Das Projekt SWAMPS – Verfahrensanalysen und Handlungsoptionen zur Verminderung von Treibhausgasemissionen und zum Schutz von Mooren für landwirtschaftlich genutztes Grünland

Abschlussbericht der Projektjahre 2015 bis 2021

SWAMPS
Erhalt von Moorgrünland durch angepasstes Management

EUROPÄISCHE UNION
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung

EUROPA FÜR NIEDERSACHSEN

Niedersachsen

grünland zentrum NIEDERSACHSEN | BREMEN

LBEG Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
GEOZENTRUM HANNOVER

THÜNEN

Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg

Autorenliste des SWAMPS Konsortiums in Reihenfolge der Module

Grünlandzentrum Niedersachsen/Bremen e.V., Ovelgönne

Dr. Sebastian Pagenkemper, Franz Jansen-Minßen, Dr. Arno Krause, Markus Ernsing-Blaga[1], Ida Herzberg[2], Lena Kahne[3]

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover

Dr. Heinrich Höper, Dr. Merten Minke[4], Ann Christin Sieber[5]

Thünen-Institut für Agrarklimaschutz, Braunschweig

Dr. Bärbel Tiemeyer, Sebastian Heller, Sebastian Willi Oehmke, Melanie Bräuer[6], Dr. Ullrich Dettmann

Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg

Gerd Lange, Peter Gatersleben, Uwe Schröder

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg – AG Bodenkunde, Oldenburg

Prof. Dr. Luise Giani, Sarah Landscheidt

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg – AG Vegetationskunde und Naturschutz, Oldenburg

Prof. Dr. Rainer Buchwald, Lea Kupke

Die Autoren sind ausschließlich für die durch sie verfassten Kapitel verantwortlich.

Die Abbildung auf der Titelseite zeigt den Versuchsstandort Hammelwarder Moor am 22.05.2017 fotografiert von Peter Gatersleben.

Ansprechpartner/Kontakt:

Dr. Sebastian Pagenkemper u. Franz Jansen-Minßen
Grünlandzentrum Niedersachsen/Bremen e.V.
Albrecht-Thaer-Straße 1, 26939 Ovelgönne
E-Mail: sebastian.pagenkemper@gruenlandzentrum.de
Tel.: 04401 / 82926-24

Datum: Januar 2022

---

[1] Jetzt: Landkreis Wesermarsch, Brake
[2] Jetzt: Netzwerk Ökolandbau Schleswig-Holstein, Rendsburg
[3] Jetzt: nicht bekannt
[4] Jetzt: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Gülzow-Prüzen
[5] Jetzt: MOORWELTEN - Europäisches Fachzentrum Moor und Klima Wagenfeld GmbH, Wagenfeld
[6] Jetzt: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek

Inhaltsverzeichnis

I Abbildungsverzeichnis x
II Tabellenverzeichnis xxiii
III Verzeichnis der Anhänge xxviii
IV Abkürzungen xxx
1 Einleitung 1
2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete 4
2.1 Geografische Lage der Untersuchungsgebiete 4
2.2 Pumpgebiet 1 und Versuch Hammelwarder Moor (Niedermoorstandort) 4
2.2.1 Pumpgebiet 1 4
2.2.2 Exaktversuch Hammelwarder Moor 5
2.2.3 Geologie 6
2.2.4 Bodenkunde 8
2.2.5 Hydrologie 10
2.2.6 Flora und Fauna 11
2.3 Versuch Ipweger Moor (Hochmoorstandort) 12
2.3.1 Exaktversuch Ipweger Moor 12
2.3.2 Geologie 12
2.3.3 Bodenkunde 13
2.3.4 Hydrologie 14
2.3.5 Flora und Fauna 15
3 Versuchsaufbau 16
3.1 Pumpgebiet 1 16
3.2 Hammelwarder Moor 18
3.3 Ipweger Moor 22
4 Modul A: Projektmanagement und Koordination 27
4.1 Aufgabenbeschreibung und Sachstand 27
4.1.1 Organisatorische Ebene 27
4.1.2 Inhaltliche Ebene 27
4.1.3 Technische Ebene 28
4.2 Ergebnisse und Diskussion (Inhaltliche Ebene) 28
4.2.1 Synergien mit weiteren Projekten im Fachkontext 28
4.2.2 Veranstaltungen und Öffentlichkeitsarbeit 28
4.2.3 Bildung und Mobilisierung einer Akteursgemeinschaft 29

4.3 Diskussionsbeiträge der Akteure zu den ersten SWAMPS-Ergebnissen und weiteren kontextuellen Aspekten 32
4.3.1 Erwartungen 33
4.3.2 Gestaltungsmöglichkeiten 34
4.3.3 Wassermanagement 36
4.3.4 Landmanagement 38
4.3.5 Administrative Umsetzung eines integrierten Land- und Wassermanagements 40
4.3.6 Besonders relevante und zusätzliche Diskussionsbeiträge aus Sicht der Akteure 41
4.4 Zusammenfassung und Ausblick 42
5 Modul B: Kommunikations- und Integrationsplattform 44
5.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung 44
5.2 Material und Methoden 44
5.3 Ergebnisse 45
6 Modul C: Modellunterstützte Ableitung der Wasserstände und der Treibhausgasemissionen 50
6.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung 50
6.2 Material und Methoden 51
6.3 Ergebnisse/Sachstand und Diskussion 53
6.3.1 Pumpgebiet 53
6.3.1.1 Landnutzung 53
6.3.1.2 Boden 54
6.3.1.3 Wassermanagement 61
6.3.1.4 Modellierung von Moorbodenwasserständen und Treibhausgasemissionen 65
6.3.1.5 Szenario 0 – Modellierter IST-Zustand 65
6.3.1.6 Szenario 1 – Anheben der jährlichen Grabenwasserstände auf -1,70 m ü NN. 69
6.3.1.7 Szenario 2 – Starke Anhebung der Wasserstände 71
6.3.2 Exaktversuch Hammelwarder Moor 74
6.3.3 Exaktversuch Ipweger Moor 88
6.4 Zusammenfassung und Ausblick 103
7 Modul D: Messung der Treibhausgasemissionen 107
7.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung 107
7.2 Material und Methoden 107
7.2.1 Messvarianten 107
7.2.2 Umweltparameter und Biomasseaufwuchs 109

7.2.2.1 Bodeneigenschaften der THG-Messvarianten 109
7.2.2.2 Hydro-meteorologische Parameter 110
7.2.2.3 Vegetation, Biomasseaufwuchs und Düngung 112
7.2.3 Messung des THG-Austauschs 112
7.2.4 Berechnung von THG-Flüssen und Jahresbilanzen 114
7.2.4.1 Kohlendioxid 114
7.2.4.2 Methan und Lachgas 115
7.2.4.3 Treibhausgasbilanz 116
7.2.5 Laborversuch zur Messung der Respiration von Torf und Klei 116
7.3 Ergebnisse und Diskussion 117
7.3.1 Kleiüberdeckung (Pumpgebiet 1) 117
7.3.1.1 Hydrologische Bedingungen und Bewirtschaftung 117
7.3.1.2 Bodeneigenschaften und Inkubationsversuch 119
7.3.1.3 Lachgas- und Methanemissionen 121
7.3.1.4 CO_2-Austausch 123
7.3.1.5 Treibhausgasbilanz 127
7.3.2 Hammelwarder Moor 128
7.3.2.1 Hydrologische Bedingungen und Bewirtschaftung 128
7.3.2.2 Lachgas- und Methanemissionen 132
7.3.2.3 CO_2-Austausch 135
7.3.2.4 Treibhausgasbilanz 138
7.3.3 Ipweger Moor 140
7.3.3.1 Bodeneigenschaften 140
7.3.3.2 Hydrologische Bedingungen und Bewirtschaftung 141
7.3.3.3 Lachgas- und Methanemissionen 144
7.3.3.4 CO_2-Austausch 148
7.3.3.5 Treibhausgasbilanz 155
7.4 Zusammenfassung 157
7.5 Ausblick 159
8 Modul E: Auswirkungen auf betriebswirtschaftlich relevante Parameter 161
8.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung (Theoretische Grundlagen) 161
8.1.1 Betriebswirtschaft 161
8.1.2 Klimaschutzbewertung 161
8.2 Material und Methoden 162
8.2.1 Anlage der Exaktversuche 162

8.3 Bewirtschaftungsmaßnahmen, Untersuchungen 164
8.4 Ergebnisse/Sachstand und Diskussion 164
8.4.1 Jahreswitterung 164
8.4.2 Schädlingsdruck 165
8.4.2.1 Mäusekalamitäten 165
8.4.2.2 Tipula-Befall 168
8.4.2.3 Einfluss des Wassermanagements 169
8.4.3 Wassermanagement und Bewirtschaftung 169
8.4.4 Ertragsvergleich der Ansaatvarianten 2017–2020 171
8.4.5 Ertragsvergleich der Wasservarianten 2017–2020 172
8.4.6 Relativerträge (standortbereinigt) 172
8.4.6.1 Hammelwarder Moor - Ertragsmittel der Wasservarianten unterteilt in Ansaatvarianten, Vergleich der Jahre 2017 bis 2020 173
8.4.6.2 Ipweger Moor Ertragsmittel der Wasservarianten unterteilt in Ansaatvarianten, Vergleich der Jahre 2017 bis 2020 174
8.4.7 Ansaaterfolge und Grundfutterqualitäten von 2017–2020 175
8.4.7.1 Standort Niedermoor von 2017–2020 175
8.4.7.2 Standort Hochmoor von 2017–2020 182
8.4.8 Bewertung der Düngepraxis 189
8.4.8.1 Düngung, Standort Niedermoor von 2017–2020 189
8.4.8.1.1 Stickstoffwirkung, Niedermoorstandort von 2017–2020 190
8.4.8.1.2 Phosphorwirkung, Niedermoorstandort von 2017–2020 190
8.4.8.1.3 Kaliumwirkung, Niedermoorstandort von 2017–2020 192
8.4.8.2 Düngung, Standort Hochmoor 194
8.4.8.2.1 Stickstoffwirkung, Hochmoorstandort von 2017–2020 194
8.4.8.2.2 Phosphorwirkung, Hochmoorstandort von 2017–2020 195
8.4.8.2.3 Kaliumwirkung, Hochmoorstandort von 2017–2020 197
8.5 Bewertung der Maßnahmen 199
8.5.1 Betriebswirtschaftliche Bewertung 199
8.5.2 Grundfutterkosten 200
8.5.3 Aufwandskosten 200
8.5.4 Kosten der Infrastruktur für die Wasserhaltung 201
8.5.5 Gesamtkosten in Euro je GJ NEL 202
8.5.5.1 Hammelwarder Niedermoor 202
8.5.5.2 Ipweger Hochmoor 203

8.6 Bewertung der Klimawirksamkeit ... 203
8.6.1 Veränderung der THG-Emissionen - Hammelwarder Moor ... 204
8.6.2 Veränderung der THG-Emissionen - Ipweger Moor: ... 205
8.7 Zusammenfassung ... 206
8.8 Ausblick ... 209
9 Modul F: Begleituntersuchungen zu Nährstoffdynamik ... 210
9.1 Quellen-/Senkenfunktion von Nährstoffen ... 210
9.2 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung ... 210
9.3 Material und Methoden ... 210
9.4 Ergebnisse und Diskussion ... 214
9.4.1 Hammelwarder Moor ... 214
9.4.1.1 Ausgangssituation ... 214
9.4.1.2 Grünlanderneuerung ... 215
9.4.1.3 Wassermanagement ... 216
9.4.2 Ipweger Moor ... 221
9.4.2.1 Ausgangssituation und Vergleichbarkeit ... 221
9.4.2.2 Grünlanderneuerung ... 227
9.4.2.3 Wassermanagement ... 228
9.4.3 Eutrophierung ... 236
9.5 Zusammenfassung ... 237
9.6 Ausblick ... 237
10 Modul F: Begleituntersuchungen zu Biodiversität ... 239
10.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung ... 239
10.2 Material und Methoden ... 239
10.3 Ergebnisse/Sachstand und Diskussion ... 241
10.3.1 Hammelwarder Moor ... 241
10.3.2 Ipweger Moor ... 257
10.4 Zusammenfassung ... 277
10.5 Ausblick ... 278
10.5.1 Bewertung der Maßnahmen ... 279
10.5.2 Hammelwarder Moor ... 279
10.5.3 Ipweger Moor ... 280
11 Danksagung ... 281
12 Literaturverzeichnis ... 282
12.1 Standortbeschreibung ... 282

12.2 Modul B 282
12.3 Modul C 283
12.4 Modul D 283
12.5 Modul E 288
12.6 Modul F - Bodenkunde 288
12.7 Modul F - Biodiversität 288
13 Anhang 290
13.1 Modul C 290
13.2 Modul E 294

I Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Darstellung der Themenbereiche und verantwortlichen Partner im SWAMPS-Projekt (verändert nach SWAMPS-Konsortium, 2021, Zwischenergebnisse der bisherigen Projektlaufzeit - Kernaussagen) 2

Abbildung 2 Darstellung der Untersuchungsgebiete Hammelwarder Moor und Ipweger Moor des SWAMPS-Projektes. Quelle: Google Satellite Map data ©2021 Google als Hintergrundkarte 4

Abbildung 3 Darstellung des Höhenreliefs für das Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor in m NN nach DGM1. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2017 5

Abbildung 4 Darstellung der Exaktversuchsfläche Hammelwarder Moor mit Bezug auf das Geländerelief in m NN nach DGM1. Darstellung der hydrologischen Varianten und Positionen der Grabenpegel sowie Grundwassermessstellen und Wehre. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2017 6

Abbildung 5 Darstellung der Untersuchungsgebiete im SWAMPS-Projekt in Bezug zur BK50. Quelle: OpenStreetMap (topographische Hintergrundkarte), Bodenkarte von Niedersachsen (LBEG & Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS®) 7

Abbildung 6 Darstellung der Kleiüberdeckung in cm im Pumpgebiet 1. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2017 9

Abbildung 7 Aufbau des Niedermoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor. Aufnahme am 18.10.2016 durch Merten Minke, Transekt 1 Profil 3, Mitte der Fläche, Rechts: 3462437 Hoch 5907951 (Gauss-Krüger Zone 3 EPSG-Code 31467) 10

Abbildung 8 Darstellung des Pumpgebiet 1 mit installierten Grabenpegeln und Ganglinien der Grabenwasserstände in m NN nach DGM 1. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2018 11

Abbildung 9 Darstellung eines Geländeschnitts für das Ipweger Moor. Quelle: LBEG, Exkursionsführer der SWAMPS-Konferenz 2019 13

Abbildung 10 Aufbau des Hochmoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Ipweger Moor, Aufnahme am 27.10.2016 durch Merten Minke, Transekt 1 Profil 3, Rechts: 3453977 Hoch 5898123 (Gauss-Krüger Zone 3 EPSG-Code 31467) 14

Abbildung 11 Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor – Pegel, Grundwassermessstellen und Höhenangaben des DGM1 16

Abbildung 12 Aufbau der Rohre der Messstellen. Kurze Rohre für GSM-Module (oben) sowie ein langes Rohr für eine Fernmelde-Telemetrie-Einheit (unten) (aufgenommen am 03.03.2017) ... 17

Abbildung 13 Installation der unter Flur gelegenen Moorbodenwasserstands-Messstellen, Vollrohr mit Deckel (links) und mit Kappe (rechts) (aufgenommen am 05.04.2017) 18

Abbildung 14 Exaktversuch Hammelwarder Moor – Bewässerungsvarianten, Nutzungsvarianten, Wehre, Pumpe, Pegel und Grundwassermessstellen und Höhenmodell (DGM1) 19

Abbildung 15 Erste Filtereinrichtung und Pumpenhäuschen des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor (aufgenommen am 29.11.2017) 20

Abbildung 16 Überspültes Endwehr mit provisorischer Abdichtung Frühjahr/Sommer 2020, seitlich überlaufendes Wasser (unten im Bild) ist deutlich erkennbar. Der neue Metallkorb ist in der rechten Bildhälfte sichtbar 21

Abbildung 17 Aufbau des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor. Höhen des DGM1, hydrologische Varianten und Art der Grabenpegel, Grundwassermessstellen und Wehre 22

Abbildung 18 Exaktversuch Ipweger Moor – Bewässerungsvarianten, Nutzungsvarianten, Wehre, Pumpe, Pegel und Grundwassermessstellen sowie die Höhenangaben des DGM1..... 23

Abbildung 19 Tauchpumpe mit Filterkorb und Tonnendeckel (links, aufgenommen am 17.08.2017), Vorfilter im Zuliefergraben (rechts, aufgenommen am 29.11.2017)..... 24

Abbildung 20 Versuchsaufbau im Ipweger Moor. Verbaute GW-Messstellen, Wehre und Grabenpegel sowie Höhenangaben des DGM1 sowie die Wasservarianten 26

