,38	0,43	0,23
4	1	1	1	1140	989	1000	2,3	1,7	2,1	1,4	1,4	1,4	4,6	3,5	4	6,31	6,24	6,55	4,63	6,25	2,96	0,87	0,73	0,43
5	1	1	1	711	782	844	2,5	3,5	2,2	1,1	1,2	0,8	4,6	5	3,3	6,3	6,33	6,42	3,07	1,59	1,12	0,18	0,26	0,27
6	1	1	1	2400	2602	2600	2	2,1	1,7	1,1	1,1	0,9	3,4	3,7	2,9	5,42	6,6	6,5	1,12	0,91	0,41	0,03	0,03	0,03
7	1	1	1	3400	3449	3789	1,1	1,4	1	0,6	0,8	0,6	2,2	2,7	1,9	5,1	5,07	5	0,8	1,26	0,55	0,11	0,11	0,03
8	2	2	2	2647	2790	2355	0,8	0,8	0,6	0,5	0,6	0,4	1,7	1,8	1,4	6,21	4,91	5,11	1,22	0,74	0,56	0,15	0,19	0,16
9	2	2	2	4659	4700	4700	0,5	0,6	0,5	0,5	0,6	0,5	1,4	1,6	1,4	6,1	6,09	6,11	1,6	0,74	0,72	0,17	0,19	0,13
10	2	2	2	1372	1515	1456	1,4	2	1,2	0,8	0,7	0,6	3	4	2,6	6,71	6,72	6,63	2,87	4,07	3,84	0,33	0,43	0,24
11	1	1	1	1700	1857	1700	1,3	1,3	1,3	0,5	0,6	0,5	2,4	2,6	2,4	4,68	4,71	4,75	2,3	2,29	2,38	0,69	0,59	0,51
12	1	1	1	4000	4238	4000	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1	0,2	1	1	1	5,32	4,64	4,69	1,35	1,41	1,28	0,48	0,39	0,21
13	1	1	1	3018	2770	3057	0,8	1,2	0,5	0,6	0,6	0,5	1,8	2,1	1,3	6,66	6,16	6,24	5,2	3,29	3,23	0,58	0,52	0,37
14	1	1	1	6516	6516	6516	0,6	0,5	0,4	0,5	0,5	0,4	1,4	1,3	1	6,55	6,25	6,32	1,46	0,72	0,62	0,08	0,16	0,11

Tabelle A 3 (Fortsetzung): Erfasste Niederschlagsmengen und analysierte Ionen-Gehalte im Niederschlagswasser unter der Besenheide (H1, H2, H3 = Parallelen)

Probenahme Nr.	Anzahl der Sammler			Ca			Mn			Fe			Al			Na			S			Cl		
	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3
1	1	1	1	0,43	0,36	0,67	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	5,78	3,52	4,98	1,68	0,96	1,23	11	11	13
2	1	1	1	3,63	3,07	2,36	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	8,7	4,39	3,49	1,34	0,98	0,91	20	10	5
3	1	1	1	1,83	2,31	0,81	0,03	0,03	0,03	0,3	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	7,26	6,85	3,7	1,74	2,48	1	19	16	10
4	1	1	1	1,67	1,48	1,01	0,03	0,03	0,03	0,3	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	7,01	4,8	5,66	2,5	2,29	2,11	17	14	12
5	1	1	1	0,52	0,56	0,91	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	3,89	3,54	1,77	1,94	2	1,12	19	9	10
6	1	1	1	0,42	0,18	0,26	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,73	0,85	0,46	0,99	0,92	0,74	6	4	7
7	1	1	1	0,61	0,65	0,51	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,77	1,04	0,79	0,74	0,82	0,61	6	4	7
8	2	2	2	0,72	0,63	0,57	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,11	1,02	0,74	0,78	0,81	0,67	6	4	4
9	2	2	2	0,6	0,6	0,74	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,94	0,77	0,66	0,87	0,71	0,65	4	3	5
10	2	2	2	0,87	0,88	0,87	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,11	1,32	1,08	1,11	1,21	1,12	5	7	7
11	1	1	1	1,48	1,19	1,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	2,76	1,68	1,28	1	1,11	0,88	18	13	9
12	1	1	1	0,38	1	1,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,69	0,71	0,59	0,6	0,64	0,57	8	7	10
13	1	1	1	4,77	0,82	0,73	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	2,07	1,89	1,66	1,09	1,24	0,88	7	8	6
14	1	1	1	0,44	0,55	0,37	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	1,41	1,21	0,89	0,91	0,85	0,66			