Abbildung 21 Beispielhafte Darstellung des Akteursnetzwerkes im SWAMPS-Projekt, mit dem eine Vernetzung und Mobilisierung im gesamten Küstenraum mit Moorlandschaften geschaffen wurde 32

Abbildung 22 Gebietsbezogenes Wassermanagement – Der Schlüsselfaktor zu vielen Themen 38

Abbildung 23 Beispiel für das Flächenmanagement mit differenzierten Landnutzungszonen in Hochmoorlandschaften..... 39

Abbildung 24 Beispiel für das Flächenmanagement mit differenzierten Landnutzungszonen in Niedermoorlandschaften 39

Abbildung 25 Beispiel für die Abfolge von Prozessen für ein Flächenmanagement für Klima- und Umweltschutz (FKU-Verfahren nach ZILE-RL). Einzelne Prozesse können andauernd und zueinander parallel verlaufen..... 40

Abbildung 26 Pumpgebiet 1, die Kleiauflagen sind gelb/orange/braun dargestellt, die Pegelmessstellen sind als grüne (Flächenpegel), blaue (Grabenpegel) und rote (Grabenpegel mit GSM-Modulen) abgebildet..... 46

Abbildung 27 Exaktversuche mit den Varianten Grabeneinstau, Unterflurbewässerung und der Kontrolle im Ipweger Moor. Als detailreiches Hintergrundbild lässt sich ein Luftbild (Uwe Schröder, LWK Nds.) aktivieren..... 47

Abbildung 28 Diagramme mit den Messwerten der Pegelstände des mit einem GSM-Modul ausgestatteten Grabenpegels (Pegel 05) im Pumpgebiet 1 im Zeitraum Januar 2020 bis April 2021, oben: Wassersäule über der Geländeoberkante (m), unten: Wassersäule in m (grün) und die Klimatische Wasserbilanz (grün). Hinweis: Durch den Abbau einiger Messpegel werden, wie hier dargestellt, ab April 2021 keine Messwerte in den Diagrammen abgebildet..... 48

Abbildung 29 Tabellen mit Informationen (Versuchsvarianten, Standorte) zu den Versuchsflächen 49

Abbildung 30 Pumpgebiet 1 mit Darstellung der Modellierten CO_2-Emissionen nach Szenario 1 basierend auf den Ergebnissen des LBEG Modul C..... 49

Abbildung 31 Bohrpunkte und Bodenprofile im Pumpgebiet 1, Punkte der Bodenkartierung sind grün dargestellt, die beiden Profile in Rot stellen die in Anhang 4 dargestellten intensiv beprobten Profile Nr. 41994 und 41995 dar 51

Abbildung 32 Landwirtschaftliche Flächennutzung im Pumpgebiet (Datengrundlage: Bewirtschaftungsdaten der Landwirt:innen auf Schlagebene, LWK 2018) 54

Abbildung 33 Bodenkarte für das Pumpgebiet1. Erstellt nach Auswertung aller Bodenprofile und Laboranalysen der Bodenproben. (Datengrundlage BS5) 55

Abbildung 34 Schrumpfung der torfdominierten Stechzylinderproben. Durchgezogene Linien = Profil 41994, gestrichelte Linien = Profil 41995 57

Abbildung 35 Regressionsgleichung von Kleimächtigkeit und C_{org} (Gew.-%) (n = 72) 59

Abbildung 36 Korngrößendreieck als Bubble Plot mit C_{org} Verteilung der untersuchten Proben (Erstellt mit R-Studio (R CORE TEAM 2019): Soil Texture Wizard; MOEYS 2018) 60

Abbildung 37 Höhenverluste im Hammelwarder Moor, berechnet durch Vergleich des aktuellen DGM1 (Befliegung 2015) mit dem vermutlich 30-40 Jahre alten DGM5 61

Abbildung 38 Pegelgebiete innerhalb des Pumpgebiets mit Zugehörigkeit zu den Grabenwasserpegeln 62

Abbildung 39 Jährlicher Verlauf der verschiedenen Grabenpegel und Moorbodenwasserstands-Messstellen (Monatswerte gemittelt über 2 Jahre in m ü. NN) 63

Abbildung 40 Gemittelte jährliche Grabenwasserstände im Pumpgebiet 1 für die Schläge auf organischen Böden innerhalb der Pegelgebiete (gemittelt aus den Monatswerten Jahre 2017–2019) 64

Abbildung 41 Einfluss des gespannten Grundwassers der piezometrischen Grundwassermessstelle (Pump1_F05) im Vergleich zu der benachbarten, im Torf verfilterten Moorbodenwasserstandsmessstelle (Pump1_F06) 65

Abbildung 42 Modellierte Moorbodenwasserstände für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet anhand des DGM1, der Grabenwasserstände sowie eines Korrekturfaktors für die bodenphysikalischen Eigenschaften [in m unter Geländeoberkante] 67

Abbildung 43 Modellierter Ist-Zustand der CO_2-Emissionen für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet nach Modellfunktion (GAUSS) [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}] 68

Abbildung 44 Modellierte Moorbodenwasserstände des Szenario 1 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet anhand des DGM1, der Grabenwasserstände sowie eines Korrekturfaktors für die bodenphysikalischen Eigenschaften [in m unter Geländeoberkante] ... 70

Abbildung 45 Modellierte CO_2-Emissionen im Szenario 1 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet nach Modellfunktion (GAUSS) [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}] 71

Abbildung 46 Modellierte Moorbodenwasserstände des Szenario 2 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet anhand des DGM1, der Grabenwasserstände sowie eines Korrekturfaktors für die bodenphysikalischen Eigenschaften [in m unter Geländeoberkante] ... 72

Abbildung 47 Modellierte CO_2-Emissionen im Szenario 2 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet nach Modellfunktion (GAUSS) [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}] 72

Abbildung 48 Aufbau des Niedermoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor 74

Abbildung 49 Hammelwarder Moor: Grabenwasserstände und mittlere Grundwasserflurabstände mit 90 % Konfidenzintervall über die gesamte Projektlaufzeit in den verschiedenen hydrologischen Varianten. Grüne Linien kennzeichnen Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai–Nov.) (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst, DWD 2021) 76

Abbildung 50 Moorbodenwasserstände der verschiedenen hydrologischen Varianten mit 90% Konfidenzintervall über die gesamte Projektlaufzeit. Grüne Linien kennzeichnen Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai - Nov.) 77

Abbildung 51 Moorbodenwasserstände in den Transekten der hydrologischen Varianten im Exaktversuch Hammelwarder Moor zu ausgewählten Terminen im Jahr 2017 77

Abbildung 52 Gemittelte monatliche Wasserstände des Grabeneinstaus in Beziehung zur Entfernung zu dem Graben. Jeweils für die Wintermonate Januar–Februar und die Sommermonate Juli–August in m ü. GOK. Der Wert bei 0 entspricht dem Grabenwasserstand 79

Abbildung 53 Graphische Darstellung der gemessenen Eindringwiderstände im Hammelwarder Moor vom 28.08.2019. Dargestellt wird der Mittelwert der beiden Messungen, 2,5 %-Quantil und 97,5 %-Quantil sowie die Grenze der Befahrbarkeit bei 0,5 MPa (gestrichelte Linie) 81

Abbildung 54 Mittlere Eindringwiderstände für das Hammelwarder Moor von 2017 bis 2021 jeweils für die Tiefe 5–20 cm und 21-35 cm. Die rote Linie zeigt die Grenze der eingeschränkten Befahrbarkeit (0,5 MPa) 82

Abbildung 55 Tiefe Fahrspuren und Pfützenbildung in der Unterflurbewässerung am 12.08.2020 nach der Mahd 83

Abbildung 56 Zusammenhang zwischen Moorbodenwasserstand und Eindringwiderstand [MPa] im Oberboden (5–20 cm) (links) sowie in einer Tiefe von 21–35 cm (rechts) 83

Abbildung 57 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten in der Unterflurbewässerung des Hammelwarder Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ua = Unterflur-Altnarbe, ud = Unterflur-Direktsaat, uu= Unterflur-Umbruch 85

Abbildung 58 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten im Grabeneinstau des Hammelwarder Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ga = Grabeneinstau-Altnarbe, gd = Grabeneinstau-Direktsaat, gu = Grabeneinstau-Umbruch 86

Abbildung 59 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten auf der Kontrolle des Hammelwarder Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ka = Kontrolle-Altnarbe, kd = Kontrolle-Direktsaat, ku = Kontrolle-Umbruch 86

Abbildung 60 Höhenveränderung [cm] in den Exaktversuchen im Hammelwarder Moor von Juli 2016 bis Juli 2020 als Boxplot (GE: n = 45, UFB: n = 45, Kontrolle: n = 45) 87

Abbildung 61 Durchschnittliche Veränderung der Geländeoberkante [cm ü. NN] für die gesamte Projektlaufzeit. Median der Varianten gemittelt über alle Werte (GE: n = 45, UFB: n = 45, Kontrolle: n = 45) 88

Abbildung 62 Aufbau des Hochmoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Ipweger Moor 89

Abbildung 63 Ipweger Moor: Grabenwasserstände und mittlere Grundwasserflurabstände mit 90 % Konfidenzintervall für die gesamte Projektlaufzeit in den verschiedenen hydrologischen Varianten. Die Grüne Linie kennzeichnet Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai bis Nov.) (Datenquelle, DWD, 2021) 91

Abbildung 64 Moorbodenwasserstände der hydrologischen Varianten im Ipweger Moor, mit 90 % Konfidenzintervall für die gesamte Projektlaufzeit. Grüne Linien kennzeichnen Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai–Nov.) 92

Abbildung 65 Wasserstandsprofile durch die hydrologischen Varianten im Exaktversuch Ipweger Moor zu ausgewählten Terminen 2017 92

Abbildung 66 Gemittelte monatliche Wasserstände des Grabeneinstaus in Beziehung zur Entfernung zu dem Graben. Jeweils für die Wintermonate Januar–Februar und die Sommermonate Juli–August in m ü. GOK. Der Wert bei 0 entspricht dem Grabenwasserstand 94

Abbildung 67 Beziehung zwischen 14-tägiger KWB und der Differenz Graben minus Moorwasserstand für die GW-Messstellen im Ipweger Moor, die Variable bezeichnet den Abstand der Messstelle zum Graben/UFB-Rohr 95

Abbildung 68 Gemittelte Eindringwiderstände von 2017 bis 2020 jeweils für die Tiefe der oberen 5–20 cm und für die Tiefe von 21–35 cm. In rot ist die Grenze der eingeschränkten Befahrbarkeit (0,5 MPa) gekennzeichnet 97

Abbildung 69 Zusammenhang zwischen Moorbodenwasserstand und Eindringwiderstand [MPa] im Oberboden (5–20 cm) (links) sowie in einer Tiefe von 21–35 cm (rechts) für das Ipweger Moor 97

Abbildung 70 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten in der Kontrolle des Ipweger Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ka = Kontrolle-Altnarbe, kd = Kontrolle-Direktsaat, ku = Kontrolle-Umbruch .. 98

Abbildung 71 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten im Grabeneinstau des Ipweger Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ga = Grabeneinstau-Altnarbe, gd = Grabeneinstau-Direktsaat, gu = Grabeneinstau-Umbruch 99

Abbildung 72 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten in der Unterflurbewässerung des Ipweger Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ua = Unterflurbewässerung-Altnarbe, du = Unterflurbewässerung-Direktsaat, uu = Unterflurbewässerung-Umbruch 100

Abbildung 73 Höhenveränderung [cm] in den Exaktversuchen im Ipweger Moor von Juli 2016 bis Juli 2020 als Boxplot (GE: n = 42, UFB: n = 41, Kontrolle: n = 48) 100

Abbildung 74 Durchschnittliche Veränderung der Geländeoberkante [cm ü. NN] für die gesamte Projektlaufzeit (bis Dezember 2020). Median der Varianten gemittelt über alle Werte (GE: n = 45, UFB: n = 45, Kontrolle: n = 45) 101

Abbildung 75 Horizontal aufgegrabene Messplots der Variante PG2 (untere Tiefenstufe) sowie abgegrenzte Torfeinschlüsse 110

Abbildung 76 a) Aufbau der THG-Messvarianten (Draufsicht), b) Schematische Darstellung des mobilen Messsystems zur Erfassung des CO_2-Austauschs. IRGA: Infrarotgasanalysator, PAR: Photosynthetisch aktive Strahlung 113

Abbildung 77 Schematischer Aufbau des Gas- und Wasserflusses in der Mikrokosmenanlage 117

Abbildung 78 Mittlere tägliche Grundwasserflurabstände an den Messvarianten im Pumpgebiet 1 118

Abbildung 79 a) C_{org}-Gehalte (Mittelwert und Standardfehler des Mittelwerts) der beiden beprobten Tiefenstufen der Messplots im Pumpgebiet, Prozentangabe: Flächenanteil der Torfbeimengungen, b) C_{org}-Vorräte der Kleidecke, Zahl im Balken: Mächtigkeit der Kleidecke in [cm], Daten der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (WITTNEBEL et al. 2021): Mittelwert und Standardabweichung der a) C_{org}-Gehalte und b) der C_{org}-Vorräte in 0–30 cm Tiefe von mineralbodenüberdeckten Moorböden mit < 10 % Sand in der Decke 120

Abbildung 80 a) Mittelwerte und Standardfehler der Respirationsraten [mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}] der Bodensäulen mit Klei (tpAh-Go) und Torf (IInHv) (jeweils n = 6) der Messvariante PG4 im Mikrokosmenversuch in Abhängigkeit vom angelegten Unterdruck (+ 15 cm entspricht Sättigung), Daten aus FELD (2021), b) im Gelände an Messvariante PG4 in unterschiedlichen Tiefen gemessene relative Wassergehalte („water filled pore space“) 121

Abbildung 81 Jährliche Emissionen von Lachgas (N_2O) der Messvarianten im Pumpgebiet 1 im Vergleich zu anderen Grünlandstandorten auf Niedermoor und anmoorigen Böden in Deutschland (Daten: Buchen et al. 2017; Leppelt et al. 2014; Poyda et al. 2016; Tiemeyer et al. 2020) sowie auf mit „peaty clay“ überdeckten Moorstandorten in den Niederlanden (Daten: KROON et al. 2010; VAN BEEK et al. 2010, 2011; VELTHOF et al. 1996) in Abhängigkeit von N-Düngung und pH-Wert des Oberbodens 122

Abbildung 82 a) Lachgasflüsse (Mittelwert und Standardfehler), Grundwasserflurabstand und Düngetermine der Messvariante PG3, grau hinterlegt: Phasen mit Frost-Tau-Wechsel 123

Abbildung 83 Tageswerte der Ökosystematmung (R_{eco}), des Bruttoprimärproduktion (GPP = Gross Primary Production) und der Netto-Ökosystemaustauschs (NEE) am Beispielstandort PG6. Die gestrichelten senkrechten Linien stellen Erntetermine („cut“) sowie Anfang und Ende des Berechnungszeitraums dar. Die Bänder stellen 95 %-Quantilabstände der interpolierten Flüsse dar 124

Abbildung 84 Abhängigkeit der jährlichen CO_2-Emissionen der Messvarianten im Pumpgebiet 1 vom mittleren Grundwasserflurabstand im Sommer ($GWFA_{SO}$) im Vergleich zu anderen Grünlandstandorten auf Niedermoor und anmoorigen Böden in Deutschland (Daten: TIEMEYER et al. 2020, nur Daten mit $GWFA_{SO} \geq -1{,}00$ m dargestellt), zur Altnarbe ohne Wasserstandsmanagement im Hammelwarder Moor (HKA) sowie zu mit „peaty clay“ überdeckten Moorstandorten in den Niederlanden (Daten: SCHRIER-UIJL et al. 2014) 125

Abbildung 85 Abhängigkeit der jährlichen CO_2-Emissionen der Messvarianten im Pumpgebiet 1 a) vom mittleren Grundwasserflurabstand im Sommer b), von der Schiefe der Grundwasserstandsverteilung, c) vom C_{org}-Vorrat der Kleidecke und d) vom belüfteten C_{org}-Vorrat im Sommer. Alle Regressionen wurden separat für den gesamten Datensatz und nur für die Messvarianten PG1–PG5 durchgeführt 127

Abbildung 86 Treibhausgasbilanz der Messvarianten PG1-6. NEE: Net Ecosystem Exchange (Netto-Ökosystemaustausch). Fehlerbalken: Standardfehler der THG-Bilanz 128

Abbildung 87 Wassermanagement und mittlere tägliche Grundwasserflurabstände an den Messvarianten im Exaktversuch Hammelwarder Moor. MW Kontrolle = Mittelwert der drei Kontrollvarianten, UFB = Unterflurbewässerung 130

Abbildung 88 Zeitlicher Verlauf der Mäuseschäden (Kahlfläche in Prozent) im Jahr 2019 an den Messvarianten im Hammelwarder Moor (H; Mittelwert der drei Messplots). KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe..... 132

Abbildung 89 Zeitlicher Verlauf der Lachgasemissionen im Exaktversuch **H**ammelwarder Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe, GWFA = Grundwasserflurabstand, UFB = Unterflurbewässerung. Gestrichelte senkrechte Linien stellen Düngetermine dar 133

Abbildung 90 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten ohne Wasserstandsanhebung: Vergleich der Variante Hammelwarder Moor Kontrolle Umbruch (HKU) mit der entsprechende Altnarbe (HKA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen 135

Abbildung 91 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten mit Unterflurbewässerung: Vergleich der Variante Hammelwarder Moor Unterflurbewässerung Umbruch (HUU) mit der entsprechende Altnarbe (HUA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen 135

Abbildung 92 Einordnung der CO_2-Emissionen im Hammelwarder Moor in bisherige Messdaten incl. Pumpgebiet 1 (jeweils Mittelwerte der jährlichen CO_2-Emissionen und der mittleren jährlichen Grundwasserflurabstände) an Nieder- und Anmoorstandorten unter Grünlandnutzung (extrem flachgründige Standorte mit Grundwasserflurabständen tiefer -0,80 m ausgenommen) in Deutschland (Daten: TIEMEYER et al., 2020). Gompertz-Model: Fit nur durch bisherige Messwerte 136

Abbildung 93 Abhängigkeit der heterotrophen Atmung (R_h) von der Bodentemperatur im Hammelwarder Moor. Linien: Angepasstes Lloyd-Taylor-Modell. KA – Kontrolle Altnarbe, KD – Kontrolle Direktsaat, KU – Kontrolle Umbruch (nur 2017-2019), GA – Grabeneinstau Altnarbe, UA – Unterflurbewässerung Altnarbe, UU – Unterflurbewässerung Umbruch, UD – Unterflurbewässerung Direktsaat (nur 2020) 137

Abbildung 94 Jährliche Treibhausgasbilanzen der Messvarianten im Hammelwarder Moor (Niedermoorstandort). NEE – Net Ecosystem Exchange (Netto-Ökosystemaustausch) 139

Abbildung 95 Trockenrohdichten im Oberboden am Versuchsstandort Ipweger Moor 141

Abbildung 96 Wassermanagement und mittlere tägliche Grundwasserflurabstände an den Messvarianten im Exaktversuch Ipweger Moor. MW Kontrolle: Mittelwert der drei Messvarianten in der Kontrollparzelle, UFB: Unterflurbewässerung 141

Abbildung 97 Zeitlicher Verlauf der Mäuseschäden (Kahlfläche in Prozent) im Jahr 2019 an den Messvarianten im Ipweger Moor (Mittelwert der drei Messplots). KA = Kontrolle Altnarbe, KU =

Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe 143

Abbildung 98 Zeitlicher Verlauf der Lachgasemissionen und Grundwasserflurabstand im Exaktversuch Ipweger Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe, GWFA = Grundwasserflurabstand, UFB = Unterflurbewässerung. Gestrichelte senkrechte Linien stellen Düngetermine dar 146

Abbildung 99 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten ohne Wasserstandsanhebung: Vergleich der Variante Ipweger Moor Kontrolle Umbruch (IKU) mit der entsprechende Altnarbe (IKA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen 147

Abbildung 100 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten mit Unterflurbewässerung: Vergleich der Variante Ipweger Moor Unterflurbewässerung Umbruch (IUU) mit der entsprechende Altnarbe (IUA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen 147

Abbildung 101 Einordnung der CO_2-Emissionen im Ipweger Moor in bisherige Messdaten (jeweils Mittelwerte der jährlichen CO_2-Emissionen und der mittleren jährlichen Grundwasserflurabstände) an Hochmoorstandorten unter Grünlandnutzung in Deutschland (Daten: TIEMEYER et al., 2020) und den Niederlanden (WEIDEVELD ET AL., 2021). Gompertz-Model: Fit nur durch bisherige Messwerte 148

Abbildung 102 Abhängigkeit der CO_2-Emissionen verschiedener vererdeter Torfe (Grünlandstandorte) vom wassergefüllten Porenraum (Daten aus SÄURICH et al. 2019a) 149

Abbildung 103 Modellierte kumulative Ökosystematmung der Messvarianten im Ipweger Moor (I) im Jahr 2019; KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe 151

Abbildung 104 Zusammenhang zwischen Bodentemperaturen und Grundwasserflurabstand in den Kontrollvarianten, beim Grabeneinstau und bei der Unterflurbewässerung (UFB) im Ipweger Moor 152

Abbildung 105 Abhängigkeit der heterotrophen Atmung (Rh) von der Bodentemperatur im Ipweger Moor (2019). Linien: Angepasstes Lloyd-Taylor-Modell. GA – Grabeneinstau Altnarbe, UA – Unterflurbewässerung Altnarbe, UU – Unterflurbewässerung Umbruch, KA – Kontrolle Altnarbe, KD – Kontrolle Direktsaat, KU – Kontrolle Umbruch 153

Abbildung 106 Bodentemperaturen in 2 cm Tiefe im Ipweger Moor 154

Abbildung 107 Treibhausgasbilanz der Messvarianten im Exaktversuch Ipweger Moor. NEE – Net Ecosystem Exchange (Netto-Ökosystemaustausch). Unsicherheiten: Standardfehler der Treibhausgasbilanz 156

Abbildung 108 Feldmausaktivität zum dritten Schnitt [Löcher/Parzelle] in Abhängigkeit des Wasserregimes, Hochmoor und Niedermoor 2019 166

Abbildung 109 Bestandsaufnahme der Kahlstellen vom August zum dritten Schnitt [%], Niedermoor 2019 167

Abbildung 110 Bestandsaufnahme der Kahlstellen vom August zum dritten Schnitt [%], Hochmoor 2019 167

Abbildung 111 Vergleich tatsächliche und geschätzte potenzielle Erntemenge [dt TM/ha] zum dritten Schnitt, Hochmoor und Niedermoor 2019 168

Abbildung 112 Befallsdichte (Larven/m²), Durchschnittswerte aller Varianten 169

Abbildung 113 Ertragsmittel der Wasservarianten im Vergleich zum gemittelten Ertrag der Kontrollvariante des jeweiligen Jahres (gestrichelte Linie, Niedermoor 2017 bis 2020). S = Schnitt. 174

Abbildung 114 Ertragsmittel der Wasservarianten im Vergleich zum gemittelten Ertrag der Kontrollvariante des jeweiligen Jahres (gestrichelte Linie), Hochmoor 2017 bis 2020..... 175

Abbildung 115 prozentuale Entwicklung Zielgräser zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020 176

Abbildung 116 prozentuale Entwicklung von Alopecurus pratensis zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020 176

Abbildung 117 prozentuale Entwicklung von Poa trivialis zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020 177

Abbildung 118 Prozentuale Entwicklung von Holcus lanatus zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020 178

Abbildung 119 NEL-Erträge [MJ/ha] gestapelte Erträge, Niedermoor 2017 bis 2020. 180

Abbildung 120 Red. Zucker (%), gewichteter Mittelwert über alle Schnitte, Niedermoor 2017 bis 2020. 182

Abbildung 121 Prozentuale Entwicklung Zielgräser zum ersten Schnitt, Hochmoor 2017 bis 2020. 183

Abbildung 122 prozentuale Entwicklung von Lolium multiflorum zum ersten Schnitt, Hochmoor 2017 bis 2020. 184

Abbildung 123 Prozentuale Entwicklung von Elymus repens zum ersten Schnitt, Hochmoor 2017 bis 2020..... 184

Abbildung 124 NEL-Erträge [MJ/ha] gestapelte Erträge, Hochmoor 2017 bis 2020. 187

Abbildung 125 Red. Zucker (%), gewichteter Mittelwert über alle Schnitte im Vergleich zur Gesamtmenge geernteter Red. Zucker [t/ha], Hochmoor 2017 bis 2020. 189

Abbildung 126 Verhältnis von N-Zufuhr [kg/ha] (Anrechnung von 50 % N aus Gülle) und N-Abfuhr [kg/ha] sowie Rohproteingehalte [% i. TM], Niedermoor 2017 bis 2020, max. DüVo erst ab 2018. 190

Abbildung 127 Phosphorgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Niedermoor 2017 bis 2020. 191

Abbildung 128 Phosphorgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Niedermoor 2017 bis 2020. 192

Abbildung 129 Kaliumgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i. TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Niedermoor 2017 bis 2020. 193

Abbildung 130 Kaliumgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Niedermoor 2017 bis 2020. 194

Abbildung 131 Verhältnis von N-Zufuhr [kg/ha] (50% N aus Gülle) und N-Abfuhr [kg/ha] sowie Rohproteingehalte [% i.TM], Hochmoor 2017 bis 2020. 195

Abbildung 132 Phosphorgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Hochmoor 2017 bis 2020. 196

Abbildung 133 Phosphorgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Hochmoor 2017 bis 2020. 197

Abbildung 134 Kaliumgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Hochmoor 2017 bis 2020. 199

Abbildung 135 Kaliumgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Hochmoor 2017 bis 2020. 199

Abbildung 136 Lage der unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Untersuchungsflächen im Ipweger Moor 211

Abbildung 137 Probennahmepunkte im April und Mai 2018 an den Gräben im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals mit Fließrichtung der Hauptentwässerungsgräben 212

Abbildung 138 Probennahmepunkte im März 2018 an den Gräben an und direkter Umgebung der SWAMPS-Exaktversuchsfläche im Ipweger Moor 212

Abbildung 139 Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m im Hammelwarder Moor (n=9) 214

Abbildung 140 Ammonium-, Nitrat- und Phosphatgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m im Hammelwarder Moor mit Standardabweichungen (n=9) nach Grünlanderneurungsvarianten (Phosphat in den ausgegrauten Varianten nicht gemessen) ... 215

Abbildung 141 Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalte in mg pro l Boden sowie pH-Werte in drei Tiefenstufen im Hammelwarder Moor im Oktober 2020 nach Wassermanagementvarianten 217

Abbildung 142 Phosphatgehalte (links) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre und pH-Werte (rechts) im Hammelwarder Niedermoor nach Wassermanagement von April 2017 bis März 2020 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten) 218

Abbildung 143 Ammonium- (links) und Nitratstickstoffgehalte (rechts) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre im Hammelwarder Niedermoor nach Wassermanagement von April 2017 bis September 2019 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten) 219

Abbildung 144 Direkter Vergleich der Mittelwerte aus Abbildung 142 und Abbildung 143 der Phosphat- Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie des pH-Wertes zwischen dem Wasser der Unterflurrohre und des Wassers des entsprechenden Grabenabschnittes im Hammelwarder Moor 220

Abbildung 145 Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m im Ipweger Moor (n=9) 221

Abbildung 146 Phosphatgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n= mind. 6) 222

Abbildung 147 Ammoniumgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n= mind. 6) 222

Abbildung 148 Nitratgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n= mind. 6) 223

Abbildung 149 Phosphat- sowie Ammonium- und Nitratstickstoffgehalte in mg pro l Grabenwasser/Dränabfluss im Ipweger Hochmoor –Vergleich zwischen Bestimmung durch Schnelltests und fotometrisch bzw. Destillation (Standorte s. Abbildung 138) 224

Abbildung 150 pH-Werte im Grabenwasser bzw. Dränabfluss im April und Mai 2018 im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals (n=1; Standorte s. Abbildung 137) 224

Abbildung 151 Phosphatgehalte in mg pro l Grabenwasser bzw. Dränabfluss in April und Mai 2018 Moorkanals. Punkte 13-15 wurden nur im April beprobt, 28-36 nur im Ma (n=1). OGewV-Limit gilt für mindestens guten ökologischen Zustand in basenarmen, organisch geprägten Bächen des Norddeutschen Tieflandes (0,1 mg l^{-1} PO_4-P). (Standorte s. Abbildung 137)..... 225

Abbildung 152 Ammoniumgehalte in mg pro l Grabenwasser bzw. Dränabfluss in April und Mai 2018 Moorkanals (n=1). Punkte 13-15 wurden nur im April beprobt, 28-36 nur im Mai. OGewV-Limit gilt für mindestens guten ökologischen Zustand in basenarmen, organisch geprägten Bächen des Norddeutschen Tieflandes (0,2 mg l^{-1}NH4-N). (Standorte s. Abbildung 137)..... 225

Abbildung 153 Nitratgehalte in mg pro l Grabenwasser bzw. Dränabfluss in April und Mai 2018 Moorkanals (n=1)). Punkte 13-15 wurden nur im April beprobt, 28-36 nur im Mai. (Standorte s. Abbildung 137) 226

Abbildung 154 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte in mg pro l Boden in zwei Tiefenstufen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n=9) nach Grünlanderneurungsvarianten im Herbst 2016 (zwei Wochen nach Erneuerung) und Frühjahr 2017 (sieben Monate nach Erneuerung) 227

Abbildung 155 Phosphatgehalte in mg pro l Boden in 0-30 cm (oben), 30-60 cm (Mitte) und 60-90 cm (unten) Tiefe im Hammelwarder Moor nach Wassermanagementvarianten zu vier Zeitpunkten von März 2019 bis Februar 2020 228

Abbildung 156 Ammoniumgehalte in mg pro l Boden in 0–30 cm (oben), 30–60 cm (Mitte) und 60–90 cm (unten) Tiefe im Hammelwarder Moor nach Wassermanagementvarianten zu vier Zeitpunkten von März 2019 bis Februar 2020 229

Abbildung 157 Nitratgehalte in mg pro l Boden in 0–30 cm (oben), 30–60 cm (Mitte) und 60–90 cm (unten) Tiefe im Hammelwarder Moor nach Wassermanagementvarianten zu vier Zeitpunkten von März 2019 bis Februar 2020 230

Abbildung 158 Phosphat- (oben) sowie Ammonium- (mittig) und Nitratstickstoffgehalte (unten) in mg pro l Dränabfluss der SWAMPS-Kontrollfläche und Nachbarflächen im Ipweger Hochmoor (Linien geben arithmetisches Mittel an) 231

Abbildung 159 Phosphatgehalte (links) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre und pH-Werte (rechts) im Ipweger Hochmoor nach Wassermanagement von April 2017 bis März 2020 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten) 233

Abbildung 160 Ammonium- (links) und Nitratstickstoffgehalte (rechts) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre und pH-Werte (rechts) im Ipweger Hochmoor nach Wassermanagement von April 2017 bis März 2020 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten) 234

Abbildung 161 Direkter Vergleich der Mittelwerte aus Abbildung 159 und Abbildung 160 der Phosphat- Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie des pH-Wertes zwischen dem Wasser der Unterflurrohre und des Wassers des entsprechenden Grabenabschnittes im Ipweger Moor 235

Abbildung 162 Akkumulation von Biomasse in den Gräben der Exaktversuchsflächen (links Hammelwarder Moor, rechts Ipweger Moor) 236

Abbildung 163 Sauerstoffgehalt des Grabenwassers im Ipweger Moor in mg pro l von Juli 2018 bis Februar 2019 (Mittelwerte (n=9) mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten des Grabenwassers der Exaktversuchsfläche sowie einzelne Messungen aus dem Naturschutzgebiet Barkenkuhlen (grüne Punkte)) 236

Abbildung 164 Gegenüberstellung von Boden-pH-Werten und Grabenwasser-pH-Werten der Exaktversuche im Hammelwarder Moor (links) und Ipweger Moor (rechts) 237

Abbildung 165 Schematische Darstellung der Vegetationsaufnahmen (2017 bis 2020) im Hammelwarder Moor; rote Quadrate = Kleinquadrate zur Erfassung der Vegetation (1 m²) ... 240

Abbildung 166 Schematische Darstellung der Laufkäfererfassung (2020) im Hammelwarder Moor; rote Quadrate = Platzierung der Barberfallen 240

Abbildung 167 Darstellung der hochsteten Arten (= Arten, die in mehr als 85 % der ausgewerteten Plots pro Variante nachgewiesen wurden) im Hammelwarder Moor. Es werden alle Arten berücksichtigt, die wenigstens in einer Variante des Exaktversuchs in sehr hoher Stetigkeit vorhanden waren. Pro Variante wurden 9 Plots (je 1 m²) erfasst; für die Berechnung wurden die quantitativen Erfassungen im Juni 2017, 2018, 2019 und 2020 verwendet. KG: Kennarten Grünland, TG: teilweise im Grünland vorkommende Arten, NG: Nicht-Grünlandarten 245

Abbildung 168 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 auf den intensiv bewirtschafteten Flächen des Hammelwarder Moors 247

Abbildung 169 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen auf den intensiv bewirtschafteten Flächen im Hammelwarder Moor 247

Abbildung 170 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten 2019 und 2020 in den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen) des Hammelwarder Moors ... 249

Abbildung 171 Absolute Individuenzahl der erhobenen Heuschreckenarten 2019 und 2020 im Hammelwarder Moor auf den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen) 250