Tabelle A 4: Daten zur Beprobung der Krautschicht im Rühler Moor

Lab.-Bez.	Moor	Biot.-Typ	Pfl.Art	Rahmen [Seitenlänge m]	Fläche [m²]	Höhe [cm]	Bulten	feucht/ trocken	Foto	Frischmasse [g]
Rühler Moor										
RMG 1	R	MG	GH	1	1	20-30	n	f	v	949
RMG 2	R	MG	GH	1	1	14-20	n	f	v	787
RMG 3	R	MG	GH	1	1	20-35	n	f	v	831
RMG 4	R	MG	GH	1	1	20	n	f	v	791
RMG 5	R	MG	BH	1	1	40(50)	n	t	v	2017
RMG 6	R	MG	BH	1	1	40	n	t	v	1611
RMG 7	R	MG	BH	1	1	30(50)	n	t	v	1251
RMG 8	R	MG	BH	1	1	40-45	n	t	v	1393
RMG 9	R	MG	PG	0,5	0,25	30-40 (120)	j	t	v	437
RMG 10	R	MG	PG	0,5	0,25	40 (120)	j	t	v	523
RMG 11	R	MG	PG	0,5	0,25	50 (80)	j	t	v	509
RMG 12	R	MG	PG	0,5	0,25	40 (80)	j	t	v	359
RMG 13	R	MG	PG	0,5	0,25	25 (60)	j	t	v	187
RMG 14	R	MG	KB	0,5	0,25	15	n	f	v	605
RMG 15	R	MG	KB	0,5	0,25	15	n	t	v	425
RMG 16	R	MG	KB	0,5	0,25	15	n	t	v	335
RMG 17	R	MG	KB	0,5	0,25	15	n	t	v	313
RMG 18	R	MG	KB	0,5	0,25	15	j	t	v	375
RMD 1	R	MDB	PG	1	1	30 (70)	j	t	v	299
RMD 2	R	MDB	PG	1	1	45 (80)	j	t	v	205
RMD 3	R	MDB	PG	1	1	45 (70)	j	t	v	337
RMD 4	R	MDB	PG	1	1		j	t	v	201
RMD 5	R	MDB	KB	0,5	0,25	15	n	t	v	251
RMD 6	R	MDB	KB	0,5	0,25	15	n	t	v	281
RMD 7	R	MDB	KB	0,5	0,25	16	n	t	v	251
RMD 8	R	MDB	KB	0,5	0,25	17	n	t	v	261
RMD 9	R	MDB	KB	0,5	0,25	15	n	t	v	273
RMW 1	R	MW	FB	1	1	80	j	sf	v	803
RMW 2	R	MW	FB	1	1	80	j	sf	v	867
RMW 3	R	MW	FB	1	1	80	j	sf	v	605
RMW 4	R	MW	FB	1	1	85	j	sf	v	703
RMW 5	R	MW	PG	1	1	50 (100)	j	f	v	1275
RMW 6	R	MW	PG	1	1	35 (110)	j	f	v	747
RMW 7	R	MW	PG	1	1	40 (90)	j	f	v	871
RMW 8	R	MW	PG	1	1	35 (100)	j	f	v	791
RMW 9	R	MW	WS	1	1	25	j	sf	v	951
RMW 10	R	MW	WS	1	1	25	j	sf	v	929
RMW 11	R	MW	WS	1	1	20	j	sf	v	511
RMW 12	R	MW	WS	1	1	30	j	sf	v	977
RMW 13	R	MW	WG	1	1	46	n	sf	v	589
RMW 14	R	MW	WG	1	1	40	n	sf	v	391
RMW 15	R	MW	WG	1	1	40	n	sf	v	571
RMW 16	R	MW	WG	1	1	45	n	sf	v	487
RW 1	R	WV	PG	1	1		j/n	t	v	82
RW 2	R	WV	PG	1	1	40 (70)	j/n	t	v	152
RW 3	R	WV	PG	1	1	40 (60)	j/n	t	v	186
RW 4	R	WV	PG	1	1	50 (80)	j	t	v	214
RMP 1	R	MP	PG	1	1	130	j	sf	v	1125
RMP 2	R	MP	PG	1	1	130	j	sf	v	1125
RMP 3	R	MP	PG	1	1	125	j	sf	v	503
RMP 4	R	MP	PG	1	1	105	j	sf	v	937

Tabelle A 5: Ermittlung der N-Vorräte in Pflanzenbeständen in der Krautschicht im Rühler Moor