Abbildung 172 Vergleich der Gesamtindividuenzahl zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen 2019 und 2020 des Hammelwarder Moors, berechnet auf eine Einheitsgröße von 20 m^2 251

Abbildung 173 Vergleich der Gesamtindividuenzahl zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen 2019 und 2020 der drei Wasserregime im Hammelwarder Moors, berechnet auf eine Einheitsgröße von 20 m^2 252

Abbildung 174 Absolute Individuenzahl der vorkommenden Heuschreckenarten 2019 und 2020 im Hammelwarder Moor im Vergleich der intensiv und extensiv bewirtschafteten Flächen (berechnet auf eine einheitliche Flächengröße 20 m^2)..... 252

Abbildung 175 Darstellung der Laufkäfer-Gattungen mit einem Anteil über 1 % an der Gesamtindividuenzahl im Hammelwarder Moor 2020..... 254

Abbildung 176 Darstellung der hochsteten Arten (= Arten, die in mehr als 85 % der ausgewerteten Plots pro Variante nachgewiesen wurden) im Ipweger Moor. Es werden alle Arten berücksichtigt, die wenigstens in einer Variante des Exaktversuchs in sehr hoher Stetigkeit vorhanden waren. Pro Variante wurden 9 Plots (je 1 m²) erfasst; für die Berechnung wurden die quantitativen Erfassungen im Juni 2017, 2018, 2019 und 2020 verwendet. KG: Kennarten Grünland, TG: teilweise im Grünland vorkommende Arten, NG: Nicht-Grünlandarten 260

Abbildung 177 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 auf den intensiv bewirtschafteten Flächen des Ipweger Moors..... 262

Abbildung 178 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen auf den intensiv bewirtschafteten Flächen im Ipweger Moor 264

Abbildung 179 Absolute Individuenzahl der vorkommenden Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 im Ipweger Moor auf den intensiv bewirtschafteten Flächen..... 265

Abbildung 180 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten in den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen) des Ipweger Moors in den Jahren 2019 und 2020 267

Abbildung 181Absolute Individuenzahl der quantitativ erhobenen Heuschrecken 2019 und 2020 im Ipweger Moor auf den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen). 268

Abbildung 182 Vergleich der Gesamtindividuenzahl 2019 und 2020 zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen des Ipweger Moors, berechnet auf eine Einheitsgröße von 25 m^2..... 269

Abbildung 183 Vergleich der Gesamtindividuenzahl 2019 und 2020 zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen der drei Wasserregime im Ipweger Moor, berechnet auf eine Einheitsgröße von 25 m^2 270

Abbildung 184 Absolute Individuenzahl der vorkommenden Heuschreckenarten 2019 und 2020 im Ipweger Moor im Vergleich der intensiv und extensiv bewirtschafteten Flächen (berechnet auf eine einheitliche Flächengröße 25 m^2)..... 270

II Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Termine des GLZ mit drei Gruppen im Netzwerk der Akteursgemeinschaften (siehe Fußnoten) 30

Tabelle 2 Kooperative Termine mit Projekten und Akteuren im Bereich Moorschutz 31

Tabelle 3 C_{org}-, N_t- und S_t-Gehalt der bodenphysikalisch untersuchten Profile aus dem Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor 55

Tabelle 4 Gesättigte Wasserleitfähigkeit, Gesamtporenvolumen, pF-Charakteristik und Trockenrohdichte der Proben aus dem Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor 57

Tabelle 5 Gesättigte Leitfähigkeiten im Pumpgebiet 1, gemessen mit der Bohrlochmethode im Herbst 2016 58

Tabelle 6 Gesättigte Leitfähigkeiten im Pumpgebiet 1, gemessen mit der Bohrlochmethode im Frühjahr 2017 58

Tabelle 7 Aufbau der Messstellen für die Ermittlung des Einflusses des Grundwassers 64

Tabelle 8 Differenz zwischen mittlerem jährlichen Moor- und Grabenwasserstand (ΔWS) 66

Tabelle 9 Gauss-Funktion für den Zusammenhang zwischen mittlerem Jahreswasserstand und jährlicher CO2-Emission, Parameterwerte und Standardfehler, abgeleitet anhand der Daten aus TIEMEYER et al. (2020) 68

Tabelle 10 Veränderungen der Grabenpegel in den verschiedenen Szenarien für die Modellierung der CO2-Bilanz im Pumpgebiet 1 in m ü. NN 69

Tabelle 11 Vergleich der verschiedenen Szenarien bezüglich der Wasserstände, der CO_2-Bilanz der Schläge sowie der CO_2-Bilanz für die gesamte Fläche des Pumpgebiets 73

Tabelle 12 Kumulative klimatische Wasserbilanz (KWB) und mittlere Wasserstände der Varianten für die Sommermonate 2017–2020 im Hammelwarder Moor 78

Tabelle 13 Mittlere jährliche Moorwasserstände (in m u. GOK) der verschiedenen Varianten im Hammelwarder Moor über die gesamte Projektlaufzeit 79

Tabelle 14 Gesättigte Wasserleitfähigkeit (K_f) und Moorbodenwasserstände an den-Messstellen am 13.03.2018 80

Tabelle 15 Kumulative klimatische Wasserbilanz (KWB) und mittlere Wasserstände der Varianten für die Sommermonate 2017–2020 im Ipweger Moor 93

Tabelle 16 Mittlere jährliche Moorwasserstände (in m u. GOK) der verschiedenen Varianten im Ipweger Moor über die gesamte Projektlaufzeit 94

Tabelle 17 Gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f) und Moorbodenwasserstände an den-Messstellen am 13.03.2018 102

Tabelle 18 Gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f) und Moorbodenwasserstände an den Messstellen am 14.03.2019 102

Tabelle 19 Messvarianten zur Erfassung der THG-Emissionen, IM = Ipweger Moor, HM = Hammelwarder Moor, PG = Pumpgebiet 1, n.b. = nicht bestimmt. Der Austausch der Variante

HKU gegen HUD erfolgte aufgrund der Mäuseschäden und der widersprüchlichen Messergebnisse von HUA und HUU..... 108

Tabelle 20 Grundwasserflurabstände (GW) und Bewirtschaftung (Jahr 1: 16.05.2016 bis 15.05.2017; Jahr 2: 16.05.2017 bis 15.05.2018) an den Messvarianten im Pumpgebiet 1. Düngung alle Varianten: Rindergülle und Kalkammonsalpeter (KAS) (ohne Berücksichtigung von Ausbringungsverlusten). NEL = Netto Energie Laktation (Summe aller Schnitte; Mittelwert ± Standardabweichung der Plots)..... 119

Tabelle 21 Niederschläge (Jahres- und Sommersummen DWD-Station Ovelgönne) und mittlere Grundwasserflurabstände der Einzeljahre und der Sommerhalbjahre (01. Mai bis 31. Oktober) an den THG-Messvarianten im Exaktversuch **H**ammelwarder Moor (Niedermoorstandort, H). GW: mittlerer Grundwasserflurabstand, ∆GW: Differenz zum Mittelwert der Kontrollvarianten (positive Werte = nasser als Kontrollen). KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, UD = Unterflurbewässerung Direktsaat, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Langjähriges Mittel Niederschlag: 1991-2020 129

Tabelle 22 Bewirtschaftung der Messvarianten im Hammelwarder Moor. Die Düngung umfasst in allen Varianten Rindergülle, Kalkammonsalpeter (KAS), Volldünger, Ammonsulfatsalpeter (ASS) sowie 60er Kornkali und entspricht den Gesamtparzellen. Wiesennutzung mit 4 Schnitten (2017, 2018, 2020) und 3 Schnitten (2019). Der Ertrag bezieht sich auf die THG-Messplots 130

Tabelle 23 Jährliche N_2O-Emissionen (Jahressumme und Standardfehler in kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}) der Messvarianten im **H**ammelwarder Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UD = Unterflurbewässerung Direktsaat, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Unsicherheitsberechnung nach GÜNTHER et al. (2015). Aufgrund der Mäuseschäden und der darauffolgenden Neuetablierung der Grasnarbe sind die Grünlanderneuerungsvarianten 2019 nur eingeschränkt und 2020 nicht vergleichbar 132

Tabelle 24 Mittelwert ± Standardfehler der Veränderung jährlichen der CO_2- und THG-Emissionen durch Unterflurbewässerung (UFB) und Grabeneinstau (GS) im Vergleich zu den Messvarianten der Kontrolle im Hammelwarder Moor (Niedermoorstandort). *Keine Kontrolle Umbruch als Vergleich zur Unterflurbewässerung Umbruch vorhanden, daher Vergleich mit Mittelwert von Kontrolle Altnarbe und Kontrolle Direktsaat (betrifft nur 2020) 140

Tabelle 25 Mittlere Grundwasserflurabstände der Einzeljahre und der Sommerhalbjahre (01. Mai bis 31. Oktober) an den THG-Messvarianten im Exaktversuch **I**pweger Moor (Hochmoorstandort, I). GW: mittlerer Grundwasserflurabstand, ∆GW: Differenz zum Mittelwert der Kontrollvarianten (positive Werte = nasser als Kontrollen). KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Mittelwert und Standardfehler der Jahresmittelwerte..... 142

Tabelle 26 Bewirtschaftung der Treibhausgasmessvarianten im Ipweger Moor. Die Düngung (N: Stickstoff, C: Kohlenstoff umfasst in allen Varianten Rindergülle, Kalkammonsalpeter (KAS), Volldünger sowie 60er Kornkali (ohne Anrechnung von Ausbringungsverlusten). Ertrag: Mittelwert ± Standardabweichung der drei Messplots, TM: Trockenmasse. *Umgang mit den Kontrollvarianten 2020: IKA: Sukzession, IKU: Neuansaat, IKD: Grasnarbe aus der Parzelle mit Grabeneinstau transplantiert 143

Tabelle 27 Jährliche N_2O-Emissionen (Jahressumme und Standardfehler in kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}) der Messvarianten im **I**pweger Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Unsicherheitsberechnung nach GÜNTHER et al. (2015). Aufgrund der Mäuseschäden und der darauffolgenden Neuetablierung der Grasnarbe sind die Grünlanderneuerungsvarianten 2019 nur eingeschränkt und 2020 nicht vergleichbar 145

Tabelle 28 Mittelwert ± Standardfehler der Veränderung der jährlichen CO_2- und THG-Emissionen durch Unterflurbewässerung (UFB) und Grabeneinstau (GS) im Vergleich zu den Messvarianten der Kontrolle im Ipweger Moor (Hochmoorstandort) 156

Tabelle 29 Zusammensetzung der Ansaatmischung für Neuanlagen (alle Varianten) 163

Tabelle 30 Geschätzter relativer Verbiss im Verhältnis zu nicht befallenen Bereichen in Prozent; geschätzter prozentualer Anteil an Kahlstellen; gezählte Mauselöcher pro Parzelle; zum 3. Schnitt 166

Tabelle 31 Ertragsmittel [dt/ha] der Ansaatvarianten, Hochmoor und Niedermoor 2017 bis 2020 171

Tabelle 32 Ertragsmittel [dt/ha] der Wasservarianten, Hochmoor und Niedermoor 2017 bis 2020 172

Tabelle 33 Relativer Trockenmasseertrag zur Altnarbe in den Wasservarianten 2017 (= 100), Hochmoor und Niedermoor 2017 bis 2020 173

Tabelle 34 Anteile Zielgräser und bestandsbildende Arten, Niedermoor 2017 bis 2020..... 178

Tabelle 35 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL) kg/TM, in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020. 179

Tabelle 36 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL), Erträge Hammelwarder Moor als NEL-Gesamterträge der jeweiligen Versuchsjahre 2017 bis 2020, unterteilt nach Bewässerungsvarianten [MJ/ha]; Gesamt NEL-Erträge über den Projektzeitraum [Summe ∑ 2017 – 2020]; Gesamt NEL-Ertrag der Altnarbe/Kontrolle gesetzt als 100%, im Vergleich zu den anderen Varianten in Prozent, rechte Spalte. 180

Tabelle 37 Rohfasergehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020. 181

Tabelle 38 Rohproteingehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020. 181

Tabelle 39 Red. Zucker (%), in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020. 182

Tabelle 40 Anteile Zielgräser und wichtige Arten, Hochmoor 2017 bis 2020..... 185

Tabelle 41 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL) kg/TM, in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020. 185

Tabelle 42 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL), Erträge Ipweger Moor als NEL-Gesamterträge der jeweiligen Versuchsjahre, unterteilt nach Bewässerungsvarianten [MJ/ha]; Gesamt NEL-Erträge über den Projektzeitraum [Summe ∑ 2017 – 2020]; Gesamt NEL-Ertrag der Altnarbe/Kontrolle gesetzt als 100 %, im Vergleich zu den anderen Varianten in Prozent, rechte Spalte, Hochmoor 2017 bis 2020. 186

Tabelle 43 Rohfasergehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020. 187

Tabelle 44 Rohproteingehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020. 188

Tabelle 45 Red. Zucker (%), in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020. 188

Tabelle 46 Phosphorgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020. 191

Tabelle 47 Kaliumgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020. . 193

Tabelle 48 Phosphorgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020. 196

Tabelle 49 Kaliumgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020. ... 198

Tabelle 50 Gesamtkosten und jährlich zu erbringende Rücklagen für Grabeneinstau je ha Grünland. 201

Tabelle 51 Gesamtkosten und jährlich zu erbringende Rücklagen für Unterflurbewässerung je ha Grünland 202

Tabelle 52 Leistungen und Kosten in den Varianten am Niedermoorstandort (SWAMPS 2017 - 2020). 203

Tabelle 53 Leistungen und Kosten in den Varianten am Hochmoorstandort (SWAMPS 2017 - 2020). 203

Tabelle 54 Vergleich der Energieleistung mit jeweiligen THG-Emissionen der Maßnahmen im Hammelwarder Moor (statistisch nicht abgesichert in grau, kursiv). 204

Tabelle 55 Kosten der Treibhausgasminderung durch Wassermanagement und betriebliche Anpassung. 205

Tabelle 56 Vergleich der Energieleistung mit jeweiligen CO_2- und THG-Emissionen der Maßnahmen im Ipweger Moor (statistisch nicht abgesichert in grau, kursiv). 205

Tabelle 57 Kosten der Treibhausgasminderung durch Einstau- und betriebliche Anpassungsmaßnahmen. 206

Tabelle 58 C/N Werte in drei Tiefenstufen bis 1 m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n=6 bzw. 9 für Int 2). 223

Tabelle 59 Darstellung der Vegetationsdaten aus der Gesamtartenliste (GL) und den Präsenz-Absenz-Daten (PA) im Hammelwarder Moor in den Untersuchungsjahren 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen und den drei landwirtschaftlichen Varianten. Abkürzungsverzeichnis: Anteil KG – prozentualer Anteil der Kennarten des Grünlands an der Gesamtvegetation, TG –teilweise typische Grünlandarten, NG –Nicht-Grünlandarten 244

Tabelle 60 Absolute Individuenzahlen der Heuschreckenarten im Hammelwarder Moor von 2017 bis 2020, x= qualitativer Nachweis der Art 246

Tabelle 61 Darstellung der gesamten Individuen- und Artenzahl der erfassten Laufkäfer sowie deren gemittelter Individuen- und Artenzahl pro Fang in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Hammelwarder Moors 2020. Insgesamt – Gesamt erfasste

Individuen einer Art in der Versuchsfläche, Gesamt – Gesamtindividuen einer Art des Wasserregimes 255

Tabelle 62 Prozentuale Anteile der Individuenzahlen der erfassten Laufkäferarten an der Gesamtgesellschaft in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Hammelwarder Moors 2020. Gesamtanteil – Anteil der Art innerhalb der Gesamtfläche, Gesamt – Anteil der Art innerhalb eines Wasserregimes 256

Tabelle 63 Vegetationsdaten der Gesamtartenliste (GL) und der Präsenz-Absenz-Daten (PA) im Ipweger Moor zwischen den Untersuchungsjahren 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen und den drei landwirtschaftlichen Varianten. Abkürzungsverzeichnis: Anteil KG – prozentualer Anteil der Kennarten des Grünlands an der Gesamtvegetation, TG – teilweise typische Grünlandarten, NG – Nicht-Grünlandarten. Graue Unterlegung: Separate Betrachtung der Kontrollfläche 2020 261

Tabelle 64 Absolute Individuenzahlen der Heuschreckenarten auf den intensiv bewirtschafteten Flächen im Ipweger Moor von 2017 bis 2020; x= qualitativer Nachweis der Art..... 263

Tabelle 65 Darstellung der gesamten Individuen- und Artenzahl der erfassten Laufkäfer sowie deren gemittelten Individuen- und Artenzahl pro Fang in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Ipweger Moors 2020. Insgesamt – Gesamtindividuen einer Art in der Versuchsfläche, Gesamt – Gesamtindividuen einer Art des Wasserregimes 274

Tabelle 66 Darstellung der prozentualen Anteile der erfassten Laufkäferarten an der Gesamtgesellschaft in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Ipweger Moors 2020. Gesamtanteil – Anteil der Art innerhalb der Gesamtfläche, Gesamt – Anteil der Art innerhalb eines Wasserregimes 276

III Verzeichnis der Anhänge

Anhang 1 Abbildung Wasserstände der einzelnen hydrologischen Varianten im Hammelwarder Moor pro Halbjahr. Dargestellt als Boxplot..... 290

Anhang 2 Abbildung Wasserstände der einzelnen hydrologischen Varianten im Ipweger Moor pro Halbjahr. Dargestellt als Boxplot..... 291

Anhang 3 Tabelle Prozentuale Korngrößenverteilung (der humusfreien Substanz) und Corg-Gehalte (des Gesamtbodens) von Horizonten mit erhöhten Mineralbodenanteil nach Feldansprache, Profilkennzeichnung . Horizonte mit > 17,5 % Corg wurden im Nachhinein als Torfhorizonte (meist Hv statt Ah, auch Hw statt Go und Hr statt Gr) angesprochen..... 292

Anhang 4 Tabelle Profil-Nr. 41994 293

Anhang 5 Tabelle Profil-Nr. 41995 293

Anhang 6 Tabellealle Düngegaben im Hammelwarder Moor von 2017–2020..... 294

Anhang 7 Tabelle bilanzierte Düngezufuhren im Hammelwarder Moor von 2017–2020 295

Anhang 8 Tabelle alle Düngegaben im Ipweger Moor von 2017–2020 296

Anhang 9 Tabelle bilanzierte Düngezufuhren im Ipweger Moor von 2017–2020..... 297

Anhang 10 Tabelle Alle Abfuhren von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Trockenmasse, Rohfaser und Rohprotein vom Hammelwarder Moor von 2017–2020..... 297

Anhang 11 Tabelle Abfuhren von Kalium, Phosphor und Energie [Mj NEL] vom Hammelwarder Moor von 2017–2020..... 299

Anhang 12 Tabelle Alle Abfuhren von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Trockenmasse, Rohfaser und Rohprotein vom Ipweger Moor von 2017–2020 300

Anhang 13 Tabelle Abfuhren von Kalium, Phosphor und Energie [Mj NEL] vom Ipweger Moor von 2017–2020 301

Anhang 14 Tabelle alle Bewirtschaftungsmaßnahmen im Hammelwarder Moor von 2017–2020 302

Anhang 15 Tabelle Alle Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ipweger Moor von 2017–2020 303

Anhang 16 Abbildung Exaktversuchsfläche Hammelwarder Moor..... 304

Anhang 17 Abbildung Exaktversuchsfläche Ipweger Moor 305

Anhang 18 Tabelle Bonitur Hammelwarder Moor 2017 306

Anhang 19 Tabelle Bonitur Ipweger Moor 2017..... 307

Anhang 20 Tabelle Bonitur Hammelwarder Moor und Ipweger Moor 2018..... 308

Anhang 21 Tabelle Bonitur Hammelwarder Moor und Ipweger Moor 2019..... 309

Anhang 22 Tabelle Bonitur Hammelwarder Moor 2020 310

Anhang 23 Tabelle Bonitur Ipweger Moor 2020..... 311

Anhang 24 Tabelle Berechnungsgrundlagen..... 312

Anhang 25 Tabelle Referenzbewirtschaftung Niedermoor..... 312

Anhang 26 Tabelle Referenzbewirtschaftung Hochmoor 312

Anhang 27 Tabelle Vergleich der Kosten für Ersatzfutterbeschaffung sowie Mehr-/Minderaufwand - Differenz zur Referenzfläche Niedermoor Altnarbe 313

Anhang 28 Tabelle Vergleich der Kosten für Ersatzfutterbeschaffung sowie Mehr-/Minderaufwand - Differenz zur Referenzfläche Hochmoor Altnarbe..... 313

Anhang 29 Abbildung Neuanlage der Exaktversuchsfläche im Ipweger Moor. Links Altnarbe, Mitte Direktsaat und Rechts wird gerade die Variante Flachumbruch angelegt 314

Anhang 30 Abbildung Nässebildung in der Wasservariante UFB im Hammelwarder Moor in den Wiederholungen 4 - 6, am 27.08.2020..... 314

Anhang 31 Abbildung Farbfoto vom Grünlandzustand nach dem Mäusebefall im Winter 2019/20 in der Kontrollvariante im Ipweger Moor, Aufgenommen am: 15.01.2020 315

Anhang 32 Abbildung Vergleich der beiden Wasservarianten Kontrolle (rechts im Bild) und der Wasservariante UFB (links im Bild), nach dem Mäusebefall im Winter 2019/2020 im Ipweger Moor. In der Bildmitte ist das Haubenlager zusehen. Aufgenommen am 11.02.2020 315

IV Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
a	annum/Jahr
Abb.	Abbildung
ArcGIS	Geographisches Informationssystem von ESRI
B	Bundesstraße
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BK50	Bodenkarte 1:50.000
BS5	Bodenschätzungskarte 1:5.000
C/N	Gewichtsanteile Kohlenstoff zu Stickstoff
$CaCl_2$-Lsg.	Calciumchlorid-Lösung
CH_4	Methan
cm	Zentimeter
CO_2	Kohlendioxid
CO_2-Äq.	Kohlendioxid-Äquivalent
C_{org}	organischer (Boden-)Kohlenstoff
DGM	Digitales Geländemodell
DüV	Düngeverordnung
GE	Grabeneinstau
ggf.	Gegebenenfalls
GPP	Bruttoprimärproduktion (Gross Primary Production)
GS	Grabeneinstau
GSM	Global System for Mobile Communications
GW	Grundwasser
GWFA	Grundwasserflurabstand
h	Stunden
ha	Hektar
HM	Hammelwarder Moor
IM	Ipweger Moor
K	Kontrolle
KA4	Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage
KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage

K_f	gesättigte Wasserleitfähigkeit des Bodens
KG	Kennarten des Grünlandes
KWF	Kapital-Wiedergewinnungsfaktor
KWB	Klimatische Wasserbilanz [mm]
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
LK	Landkreis
LUFA	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Nord-West
m	Meter
max.	maximal
$mg^{-1}\ l^{-1}$	Milligramm pro Liter
min.	minimal
MJ/ha	Megajoule pro Hektar
MJ NEL/kg TM	Megajoule Netto-Energie-Laktation pro kilogramm Trockenmasse
MPa	Megapascal
n	Probenanzahl
N	Stickstoff
N_2O	Lachgas
NEE	Netto-Ökoystemaustausch (Net Ecosystem Exchange)
NEL	Netto-Energie-Laktation
nFK	nutzbare Feldkapazität
NG	Nicht-Grünlandarten
NH_4^+	Ammonium
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff
N_{min}	Mineralischer Stickstoff (im Boden)
NN	Normalnull/Nullniveau
NO_3^-	Nitrat
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff
NPN	Non Protein Nitrogen
NSG	Naturschutzgebiet
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
pF	dekadischer Logarithmus der Wasserspannung bwz des Matrixpotentials im Boden [lg hPa, lg cm WS]

PG	Pumpgebiet
PO_4-P	Phosphat-Phosphor
R_a	Autotrophe Atmung (Autotrophic Respiration)
R_{eco}	Ökosystematmung (Ecosystem Respiration)
R_h	Heterotrophe Atmung (Heterotrophic Respiration)
RP	Rohproteingehalt
RP i. TM	Rohproteingehalt in Trockenmasse
TG	teilweise im Grünland vorkommende Arten
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse
TM/ha	Trockenmasse pro Hektar
ü.	über
UFB	Unterflurbewässerung
vgl.	vergleiche
Vol.	Volumen

1 Einleitung

Bei dem SWAMPS-Projekt handelte es sich um ein Pilotprojekt im Rahmen des Landesprogramms „Niedersächsische Moorlandschaften“ aus dem Jahr 2016 sowie der Förderrichtlinie „Klimaschutz durch Moorentwicklung“ mit dem Fokus auf die landwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten von Moorgrünland bei erhöhten Grundwasserständen. Daneben gab es weitere Pilotprojekte und Projekte, mit denen ein intensiver Erfahrungsaustausch stattgefunden hat.

Die zentral untersuchten Aspekte dieses Projektes waren:

1. die Verfahren der kontrollierten Wasserstandanhebung und
2. die schonende Grünlandnarbenerneuerung.

Diese Maßnahmen wurden in ihren Auswirkungen auf die Freisetzung von Treibhausgasen (THG) und auf agronomische Aspekte (v.a. Futtermenge und -qualität sowie Befahrbarkeit) bewertet. Zusätzlich wurden die Auswirkungen auf die Stoffmobilisierung im Hinblick auf die Beeinflussung des Oberflächenwassers als auch auf die biologische Vielfalt (Vegetation und Heuschrecken, seit 2020 auch Laufkäfer) der Grünlandbestände erfasst. Zudem wurden die Effekte einer Kleiüberdeckung auf die THG-Emissionen untersucht.

Innerhalb des SWAMPS Konsortiums oblag jedem der Partner die Bearbeitung seines Modules und dessen spezifischer Inhalte. Die sich daraus ergebenden Themenbereiche sind nachfolgend dargestellt (siehe auch Abbildung 1).

- Der Themenbereich „**Akteursarbeit**“ wurde vom Grünlandzentrum (GLZ) bearbeitet und befasst sich im Wesentlichen mit der Bildung und Aktivierung einer Akteursgemeinschaft, so dass alle lokalen Akteure aktiv als zentraler Bestandteil in diesem Projekt mit eingebunden werden. Im Zentrum stand die Einbindung der Landwirtinnen und Landwirte, der Sielachten und Kommunen, um die Einsicht in die Notwendigkeit des Handelns zu fördern, praxistaugliche und regional optimierte Lösungen zu erarbeiten und Multiplikatoren für die Umsetzung von Maßnahmen einer klimaschonenden Landwirtschaft auch außerhalb des Projektgebietes zu bekommen.

- Der Themenbereich „**Standort und Wasser**“ wurde vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) bearbeitet. Dazu gehörten die Standortansprache, Standortauswahl und Einrichtung der hydrologischen Versuchsvarianten, Steuerung und Monitoring der Wasserstände in Gräben und auf den Flächen sowie die Modellierung, als flächenhafte Ableitung der Wasserstände und der Treibhausgasemissionen, sowie die Untersuchung der Effizienz und der Auswirkungen der wasserregulierenden Maßnahmen, v.a. aus hydrologischer Sicht.

- Der Themenbereich „**Treibhausgas-Emissionen**“ wurde vom Thünen-Institut (Thünen) bearbeitet. Hier wurden die Treibhausgas-Emissionen und deren Steuerfaktoren auf den Versuchsflächen gemessen und die entsprechenden THG- und Kohlenstoffbilanzen ermittelt.

- Der Themenbereich „**Agronomie**“ wurde von der Landwirtschaftskammer (LWK) bearbeitet und umfasst die Betrachtung der Auswirkungen von Wasserstandregulierung,

Grünlanderneuerung und Nährstoffversorgung auf betriebswirtschaftlich relevante Parameter.

- Der Themenbereich „**Nährstoffflüsse**“ wurde von der Arbeitsgruppe Bodenkunde der Universität Oldenburg (UOL) bearbeitet und betrachtete die Nährstoffdynamik auf den Versuchsflächen unter Berücksichtigung der untersuchten Varianten.

- Der Themenbereich „**Biodiversität**“ wurde von der Arbeitsgruppe Vegetationskunde und Naturschutz der Universität Oldenburg (UOL) bearbeitet und beschäftigte sich mit der Untersuchung der Auswirkungen und Effekte der hydrologisch-landwirtschaftlichen Maßnahmen des Projektes auf Flora, Vegetation sowie Heuschrecken- und Laufkäferfauna der Standorte.

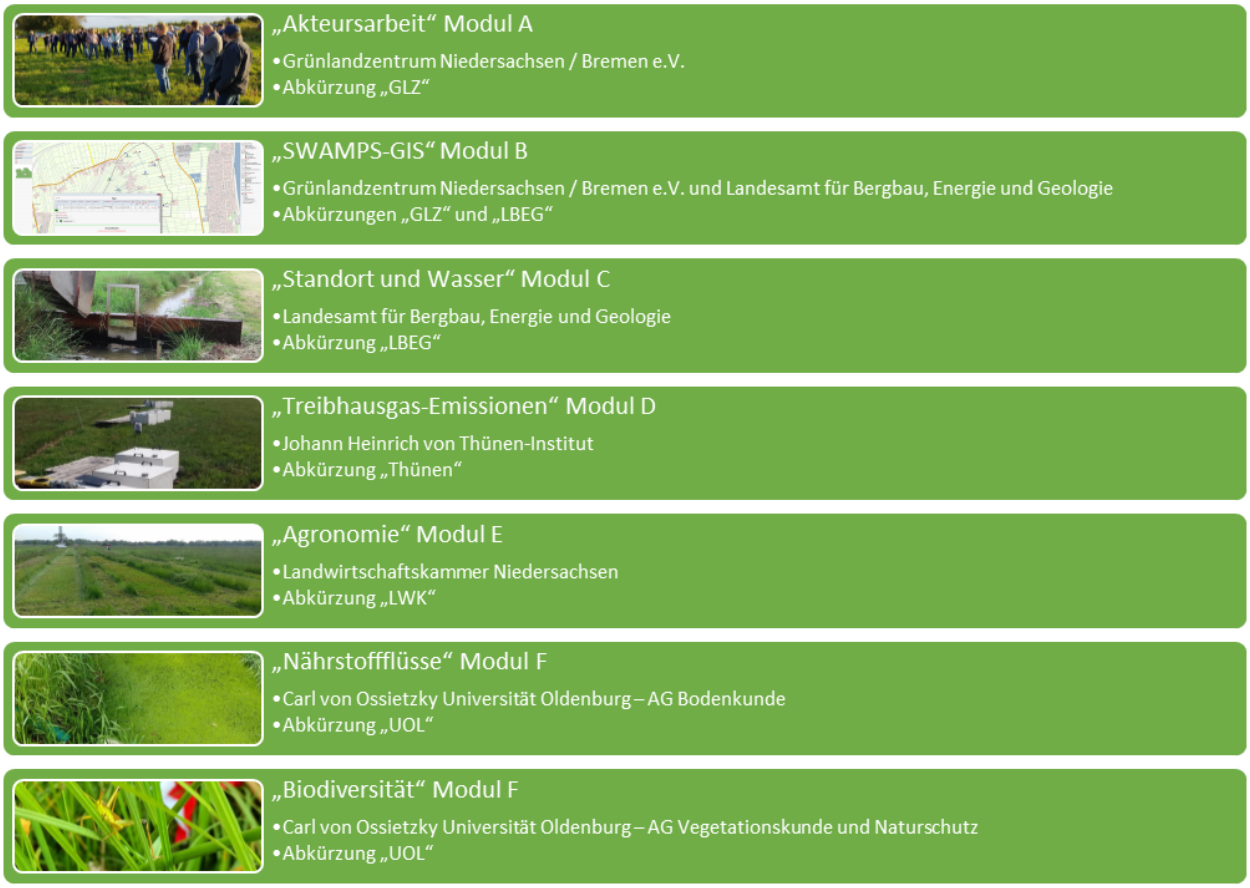


Abbildung 1 Darstellung der Themenbereiche und verantwortlichen Partner im SWAMPS-Projekt (verändert nach SWAMPS-Konsortium, 2021, Zwischenergebnisse der bisherigen Projektlaufzeit - Kernaussagen)

Die gewonnenen Erkenntnisse sollten mit den Praktikern vor Ort diskutiert und einer breiten Öffentlichkeit kommuniziert werden. Mit dem SWAMPS-Projekt wurden innovative Verfahren der kontrollierten Wasserstandsanhebung unter Praxisbedingungen erprobt und wissenschaftlich untersucht.

Der Abschlussbericht des SWAMPS-Projektes ist ein modular aufgebauter Projektbericht. Die Arbeits- und Kompetenzbereiche der jeweiligen Partner und ihrer Module wurden während der Projektlaufzeit auf projektinternen Treffen miteinander diskutiert. Abschließend ist jede

Modulleiterin und jeder Modulleiter eigenverantwortlich für das jeweilige Modul, sowie die dargestellten Ergebnisse und Aussagen.

Das Modul A stellt im Gegensatz zu den anderen Modulen die Ergebnisse aus der Akteursarbeit dar und ist damit klar von den Ergebnissen der wissenschaftlichen Module (B bis F) abzugrenzen. Die Zusammenfassungen innerhalb der einzelnen Module stellen keine Zusammenfassung des gesamten SWAMPS-Projektes dar.