Lab.-Bez.	Moor	Biot.-Typ	Pfl.Art	TS %	TS [g]	N-Konz [%]	N [kg]	Faktor Fläche	N [kg/m ²]	N [kg/ha]
Rühler Moor										
RMG 1	R	MG	GH	59,25	562,2825	1,03	0,00579151	1	0,00579151	57,9150975
RMG 2	R	MG	GH	63,94	503,2078	1,04	0,00523336	1	0,00523336	52,3336112
RMG 3	R	MG	GH	61,8	513,558	0,96	0,00493016	1	0,00493016	49,301568
RMG 4	R	MG	GH	54,79	433,3889	1,1	0,00476728	1	0,00476728	47,672779
RMG 5	R	MG	BH	57,56	1160,9852	0,91	0,01056497	1	0,01056497	105,649653
RMG 6	R	MG	BH	55,24	889,9164	1,13	0,01005606	1	0,01005606	100,560553
RMG 7	R	MG	BH	57,27	716,4477	0,93	0,00666296	1	0,00666296	66,6296361
RMG 8	R	MG	BH	58,27	811,7011	0,96	0,00779233	1	0,00779233	77,9233056
RMG 9	R	MG	PG	67,75	296,0675	1,39	0,00411534	4	0,00411534	41,1533825
RMG 10	R	MG	PG	43,03	225,0469	1,22	0,00274557	4	0,00274557	27,4557218
RMG 11	R	MG	PG	49,22	250,5298	1,24	0,00310657	4	0,00310657	31,0656952
RMG 12	R	MG	PG	50,72	182,0848	1,35	0,00245814	4	0,00245814	24,581448
RMG 13	R	MG	PG	67,31	125,8697	0,98	0,00123352	4	0,00123352	12,3352306
RMG 14	R	MG	KB	58,7	355,135	1,01	0,00358686	4	0,00358686	35,868635
RMG 15	R	MG	KB	58,77	249,7725	0,92	0,00229791	4	0,00229791	22,97907
RMG 16	R	MG	KB	59,02	197,717	0,95	0,00187831	4	0,00187831	18,783115
RMG 17	R	MG	KB	59,6	186,548	0,95	0,00177221	4	0,00177221	17,72206
RMG 18	R	MG	KB	63,12	236,7	0,9	0,0021303	4	0,0021303	21,303
RMD 1	R	MDB	PG	55,55	166,0945	1,82	0,00302292	1	0,00302292	30,229199
RMD 2	R	MDB	PG	51,23	105,0215	1,84	0,0019324	1	0,0019324	19,323956
RMD 3	R	MDB	PG	51,14	172,3418	1,78	0,00306768	1	0,00306768	30,6768404
RMD 4	R	MDB	PG	54,5	109,545	1,68	0,00184036	1	0,00184036	18,40356
RMD 5	R	MDB	KB	55,71	139,8321	1,15	0,00160807	4	0,00160807	16,0806915
RMD 6	R	MDB	KB	55,83	156,8823	1,14	0,00178846	4	0,00178846	17,8845822
RMD 7	R	MDB	KB	55,32	138,8532	1,34	0,00186063	4	0,00186063	18,6063288
RMD 8	R	MDB	KB	54,02	140,9922	1,1	0,00155091	4	0,00155091	15,509142
RMD 9	R	MDB	KB	56,16	153,3168	1,12	0,00171715	4	0,00171715	17,1714816
RMW 1	R	MW	FB	48,76	391,5428	0,92	0,00360219	1	0,00360219	36,0219376
RMW 2	R	MW	FB	50,62	438,8754	0,97	0,00425709	1	0,00425709	42,5709138
RMW 3	R	MW	FB	53,99	326,6395	0,99	0,00323373	1	0,00323373	32,3373105
RMW 4	R	MW	FB	53,82	378,3546	1,04	0,00393489	1	0,00393489	39,3488784
RMW 5	R	MW	PG	48,08	613,02	0,94	0,00576239	1	0,00576239	57,62388
RMW 6	R	MW	PG	53,11	396,7317	0,74	0,00293581	1	0,00293581	29,3581458
RMW 7	R	MW	PG	49,66	432,5386	0,96	0,00415237	1	0,00415237	41,5237056
RMW 8	R	MW	PG	46,55	368,2105	0,86	0,00316661	1	0,00316661	31,666103
RMW 9	R	MW	WS	48,55	461,7105	1,27	0,00586372	1	0,00586372	58,6372335
RMW 10	R	MW	WS	49,69	461,6201	1,27	0,00586258	1	0,00586258	58,6257527
RMW 11	R	MW	WS	58,14	297,0954	1,11	0,00329776	1	0,00329776	32,9775894
RMW 12	R	MW	WS	52,96	517,4192	1,12	0,0057951	1	0,0057951	57,9509504
RMW 13	R	MW	WG	50,72	298,7408	1,26	0,00376413	1	0,00376413	37,6413408
RMW 14	R	MW	WG	49,61	193,9751	1,17	0,00226951	1	0,00226951	22,6950867
RMW 15	R	MW	WG	40,07	228,7997	1,27	0,00290576	1	0,00290576	29,0575619
RMW 16	R	MW	WG	52,2	254,214	1,11	0,00282178	1	0,00282178	28,217754
RW 1	R	WV	PG	50,37	41,3034	1,77	0,00073107	1	0,00073107	7,3107018
RW 2	R	WV	PG	42,31	64,3112	1,95	0,00125407	1	0,00125407	12,540684
RW 3	R	WV	PG	44,38	82,5468	1,93	0,00159315	1	0,00159315	15,9315324
RW 4	R	WV	PG	42,67	91,3138	1,89	0,00172583	1	0,00172583	17,2583082
RMP 1	R	MP	PG	58,45	657,5625	0,67	0,00440567	1	0,00440567	44,0566875
RMP 2	R	MP	PG	57,99	652,3875	0,64	0,00417528	1	0,00417528	41,7528
RMP 3	R	MP	PG	50,05	251,7515	0,88	0,00221541	1	0,00221541	22,154132
RMP 4	R	MP	PG	53,59	502,1383	0,62	0,00311326	1	0,00311326	31,1325746