2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

2.1 Geografische Lage der Untersuchungsgebiete

Im SWAMPS-Projekt wurden grundsätzlich zwei Gebiete, eine Niedermoor- und eine Hochmoorregion, untersucht. Das Hammelwarder Moor mit dem Pumpgebiet 1 und dem dort angelegten Exaktversuch liegt süd-westlich von Brake im Landkreis Wesermarsch. Das Ipweger Moor mit dem Exaktversuch liegt nord-östlich von Oldenburg im Landkreis Wesermarsch (Abbildung 2).

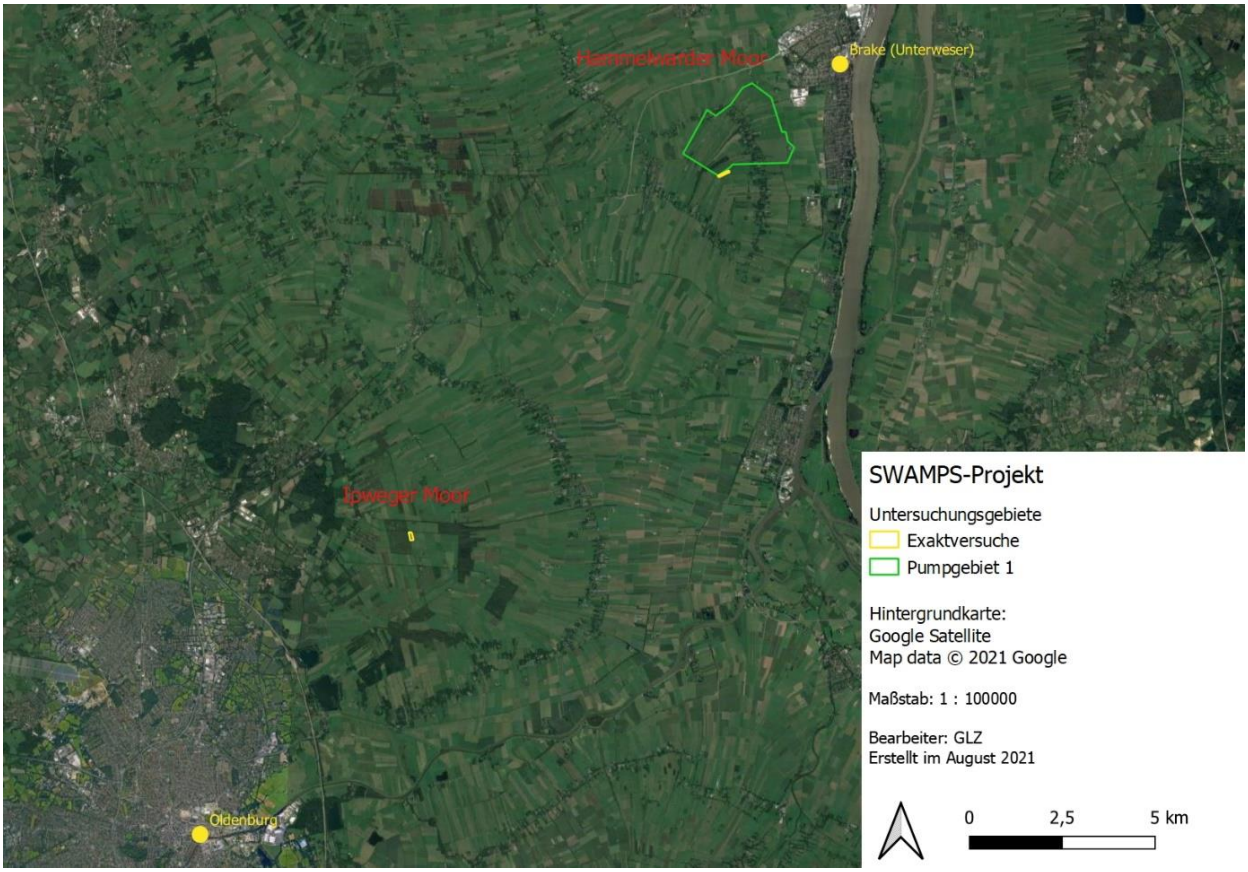


Abbildung 2 Darstellung der Untersuchungsgebiete Hammelwarder Moor und Ipweger Moor des SWAMPS-Projektes. Quelle: Google Satellite Map data ©2021 Google als Hintergrundkarte

2.2 Pumpgebiet 1 und Versuch Hammelwarder Moor (Niedermoorstandort)

Das Hammelwarder Moor ist eine seit Jahrhunderten genutzte Marsch- und Moorlandschaft, durchzogen von einem dichten Netz aus Gräben und Grüppen, die hauptsächlich in West-Ost Richtung verlaufen und über Siele und Quergräben verbunden sind.

2.2.1 Pumpgebiet 1

Im Osten, Norden und Westen ist das Pumpgebiet 1 durch Deiche von benachbarten Pumpgebieten getrennt. Im Süden verläuft die Grenze zum Pumpgebiet 2 teilweise auch als Deich, ist im westlichen Bereich aber nur durch ein Wehr im Siel und dem Verlauf der davon abgehenden Gräben gegeben. Die langjährige Entwässerung der organischen Böden hat dazu geführt, dass das Pumpgebiet 1 und das südlich angrenzende Pumpgebiet 2 heute mehr als einen Meter unter dem Meeresspiegel liegen (Abbildung 3). Allein in den letzten drei bis vier

Jahrzehnten ist die Oberfläche im Pumpgebiet 1 um 20 bis 60 cm gesackt, was einer Veränderung eines Zentimeters pro Jahr entspricht. Setzt sich diese Tendenz fort, so bedeutet das einen immer höheren Unterschied zum Wasserstand der Weser und damit verbunden eine ansteigende Förderhöhe und einen erhöhten Energieaufwand für das Pumpwerk, sowie höhere Grundwasserdrücke.

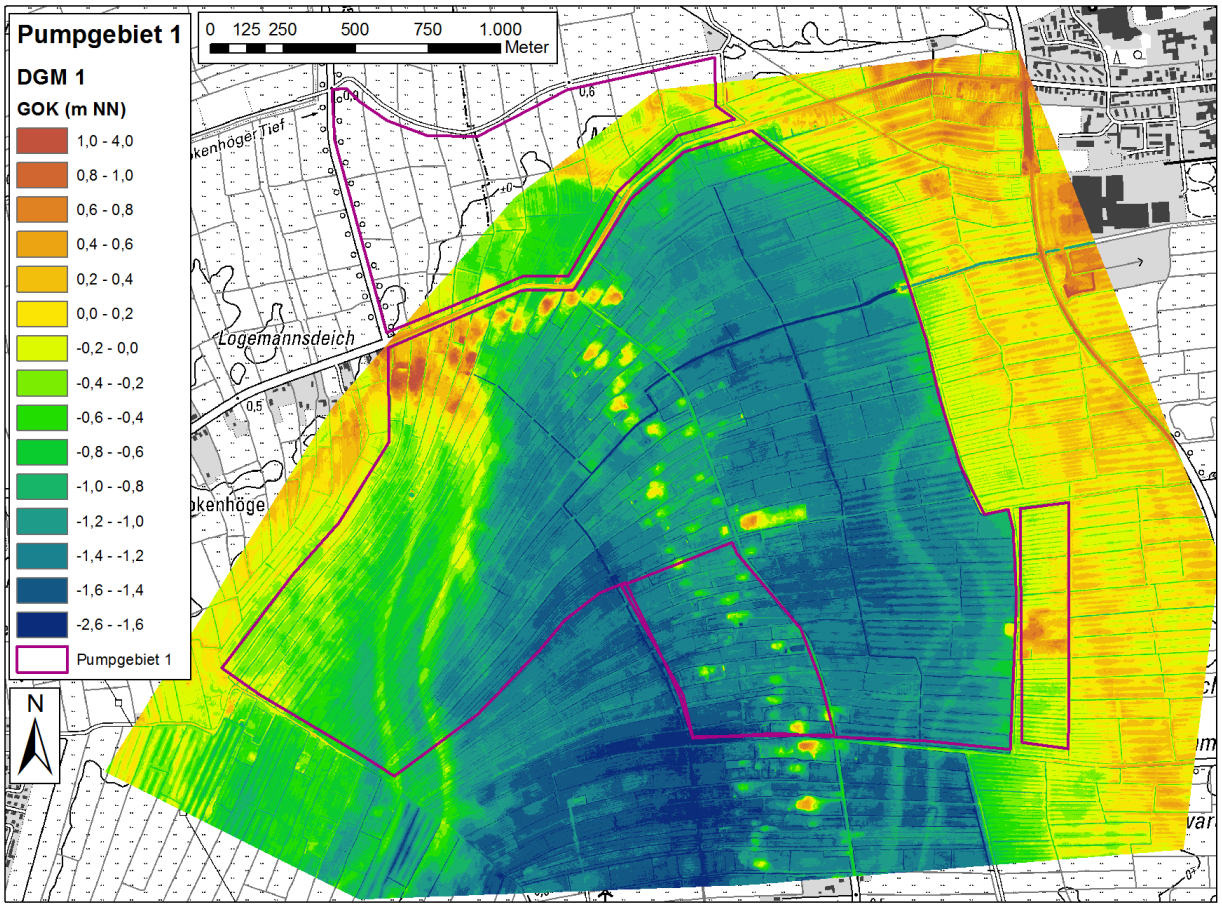


Abbildung 3 Darstellung des Höhenreliefs für das Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor in m NN nach DGM1. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2017

2.2.2 Exaktversuch Hammelwarder Moor

Die hydrologischen Varianten im Exaktversuch Hammelwarder Moor liegen entlang von parallel verlaufenden Reliefstrukturen zwischen zwei Gräben. Sie sind unterbrochen von Grüppen und Kleiweg und haben im Querschnitt vergleichbare Höhenprofile (Abbildung 4). Die 1,2 m mächtige Torfschicht lag auf lagunären, schluffig-tonigen Sedimenten mit sehr geringer gesättigter Leitfähigkeit (2,5 ± 1,7 cm pro Tag) und hatte keine Kleidecke. Auch der mit Schilfrhizomen durchsetzte Seggentorf hatte aufgrund seiner dichten Lagerung trotz nur mittleren Zersetzungsgrades (H5 nach v. Post; nach AD-HOC AG BODEN 2005) eine sehr schwache gesättigte Leitfähigkeit.

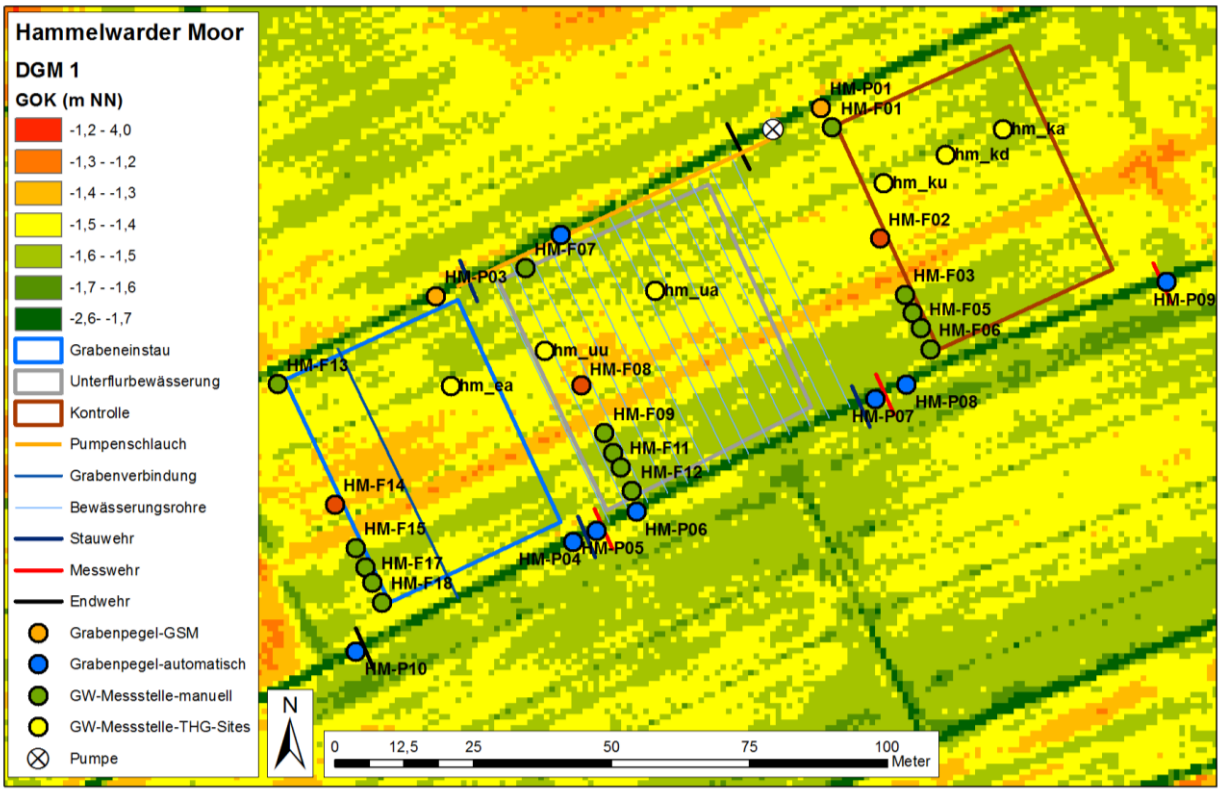


Abbildung 4 Darstellung der Exaktversuchsfläche Hammelwarder Moor mit Bezug auf das Geländerelief in m NN nach DGM1. Darstellung der hydrologischen Varianten und Positionen der Grabenpegel sowie Grundwassermessstellen und Wehre. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2017

2.2.3 Geologie

Das östlich der Weser und südwestlich von Brake gelegene Pumpgebiet 1 mit dem Hammelwarder Moor ist in den letzten 8000 bis 6000 Jahren unter dem Einfluss des Meerespiegelanstiegs (ca. 15–20 m) entstanden. Die Oberfläche des im Eiszeitalter ausgeformten sandigen Weserurstromtals liegt im Bereich des Pumpgebietes 1 bei etwa −10 m NN, im Bereich von Rinnen bei bis zu −14 m NN. Die holozänen Ablagerungen beginnen an der Basis mit dem sogenannten „Basistorf“, der mit der beginnenden Versumpfung des Gebietes als Niedermoortorf auf dem pleistozänen Untergrund aufgewachsen ist. Infolge eines schnell ansteigenden Meeresspiegels wurden die Basistorfe von tonig-schluffigen (klastischen) Ablagerungen in einer Mächtigkeit von ca. 6–7 m überdeckt. Diese klastischen Ablagerungen sind im unteren Bereich einer Auwaldfazies, im oberen Bereich brackisch-lagunären Sedimentationsbedingungen zuzuordnen. Infolge einer um 1.500 v. Chr. einsetzenden Meeresregression kam es im gesamten Küstengebiet zu einer großflächigen Vermoorung, in der Regel mit der Bildung von Schilf-/Seggentorfen. Diese als „Oberer Torf“ bezeichnete Torfschicht erreicht im Untersuchungsgebiet eine Mächtigkeit von ca. 0,7 bis 1,2 m (siehe Geologische Bohrungen LBEG, Archivnummern G-167, G-36, G-169). Ab 1000 v. Chr. stieg der Meeresspiegel wieder schneller an und die Torfschichten wurden im Bereich des Pumpgebietes 1 mit einer dünnen Sedimentschicht überschlickt. Das Gebiet des heutigen Hammelwarder Moores wurde wegen der größeren Entfernung zur Weser von diesen Ablagerungen nicht mehr erreicht, hier konnte sich das Moorwachstum fortsetzen und es kam schließlich zur Bildung von Hochmoor (Abbildung 5).

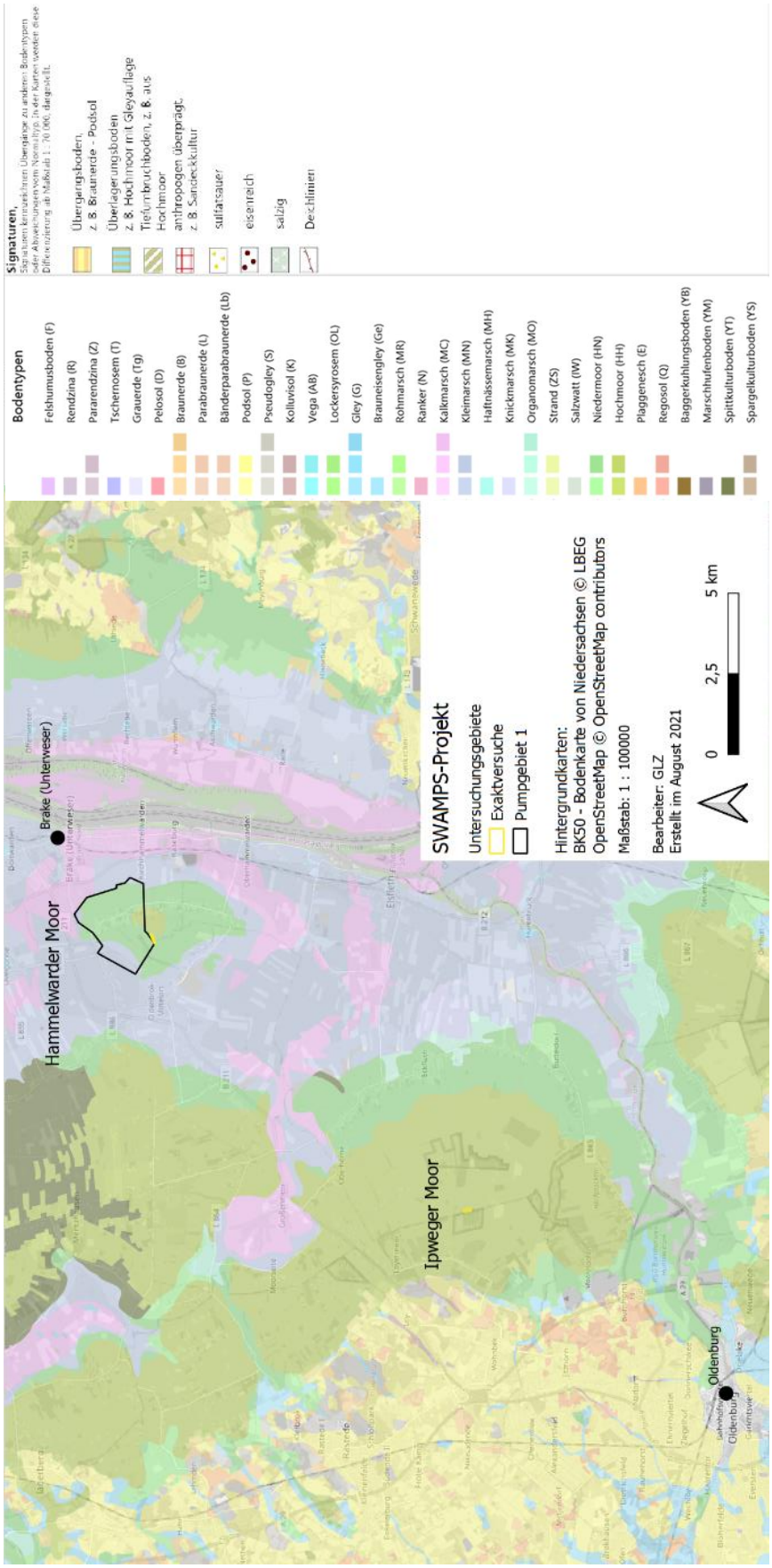


Abbildung 5 Darstellung der Untersuchungsgebiete im SWAMPS-Projekt in Bezug zur BK50. Quelle: OpenStreetMap (topographische Hintergrundkarte), Bodenkarte von Niedersachsen (LBEG & Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS®)

Ausgehend von den auf dem Uferwall an der Weser gelegenen Siedlungen Harrien und Kirchhammelwarden wurde das Untersuchungsgebiet ab ca. 1100 n. Chr. landwirtschaftlich genutzt. Ausgehend von der Marcellusflut 1362 wurde der Uferwall an mehreren Stellen durchbrochen. Bei Brake entstand die Harrierbrake, die sich mit dem Lockfleth verband. Weiter südlich kam es zu Durchbrüchen bei Käseburg und zwischen Elsfleth und Lienen. Mit diesen Durchbrüchen verband sich die Weser mit der Rönnel. Die Ortschaften Harrien und Kirchhammelwarden wurden damit zu Inseln und waren von ihren westlich gelegenen landwirtschaftlichen Flächen im heutigen Pumpgebiet 1 und dem Hammelwarder Moor durch eine Balge getrennt. Das Pumpgebiet 1 wurde in der Folge bei Hochwasser regelmäßig überflutet und damit der alte Kulturboden überschlickt. Diese Überschlickung reichte bis zu den höher gelegenen Hochmooren des Hammelwarder Moores, die Überschlickungsgrenze wird heute durch die K 208 markiert.

Mit dem Bau des ältesten Deiches, der heutigen „Moorstraße“ um das Jahr 1500, wurde das Pumpgebiet 1 vor weiterer Überflutung geschützt. Da die Ortschaften Harrien und Kirchhammelwarden weiterhin durch die Balge von ihren Ländereien getrennt waren, erfolgte nach dem Bau des Deiches die Umsiedlung dieser Ortschaften nach dem heutigen Harrierwurp bzw. Norderfeld und Süderfeld an der K 208. Das östlich dieser neuen Ortschaften gelegene Gebiet bis zur Moorstraße (Pumpgebiet 1) konnte jetzt wieder als Weide bzw. Wiese genutzt werden. Das westlich der Ortschaften höher gelegene Hochmoorgebiet des Hammelwarder Moores wurde dagegen überwiegend als Acker genutzt (siehe Oldenburgische Vogteikarte, 1790). Mit den nachfolgenden Landgewinnungsmaßnahmen im Bereich der Balge (zwischen Moorstraße und Uferwall der Weser) wurde dieses Gebiet gegenüber dem Pumpgebiet 1 um ca. 1 m höher aufgeschlickt (östlich der Moorstraße).

2.2.4 Bodenkunde

Die Oberböden im Pumpgebiet haben sich aus den Sedimenten (Klei) ausgebildet, die zwischen Marcellusflut (1362) und dem Bau des Deiches „Moorstraße“ (um 1500) abgelagert wurden. Die Mächtigkeit der tonig-schluffigen Kleiauflage nimmt von Ost nach West ab (Abbildung 6), was durch ihre Entstehung als tidal-fluviatile Ablagerungen der Weser bedingt ist. Die ältere Bodenbildung aus der Zeit vor der Marcellusflut ist an der Basis der Kleischicht in Form eines schwarzen, durch intensive Gefügebildung geprägten Horizontes, der auch die oberen 10 cm des Torfes im Liegenden erfasste, zum Teil noch erkennbar gewesen.

In der Neuzeit wurden die Böden des Pumpgebietes 1 vielfach durch Planierarbeiten, Grabenausbau, Dränung und auch Ackernutzung bzw. Grünlandumbruch überprägt. Während und auch nach dem 2. Weltkrieg wurde in einem Bereich eines etwa 100 m breiten Streifens unmittelbar westlich der Moorstraße Ackerbau bzw. Gartenbau betrieben. Infolge dieser Aktivitäten wurde (und wird) auch Torf aus dem Liegenden in die Kleischicht eingemischt. Damit ergeben sich auch Gradienten im Kohlenstoffgehalt und -vorrat des Oberbodens, die wiederum die Treibhausgasemissionen beeinflussen. Als Grundlage für die Berechnung von Treibhausgasemissionsszenarien wurden daher 2018 die Kohlenstoffgehalte des Oberbodens für das Pumpgebiet 1 flächendeckend gemessen und kartiert (siehe Modul C).

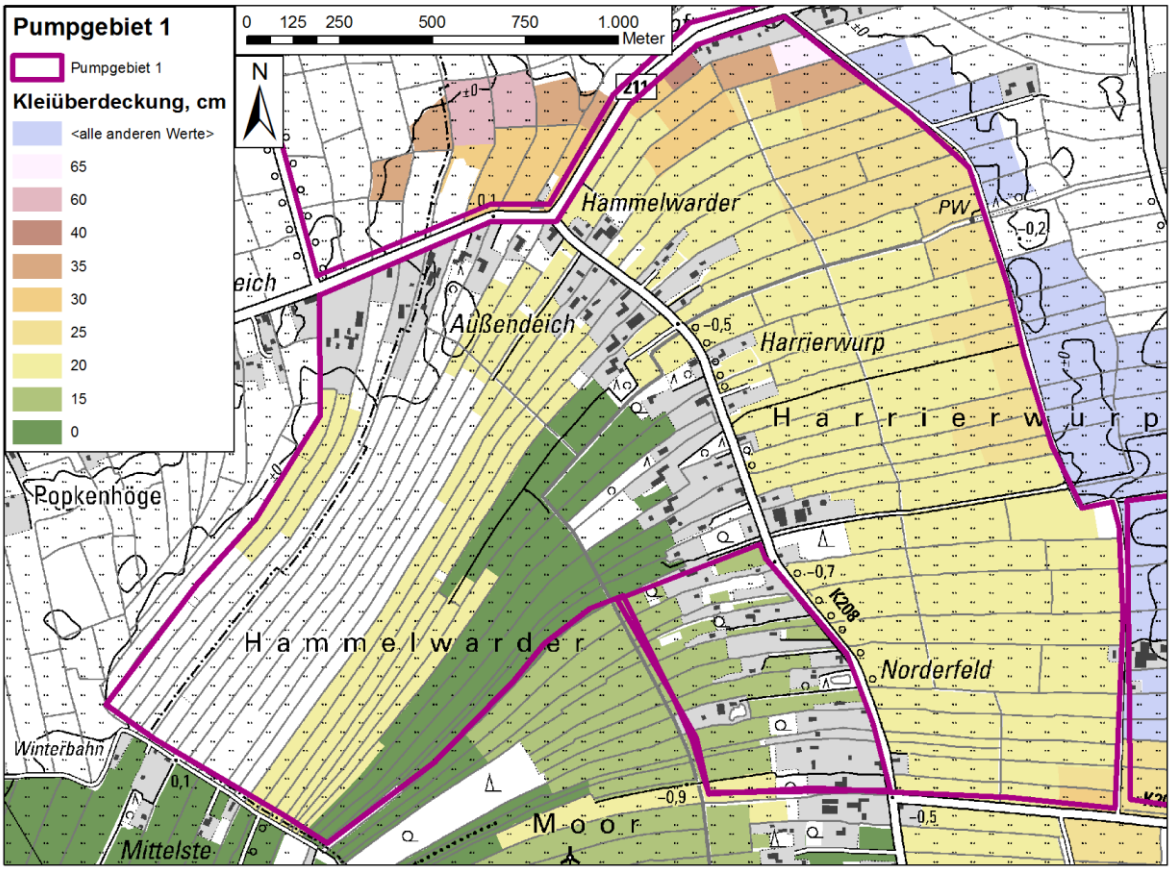
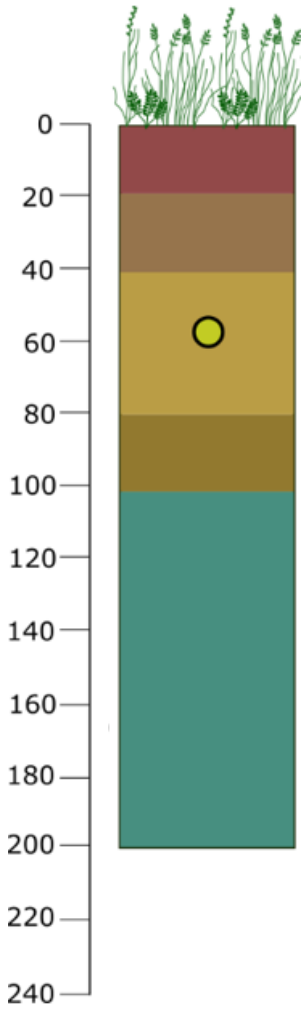


Abbildung 6 Darstellung der Kleiüberdeckung in cm im Pumpgebiet 1. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2017

Das Pumpgebiet 1 ist bodentypologisch durch einen Übergang von Kleimarschen im Osten, mit Klei überlagerten Niedermooren, Niedermooren unterschiedlicher Mächtigkeiten, sowie, im Westen, wieder Kleimarschen gekennzeichnet. Die Niedermoore weisen häufig im Oberboden Beimengen an Ton und Schluff auf, obwohl die Untergrenze von 17,4 % C_{org} für die Klassifikation der Substrate als Torf (17,4 % organischer Bodenkohlenstoff entspricht 30 % organischer Substanz bei einem Umrechnungsfaktor von 1,72) überschritten wird.

Stellvertretend für den Versuchsstandort im Hammelwarder Moor erfolgte eine Bodenansprache auf einem Transekt vom Südgraben zum Nordgraben, etwa 90 m westlich des Weges in der Mitte zwischen Nord- und Südgraben (Abbildung 7). Der Vererdungshorizont (nHv) aus Niedermoortorf war etwa 20 cm mächtig und wies im unteren Bereich Ansätze zu Subpolyedergefüge auf, die allerdings, aufgrund der schwachen Ausprägung, teilweise nicht als Aggregierungshorizont angesprochen wurden. Bis etwa 35 bis 40 cm Tiefe bestand der zeitweise wassergesättigte nHw-Horizont aus mittelstark zersetztem Radizellentorf mit etwas Schilf. Darunter war der Radizellentorf schwach zersetzt, enthielt etwas mehr Schilf und zusätzlich Schluffbeimengungen. Der in der Regel durchgehend wassergesättigte nHr-Horizont setzte in 0,8 m Tiefe ein, mit ähnlichen Torfeigenschaften wie der Horizont darüber. Im Liegenden, ab ca. 1 m Tiefe befanden sich schluffig-tonige lagunäre Sedimente der Bodenart Tu2 mit Schilfresten. Die Gesamt-Niedermoortorfmächtigkeiten auf dem in Nord-Süd-Richtung liegenden Transekt 1 lagen zwischen 86 und 120 cm, an den Messstandorten waren teilweise mächtigere Torfe (bis 148 cm) anzutreffen.



nHv, vererdeter Niedermoortorf
nHw, mittelstark zersetzter Radizellentorf mit etwas Schilf (H5)
nHw, schwach zersetzter Radizellentorf mit Schilf (H4), Schluffbeimengung
nHr, schwach zersetzter Radizellentorf mit Schilf (H4), Schluffbeimengung
IIGr, schluffig-tonige, lagunäre Sedimente mit Schilfresten

Abbildung 7 Aufbau des Niedermoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor. Aufnahme am 18.10.2016 durch Merten Minke, Transekt 1 Profil 3, Mitte der Fläche, Rechts: 3462437 Hoch 5907951 (Gauss-Krüger Zone 3 EPSG-Code 31467)

2.2.5 Hydrologie

Bei Inkulturnahme lag das Land höher und die Vorflut lag tiefer als heute. Das Grabensystem wurde so angelegt, dass die Gräben in das Oldenbrocker Sieltief bzw. in die Rönnel auslaufen konnten (WÖHLER 2000). Bedingt durch Entwässerung und Bewirtschaftung kam es zu Höhenverlusten, die zusammen mit dem Meeresspiegelanstieg zu einer stetigen Verschlechterung der Vorflut und einer zunehmenden Vernässung der Böden führte.

Ab 1868 wurde das Untersuchungsgebiet mit einer von einer Windmühle betriebenen archimedischen Schraube entwässert, später mit einem Dieselmotor und Elektromotor (ab ca. 1960). Erst mit dem Bau von Querzuggräben (ab 1970) und des neuen Schöpfwerkes und dem Ausbau des Harrierwurper Tiefs (1980) war eine intensivere Entwässerung möglich (WÖHLER 2000). Die im SWAMPS-Projekt auf der Fläche ermittelten Höhenverluste dürften das Ergebnis dieser intensiveren Entwässerung sein.

Die Grenzen des Pumpgebiets 1 wurden zu Projektbeginn anders angenommen, als sie wohl tatsächlich waren (Abbildung 8). Die Ganglinien der Grabenwasserstände bestätigten, dass ein Wehr südlich des Grabenpegels Pump1_P13 den Siel in zwei Einzugsbereiche teilt, und die

südliche Grenze zwischen den Pumpgebieten 1 und 2 so verlief, wie in Abbildung 8 nach Holthusen dargestellt ist.