Tabelle A 6: Daten zur Beprobung der Krautschicht im Tausendschrittmoor

Lab.-Bez.	Moor	Biot.-Typ	Pfl.Art	Rahmen [Seitenlänge m]	Fläche [m ²]	Höhe [cm]	Bulthen	feucht/ trocken	Foto	Frischmasse [g]
Tausendschrittmoor										
TMG 1	T	MG	GH	1	1	20-25	n	f	v	741
TMG 2	T	MG	GH	1	1	25	n	f	v	685
TMG 3	T	MG	GH	1	1	25	n	f	v	821
TMG 4	T	MG	GH	1	1	25	n	f	v	535
TMG 5	T	MG	BH	1	1	50	n	t	v	3229
TMG 6	T	MG	BH	1	1	50	n	t	v	2583
TMG 7	T	MG	BH	1	1	45	n	t	v	2437
TMG 8	T	MG	BH	1	1	45	n	t	v	2121
TMG 9	T	MG	PG	1	1	35(90)	j	t	v	1031
TMG 10	T	MG	PG	1	1	35(100)	j	t	v	671
TMG 11	T	MG	PG	1	1	40(100)	j	t	v	907
TMG 12	T	MG	PG	1	1	45(95)	j	t	v	1063
TMD 1	T	MDB	PG	1	1	35-40(90)	j	f	v	331
TMD 2	T	MDB	PG	1	1	45	j	f	v	243
TMD 3	T	MDB	PG	1	1	45	j	f	v	355
TMP 1	T	MP	PG	1	1	45(105)	j	t	v	1227
TMP 2	T	MP	PG	1	1	45(80)	j	t	v	1169
TMP 3	T	MP	PG	1	1	50(110)	j	t	v	1087
TMP 4	T	MP	PG	1	1	40(95)	j	t	v	1073

Tabelle A 7: Ermittlung der N-Vorräte in Pflanzenbeständen in der Krautschicht im Rühler Moor

Lab.-Bez.	Moor	Biot.-Typ	Pfl.Art	TS %	TS [g]	N-Konz [%]	N [kg]	Faktor Fläche	N [kg/m ²]	N [kg/ha]
Tausendschrittmoor										
TMG 1	T	MG	GH	49,75	368,6475	1	0,00368648	1	0,00368648	36,86475
TMG 2	T	MG	GH	56,41	386,4085	0,95	0,00367088	1	0,00367088	36,7088075
TMG 3	T	MG	GH	56,01	459,8421	1,01	0,00464441	1	0,00464441	46,4440521
TMG 4	T	MG	GH	56,8	303,88	1,07	0,00325152	1	0,00325152	32,51516
TMG 5	T	MG	BH	43,39	1401,0631	1,1	0,01541169	1	0,01541169	154,116941
TMG 6	T	MG	BH	50,15	1295,3745	1,13	0,01463773	1	0,01463773	146,377319
TMG 7	T	MG	BH	43,72	1065,4564	0,97	0,01033493	1	0,01033493	103,349271
TMG 8	T	MG	BH	50,91	1079,8011	1,05	0,01133791	1	0,01133791	113,379116
TMG 9	T	MG	PG	43,24	445,8044	1	0,00445804	1	0,00445804	44,58044
TMG 10	T	MG	PG	49,5	332,145	1,14	0,00378645	1	0,00378645	37,86453
TMG 11	T	MG	PG	47,63	432,0041	1,07	0,00462244	1	0,00462244	46,2244387
TMG 12	T	MG	PG	51,01	542,2363	1,01	0,00547659	1	0,00547659	54,7658663
TMD 1	T	MDB	PG	42,91	142,0321	1,59	0,00225831	1	0,00225831	22,5831039
TMD 2	T	MDB	PG	45,25	109,9575	1,62	0,00178131	1	0,00178131	17,813115
TMD 3	T	MDB	PG	44,96	159,608	1,58	0,00252181	1	0,00252181	25,218064
TMP 1	T	MP	PG	44,38	544,5426	1,45	0,00789587	1	0,00789587	78,958677
TMP 2	T	MP	PG	46,8	547,092	1,41	0,007714	1	0,007714	77,139972
TMP 3	T	MP	PG	48,42	526,3254	1,27	0,00668433	1	0,00668433	66,8433258
TMP 4	T	MP	PG	47,7	511,821	1,41	0,00721668	1	0,00721668	72,166761

Tabelle A 8: N-Vorrat in der Moorbirke für unterschiedliche Höhenklassen

Pr.Bezeichnung	Standort	Biotyp	Baumart	Baum-Nr.	Baumteil	Frischmasse [g]	TS %	TS [g]	N-Konz. %	N [g]	N pro Baum [kg]	N pro Baum [kg] MW
Baumhöhe > 6m												
R1	R	MG	B	1	S	57843	62,8	36325,4	0,28	102	0,6	0,71
R2	R	MG	B	1	A	29378	59,6	17518,1	0,34	60		
R3	R	MG	B	1	B	73482	59,3	43589,5	0,95	414		
R4	R	MG	B	2	S	92672	58,8	54472,6	0,24	131	0,6	
R5	R	MG	B	2	A	5820	57,4	3340,7	0,29	10		
R6	R	MG	B	2	B	64784	56,1	36324,4	1,19	432		
R7	R	MG	B	3	S	130740	61,9	80941,1	0,25	202	1,0	
R8	R	MG	B	3	A	16454	60,6	9976,1	0,28	28		
R9	R	MG	B	3	B	124070	58,4	72494,1	1,04	754		
T1	T	MG	b	1	S	95082	60,2	57211	0,17	97	0,4	0,30
T2	T	MG	b	1	A	8258	59,6	4920,9	0,26	13		
T3	T	MG	b	1	B	60374	60,7	36635	0,91	333		
T4	T	MG	b	2	S	70702	60,6	42860	0,19	81	0,2	
T5	T	MG	b	2	A	3600	60,3	2169,4	0,22	5		
T6	T	MG	b	2	B	36572	61,6	22536	0,65	146		
T7	T	MG	b	3	S	67052	61,5	41264	0,15	62	0,2	
T8	T	MG	b	3	A	8572	61,1	5234,9	0,3	16		
T9	T	MG	b	3	B	30829	60,5	18645	0,85	158		
Baumhöhe 3-6m												
R10	R	MG	b	1	S	9464	63,1	5975,6	0,34	20	0,1	0,105
R11	R	MG	b	1	B	11028	61,8	6809,8	0,99	67		
R12	R	MG	b	2	S	6752	62,2	4202,4	0,32	13	0,1	
R13	R	MG	b	2	B	8549	62,8	5372,2	0,9	48		
R14	R	MG	b	3	S	13272	62,8	8334,8	0,25	21	0,2	
R15	R	MG	b	3	B	23340	61,2	14272	1,01	144		
T10	T	MG	b	1	S	6500	57,0	3703,7	0,21	8	0,1	0,055
T11	T	MG	b	1	B	8926	47,8	4264,8	1,44	61		
T12	T	MG	b	2	S	8600	59,9	5150,5	0,24	12	0,0	
T13	T	MG	b	2	B	6042	52,3	3160,6	1,12	35		
T14	T	MG	b	3	S	6250	59,6	3725	0,21	8	0,0	
T15	T	MG	b	3	B	8682	58,2	5054,7	0,78	39		
Baumhöhe 1,5-3m												
R33	R	MG	b	3	a	10463	65,4	6841,8	1,23	84	0,03	0,033
R34	R	MG	b	3	b	17231	62,8	10828	1,05	114	0,04	
R41	R	MP	b	3	a	3155	56,1	1770,6	1,21	21	0,01	0,006
R42	R	MP	b	3	b	2099	56,0	1174,6	1,29	15	0,01	
R49	R	MW	b	3	a	6289	57,3	3604,9	0,89	32	0,01	0,011
R50	R	MW	b	3	b	5851	54,5	3190	1,04	33	0,01	
T33	T	MG	b	3	a	4669	66,6	3107,2	0,98	30	0,01	0,014
T34	T	MG	b	3	b	7419	63,0	4671,7	1,12	52	0,02	
T41	T	MP	b	3	a	3559	62,5	2224	1,13	25	0,01	0,008
T42	T	MP	b	3	b	3187	60,6	1932,6	1,18	23	0,01	
Baumhöhe <1,5m												
R31	R	MG	b	1,5	a	767	67,0	513,89	1,32	7	0,00	0,003
R32	R	MG	b	1,5	b	1131	66,1	747,7	1,27	9	0,00	
R39	R	MP	b	1,5	a	805	64,7	520,92	1,13	6	0,00	0,002
R40	R	MP	b	1,5	b	745	64,1	477,25	1,35	6	0,00	
R47	R	MW	b	1,5	a	1553	55,0	854,77	1,36	12	0,00	0,004
R48	R	MW	b	1,5	b	1457	55,7	811,84	1,33	11	0,00	
T31	T	MG	b	1,5	a	909	63,7	579,12	1,16	7	0,00	0,002
T32	T	MG	b	1,5	b	1239	66,2	820,22	0,96	8	0,00	
T39	T	MP	b	1,5	a	831	64,3	534,08	1,12	6	0,00	0,002
T40	T	MP	b	1,5	b	971	65,0	630,96	1,16	7	0,00	

Tabelle A 9: N-Vorrat in der Waldkiefer für unterschiedliche Höhenklassen

Pr.Bezeichnung	Standort	Biotyp	Baumart	Baum-Nr	Baumteil	Baumhöhe	Frischmasse	TS %	TS [g]	N %	N [g]	N pro Baum [kg]
Baumhöhe > 6m												
R16	R	MG	K	1	S	6	95858	42,8	41066	0,14	57,49	0,59
R17	R	MG	K	1	A		36886	41,4	15286	0,28	42,80	
R18	R	MG	K	1	B		73287	47,9	35104	1,39	487,95	
R19	R	MG	K	2	S	7	160612	47,8	76692	0,13	99,70	2,30
R20	R	MG	K	2	A		87594	46,2	40486	0,2	80,97	
R21	R	MG	K	2	B		249454	47,2	117618	1,8	2117,12	
R22	R	MG	K	3	S	6,9	72306	40,1	29009	0,16	46,41	1,34
R23	R	MG	K	3	A		24614	35,4	8721	0,29	25,29	
R24	R	MG	K	3	B		167957	43,7	73464	1,73	1270,93	
T16	T	MG	K	1	S	7,6	206872	47,5	98326	0,12	117,99	1,30
T17	T	MG	K	1	A		41972	46,9	19702	0,16	31,52	
T18	T	MG	K	1	B		197264	48,6	95811	1,2	1149,73	
T19	T	MG	K	2	S	6,5	109116	49,7	54209	0,13	70,47	0,96
T20	T	MG	K	2	A		44110	49,2	21689	0,27	58,56	
T21	T	MG	K	2	B		132402	46,3	61315	1,35	827,76	
T22	T	MG	K	3	S	7	210068	50,8	106736	0,15	160,10	1,19
T23	T	MG	K	3	A		136422	52,3	71308	0,13	92,70	
T24	T	MG	K	3	B		200274	45,2	90444	1,04	940,61	
Baumhöhe 3-5m												
R25	R	MG	k	1	S	3,6	10500	37,9	3977	0,3	11,93	0,11
R26	R	MG	k	1	B		13584	43,8	5951	1,72	102,36	
R27	R	MG	k	2	S	5,7	45672	47,0	21443	0,2	42,89	0,33
R28	R	MG	k	2	B		36944	46,8	17279	1,69	292,01	
R29	R	MG	k	3	S	3,7	9354	46,3	4328	0,25	10,82	0,13
R30	R	MG	k	3	B		12670	46,9	5946	1,94	115,35	
T25	T	MG	k	1	S	3,7	9900	40,0	3960	0,27	10,69	0,12
T26	T	MG	k	1	B		18680	46,8	8748	1,28	111,97	
T27	T	MG	k	2	S	4,2	7900	37,0	2924	0,22	6,43	0,07
T28	T	MG	k	2	B		8772	44,2	3880	1,72	66,73	
T29	T	MG	k	3	S	4	15500	38,9	6034	0,33	19,91	0,21
T30	T	MG	k	3	B		25240	41,7	10528	1,76	185,29	
Baumhöhe 1,5-3m												
R37	R	MG	k	3	a	2,1/2,1/2,3	25429	45,3	11514	1,51	57,96	0,06
R38	R	MG	k	3	b	2,2/2/2,1	31599	45,8	14469	1,56	75,24	0,08
R45	R	MP	k	3	a	1,8/1,9/2,0	15381	44,0	6760	1,37	30,87	0,03
R46	R	MP	k	3	b	2/1,9/1,9	11401	43,7	4986	1,43	23,76	0,02
R53	R	MW	k	3	a	2,1/2,2/2	13185	38,6	5092	1,03	17,48	0,02
R54	R	MW	k	3	b	2,3/2,1/2	16605	38,6	6408	1,03	22,00	0,02
T37	T	MG	k	3	a	1,9/1,9/2,1	17531	45,8	8026	1,75	46,82	0,05
T38	T	MG	k	3	b	2/2,2/2,1	15337	44,9	6889	1,56	35,82	0,04
T45	T	MP	k	3	a	2,1/2,2/2	22359	42,1	9418	1,22	38,30	0,04
T46	T	MP	k	3	b	2,1/2/2,2	16287	43,3	7051	1,59	37,37	0,04
Baumhöhe <1,5m												
R35	R	MG	k	1,5	a	1,3/1,2/1,2	6651	48,7	3240	1,66	17,93	0,02
R36	R	MG	k	1,5	b	1,4/1,1/1,3	6005	45,5	2732	1,87	17,03	0,02
R43	R	MP	k	1,5	a	1/1/1,1	2059	43,6	897	1,38	4,13	0,00
R44	R	MP	k	1,5	b	0,8/0,9/1	1945	43,1	838	1,22	3,41	0,00
R51	R	MW	k	1,5	a	1,2/1,1/1,3	2791	43,2	1206	1,14	4,58	0,00
R52	R	MW	k	1,5	b	1/1,2/1,3	1569	43,6	685	1,02	2,33	0,00
T35	T	MG	k	1,5	a	1,4/1,1/1,3	3303	42,6	1408	1,36	6,38	0,01
T36	T	MG	k	1,5	b	1,3/1,3/1,4	3085	42,5	1311	1,66	7,26	0,01
T43	T	MP	k	1,5	a	1,2/1/1,2	2179	47,6	1037	1,39	4,80	0,00
T44	T	MP	k	1,5	b	1,2/1,1/1,2	4667	42,3	1972	1,48	9,73	0,01

Tabelle A 10: Geschätzte Anzahl der Birken pro Hektar

Baum_Durchmesser [m]	Baumfläche m ²	Anzahl der Bäume pro ha beim Baumanteil von ...%									
		10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
5	19,6	51	102	153	204	255	306	357	408	459	510
2,5	4,9	204	408	611	815	1019	1223	1427	1631	1834	2038
0,8	0,5	1990	3981	5971	7962	9952	11943	13933	15924	17914	19904
0,6	0,3	3539	7077	10616	14154	17693	21231	24770	28309	31847	35386

Tabelle A 11: N-Menge in abgeworfenem Laub

Pr.-Bez	Einwaage (100 Blätter) grün vom Baum	Auswaage TS (100 Blätter) grün vom Baum	Auswaage MW	N % in grünen Blättern	N% MW	H ₂ O %	Gewicht (abgewor- fenes Laub)	Einwaage (abgewor- fenes Laub)	Auswaage (abgewor- fenes Laub)	TS %	N% in abgewor- fenem Laub	TS im abgeworf- enen Laub pro Baum	kg N im abgeworf- enen Laub pro Baum
B 1 a	15,65	6,38		2,68		59,23	59	8,49	6,37	75,0	2,27	44,3	0,0010
B 1 b	16,21	6,78	6,2	2,60	2,83	58,17	43	9,19	6,84	74,4	1,57	32,0	0,0005
B 1 c	14,18	5,43		3,22		61,71							
B 2 a	24,07			2,49			118	8,49	6,37	75,0	2,27	88,5	0,0020
B 2 b	20,00	8,54	8,6	2,20	2,39	57,30	86	9,19	6,84	74,4	1,57	64,0	0,0010
B 2 c	21,48	8,6		2,49		59,96							
B 3 a	14,59			2,46			573	8,54	6,43	75,3	1,7	431,4	0,0073
B 3 b	16,07	7,48	8,6	2,19	2,38	53,45	375	8,09	6,58	81,3	2,33	305,0	0,0071
B 3 c	21,74	9,69		2,48		55,43	503	9,91	8,3	83,8	2,12	421,3	0,0089
B 4 a	13,90			2,69			2387	9,95	6,6	66,3	2,18	1583,3	0,0345
B 4 b	16,42	7,85	7,9	2,62	2,72	52,19	2111	10,25	6,89	67,2	2,08	1419,0	0,0295
B 4 c	16,82	7,88		2,85		53,15	669	12,3	8,6	69,9	2,09	467,8	

Tabelle A 12: Geschätzte N-Vorräte in den Birkenbeständen in Abhängigkeit von dem Deckungsgrad

Probenahme Herbst													
Baumhöhe m	kg N pro Baum (belaubt)	Baum Durchmesser	Fläche Baum	ha	Anzahl der Bäume pro ha	N pro ha (belaubt)	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,40
>6	0,710	5,00	19,63	10000	510	361,78	18,09	36,18	54,27	72,36	90,45	108,54	144,71
3 bis 6	0,150	2,50	4,91	10000	2038	305,73	15,29	30,57	45,86	61,15	76,43	91,72	122,29
1,5 bis 3	0,033	0,80	0,50	10000	19904	656,85	32,84	65,68	98,53	131,37	164,21	197,05	262,74
< 1,5	0,003	0,60	0,28	10000	35386	106,16	5,31	10,62	15,92	21,23	26,54	31,85	42,46
Probenahme Winter													
Baumhöhe m	kg N pro Baum (unbelaubt)	Baum Durchmesser	Fläche Baum	ha	Anzahl der Bäume pro ha	N pro ha (unbelaubt)	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,40
>6	0,680	5,00	19,63	10000	510	346,50	17,32	34,65	51,97	69,30	86,62	103,95	138,60
3 bis 6	0,097	2,50	4,91	10000	2038	197,71	9,89	19,77	29,66	39,54	49,43	59,31	79,08
1,5 bis 3	0,031	0,80	0,50	10000	19904	617,04	30,85	61,70	92,56	123,41	154,26	185,11	246,82
< 1,5	0,002	0,60	0,28	10000	35386	69,36	3,47	6,94	10,40	13,87	17,34	20,81	27,74

Tabelle A 13: N-Vorrat in der Birkenlaub eines Birken-Moorwaldes (Keschergöße 1x1m)

Kescher	N-Konz. [%]	Einwaage 100 Blatt [g]	Auswaage 100 Blatt [g]	TS in %	Frischmasse 1x1 m [kg]	Frischmasse kg/ha	TS 1x1 m [kg]	TS kg/ha	N 1x1 [kg]	N kg/ha	N kg/ha MW
1	1,33	9,56	5,55	58,05	0,402	4020	0,233361	2333,61	0,003104	31,037	32,04963
2	1,3	8,45	5,72	67,69	0,378	3780	0,255868	2558,682	0,003326	33,2629	
3	1,32	9,73	5,84	60,02	0,402	4020	0,24128	2412,804	0,003185	31,849	

Curriculum Vitae

Persönliche Daten

Vor- und Nachname: Jerzy Suda
Geburtsdatum und -ort: 19.11.1977, Kostrzyn nad Odrą
Staatsangehörigkeit: polnisch, deutsch

Studium:

10/1977-7/2002 Germanistik, Tadeusz Kotarbiński Universität, Zielona Góra
10/2002-6/2008 Umweltwissenschaften, Universität Vechta
SS 2001 Erasmusstudium, Technische Universität, Dresden
8-9/2005 Praktikum, Bundesumweltamt, FG II 4.4 „Großräumige Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme“, Dessau

Promotion

5/2019 (Disputation) Promotion, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
Titel der Doktorarbeit:
Landschaftspflegerische Maßnahmen auf Degradiertem Hochmoor und ihre Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt hinsichtlich atmosphärischer N-Einträge und N-Entzugs

Berufliche Tätigkeit

6-9/2009 Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Leibniz Institut für ökologische Raumentwicklung, Dresden
Seit 9/2009 Mitarbeiter in der Landwirtschaftskammer Niedersachsen