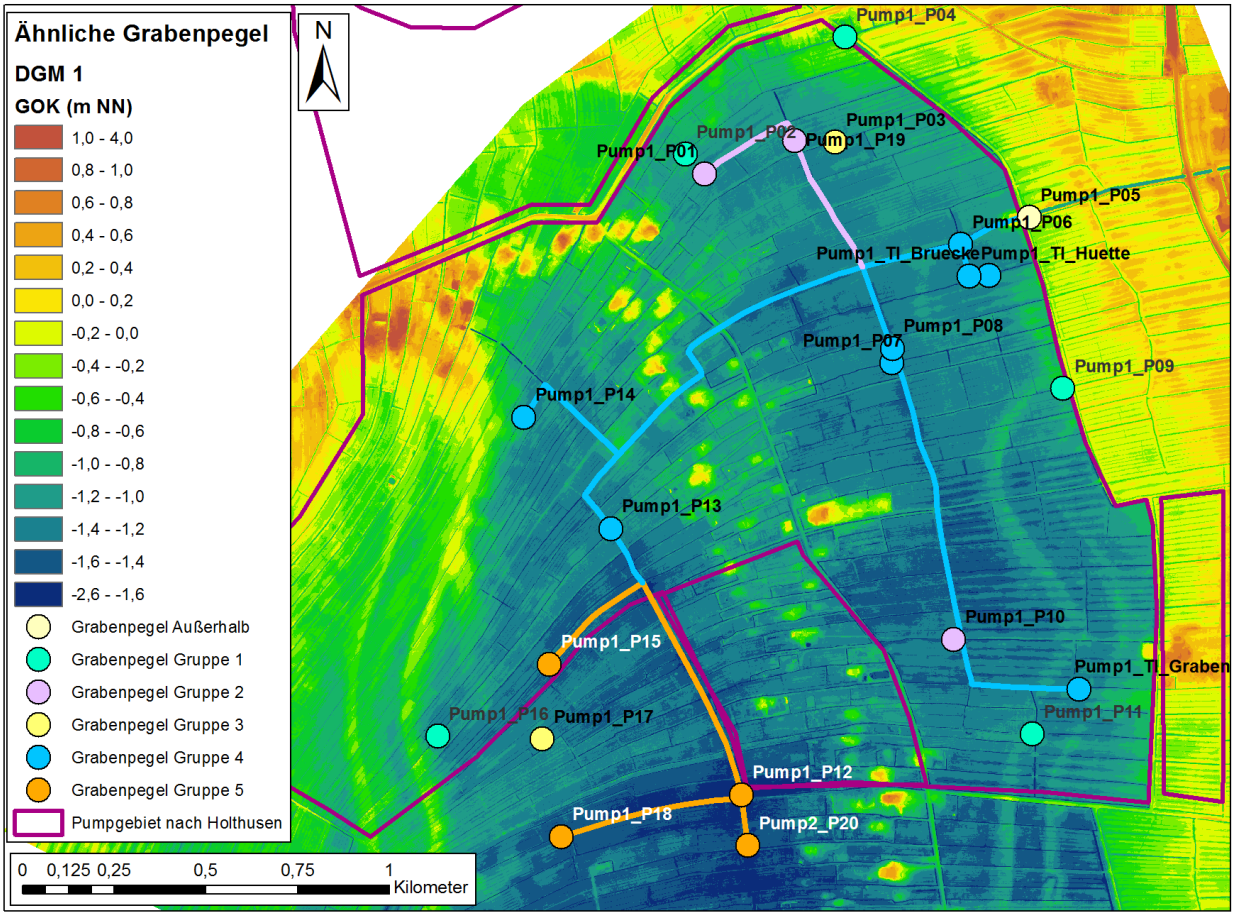


Abbildung 8 Darstellung des Pumpgebiet 1 mit installierten Grabenpegeln und Ganglinien der Grabenwasserstände in m NN nach DGM 1. Quelle: LBEG, Modul C, Zwischenbericht SWAMPS-Projekt 2018

2.2.6 Flora und Fauna

Lange Zeit gab es weitläufig extensiv genutztes Grasland mit naturausbeutender Nutzung. Erst durch standortverbessernde, die biologische Leistungskraft fördernde Maßnahmen und durch standortschonende Bewirtschaftung entstanden Wiesen höherer Produktivität (intensive Landwirtschaft) (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Unter anderem durch die Einbringung von produktiveren Pflanzenarten und -sorten ließ sich eine insgesamt artenarme, homogene grasdominierte Vegetation im Grünland des Hammelwarder Moors vorfinden. Das Grünland zeigte einen typischen Bestand für intensiv genutztes Grasland mit einer Phytodiversität von rund 37 Arten (2020). Bestandsdominierend zeigten sich vor allem eu- und mesotraphente Arten (*Lolium perenne, Alopecurus pratensis, Poa trivialis, Glechoma hederacea*) sowie für das Grünland nicht typische krautige Arten wie *Cardamine hirsuta, Stellaria media agg*. Die Fauna (Heuschrecken- und Laufkäferfauna) repräsentierte eine für entwässertes und intensiv genutztes Grünland typische Gemeinschaft, bestehend aus eurytopen, bewirtschaftungstoleranten und meist trockenheitspräferierenden Arten, wobei Arten von frischen und feuchten Standorten dominierten (Heuschrecken: *Chorthippus albomarginatus, Roeseliana roeselii*; Laufkäfer: *Carabus granulatus, Poecilus cupreus, Loricera pilicornis*) (FISCHER et al. 2006, DÜLGE et al. 1994).

2.3 Versuch Ipweger Moor (Hochmoorstandort)

2.3.1 Exaktversuch Ipweger Moor

Das Ipweger Moor ist der südliche Teil eines großen Hochmoorkomplexes, der sich als „Geestrandmoor“ östlich des Oldenburger-Ostfriesischen Geestrandes von der Hunteniederung bis zum Jadebusen erstreckt und heute nur noch in kleinen Resten erhalten ist. Im Osten wird dieser Hochmoorkomplex von einem schmalen Niedermoorstreifen und daran anschließend von den Moormarschen und Marschen der Wesermarsch begrenzt, mit der Ortschaft Moorriem, die die Grenze zwischen Moor und Marsch markiert (Abbildung 2 und Abbildung 5). Im Norden wird das Ipweger Moor heute durch die Bundesstraße (B) 211 zwischen Oldenburg und Brake begrenzt. Dieses Gebiet umfasst heute eine Fläche von etwa 50 km². Der Name bezieht sich auf das auf der Geest zwischen Oldenburg und Rastede gelegene Dorf Ipwege. Das Untersuchungsgebiet (Versuchsflächen) liegt im Zentrum des Ipweger Moores in der Gemeinde Fuchsberg, östlich des Mittelweges. Unmittelbar westlich des Mittelweges befindet sich das etwa 56 ha große und 1937 eingerichtete Naturschutzgebiet (NSG) Barkenkuhlen. Das NSG Barkenkuhlen gehört zum Landkreis (LK) Ammerland, die östlich des Mittelweges gelegene Versuchsfläche zum LK Wesermarsch.

2.3.2 Geologie

Abbildung 9 zeigt einen Schnitt durch das Ipweger Moor vom Geestrand im Westen, durch das NSG Barkenkuhlen und die Versuchsfläche bis etwa zum Heiddeich im Osten.

Die pleistozäne sandige Holozänbasis ist infolge Dünenbildung schwach wellig ausgeprägt. Im Bereich des NSG Barkenkuhlen und auch der Versuchsfläche ist ein wurzelechtes Hochmoor aufgewachsen. Im Westen, hin zum Geestrand wird das Hochmoor von Niedermoortorfen unterlagert. Auch im Osten, im Übergangsbereich vom Moor zur Marsch wird das Hochmoor von Niedermooren unterlagert. Nach BEHRE (2008) begann das Hochmoorwachstum um 6000 v. Chr., ausgelöst durch eine Verschlechterung des Regionalklimas im Küstenraum infolge des Vordringens der Nordsee. Zunächst kam es zur Ausbildung von stark zersetztem Hochmoortorf (Schwarztorf). Der Übergang zum schwach zersetzten Hochmoortorf wurde von HAYEN (1989) für das Ipweger Moor anhand einer dendrochronologischen Datierung eines Bohlenweges auf 713 v. Chr. datiert.

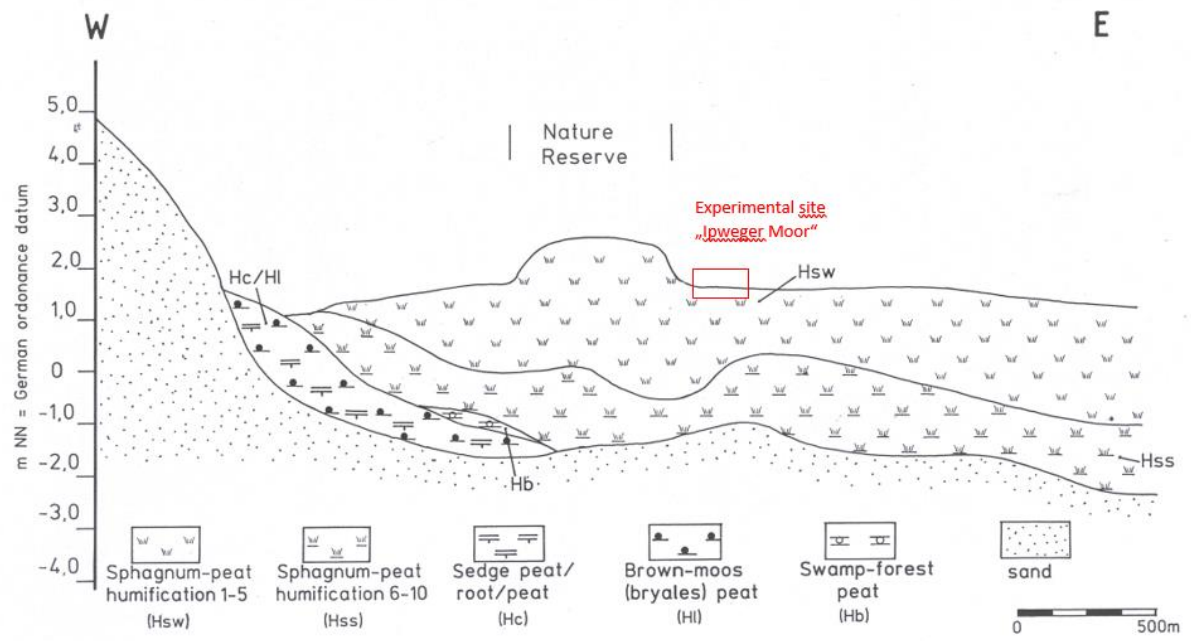
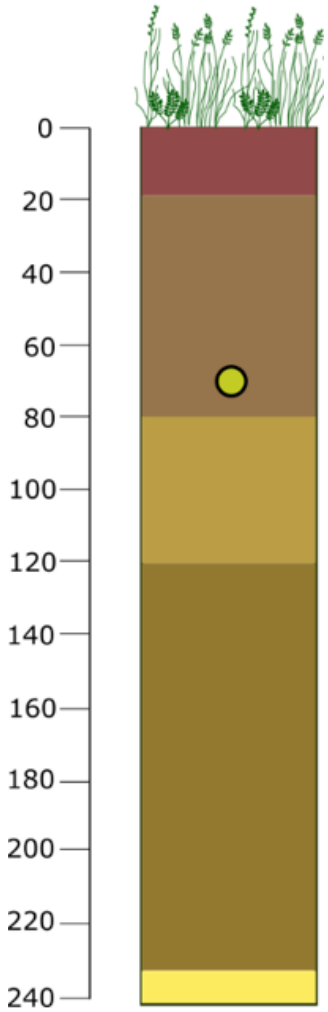


Abbildung 9 Darstellung eines Geländeschnitts für das Ipweger Moor. Quelle: LBEG, Exkursionsführer der SWAMPS-Konferenz 2019

2.3.3 Bodenkunde

Bodenkundlich ist das Umfeld der Versuchsfläche durch sehr tiefe Erdhochmoore charakterisiert, die in der Regel eine Torfmächtigkeit von über 2 m aufweisen. Etwa 700 m westlich der Versuchsfläche befindet sich eine kleinflächige (ca. 6 ha) Sanddeckkultur über Erdhochmoor.

Abbildung 10 stellt ein typisches Bodenprofil, etwa 60 m östlich des Mittelwegs und 130 m südlich des Kuhlendamms dar. An der Oberfläche befand sich hier ein 20 cm mächtiger Horizont aus vererdetem Hochmoortorf (hHv). Im unteren Bereich dieses Horizontes ließen sich schwach ausgeprägte Aggregierungsmerkmale ausmachen, die jedoch aufgrund der Weichheit der Aggregate keine Einstufung als Aggregierungshorizont (hHa) zugelassen haben. Es hatte sich ein bis in etwa 80 cm Tiefe reichender, zeitweilig wassergefüllter hHw-Torfhorizont, der aus schwach zersetzten Sphagnum-dominierten Hochmoor-Weißtorfen (Zersetzungsgrad 3 n. v. Post) besteht, gebildet. Darunter fand man, bis zur Torfbasis in 230 cm Tiefe, den in der Regel wassergesättigten und daher reduzierten hHr-Horizont. Dieser war im oberen Bereich durch mittelstark zersetzten Hochmoor-Weißtorfe (Zersetzungsgrad 5 n. v. Post) und im unteren Bereich durch mittelstark zersetzten Hochmoor-Schwarztorf (Zersetzungsgrad 6 nach v. Post) gekennzeichnet. Im Untergrund in gut 230 cm Tiefe fanden sich wassergesättigte Feinsande. Das Profil wurde als sehr tiefes Erdhochmoor angesprochen. Das Hochmoor war an dieser Stelle wurzelecht, d.h. es gab keine Unterlagerung von Niedermoortorfen.



hHv, vererdeter Hochmoortorf
hHw, schwach zersetzter Sphagnum-Weißtorf (H3) mit Beimengung an *Eriophorum vaginatum*
hHr, mittelstark zersetzter Sphagnum-Weißtorf (H5) mit Beimengung an *Ericaceae*
hHr, mittelstark zersetzter Sphagnum-Schwarztorf (H6) tlw. mit Beimengung an *Eriophorum vaginatum* und *Ericaceae*
Gr, Feinsand

Abbildung 10 Aufbau des Hochmoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Ipweger Moor, Aufnahme am 27.10.2016 durch Merten Minke, Transekt 1 Profil 3, Rechts: 3453977 Hoch 5898123 (Gauss-Krüger Zone 3 EPSG-Code 31467)

2.3.4 Hydrologie

Das heutige NSG Barkenkuhlen stellte mit Moorkolken und Schwingrasen das Zentrum des Ipweger Moores dar. In der Oldenburgischen Vogteikarte (1790) wurde das Untersuchungsgebiet bis zum Heiddeich als ungenutztes Moor dargestellt. Nach MEYER (1946) zitiert in FUHRMANN et al. (2020) war das Ipweger Moor bis 1900 ein wildes Hochmoor, „an das im Sommer kein Botaniker sein Leben wagte“.

Zum Zeitpunkt der Unterschutzstellung des NSG Barkenkuhlen (1937) war das gesamte Gebiet jedoch vorentwässert und weitgehend verheidet, auch unter dem Einfluss der Moorbrandkultur mit Buchweizenanbau. In Teilbereichen des NSG Barkenkuhlen sind im Luftbild bis heute die Strukturen der Entwässerungsgräben zu erkennen. Bis in die 1930er Jahre stellte der Heiddeich die westliche Nutzungsgrenze des Ipweger Moores dar. Mit Beginn der Flurbereinigung ab 1957 wurde mit dem Ipweger Moorkanal und dem Mittelgraben die Vorflut ausgebaut, im Zuge der Kultivierung zu Beginn der 1960er Jahre erfolgte die intensive Entwässerung des Untersuchungsgebietes. Ab 1963 erfolgte mit der Gründung der Siedlungen Birkenheide und Fuchsberg auch die Besiedlung des Kernbereiches des Ipweger Moores.

Die durch die intensive Entwässerung ausgelösten Moorsackungen führten zu einer zunehmenden Dichtlagerung des Weißtorfes. Die zunächst hohe Wasserdurchlässigkeit der Weißtorfe wurde im Laufe der Zeit immer geringer und machte eine weitere Rohrdränung der Flächen erforderlich.

2.3.5 Flora und Fauna

Die Kultivierung des Untersuchungsgebietes ab 1963 erfolgte nach den Regeln der Deutschen Hochmoorkultur mit ausschließlicher Grünlandnutzung.

Die Biodiversität von Grünland-Standorten wird in hohen Maßen durch die Nutzungsintensität bestimmt. Aufgrund der spezifischen Eigenschaften von Torf - charakterisiert u.a. durch (sehr) geringe Nährstoffspeicherung und -nachlieferung ist die Phytodiversität auf Moorböden (Hoch- und Niedermoor) niedriger als auf mineralischen Böden (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Die Pflanzengemeinschaft im Ipweger Moor zeigte eine für Hochmoor-Grünland typisch geringe Diversität von insgesamt 30 Arten (2020). Bestandsdominierenden Gräser, wie: *Elymus repens, Lolium multiflorum, Lolium perenne, Phleum pratense agg., Poa pratensis agg* und begleitende krautige Arten (Achi*llea millefolium, Capsella bursa-pastoris, Cardamine hirsuta, Lamium purpureum*) bildeten die Vegetationsdecke.

Die Fauna (Heuschrecken- und Laufkäferfauna) repräsentierte eine für entwässertes und intensiv genutztes Grünland typische Gemeinschaft, bestehend aus eurytopen, bewirtschaftungstoleranten und meist trockenheitspräferierenden Arten (Heuschrecken: *Chorthippus albomarginatus, Roeseliana roeselii*; Laufkäfer: *Carabus granulatus, Poecilus cupreus*) (FISCHER et al. 2006, DÜLGE et al. 1994). Kennarten feuchter Standorte kamen nur sehr selten vor oder fehlten ganz.

3 Versuchsaufbau

3.1 Pumpgebiet 1

Insgesamt wurden in den Gräben 27 Pegel gesetzt, davon 10 manuelle und 17 automatische (3 davon mit GSM Modul; Global System for Mobile Communications). Die Pegel wurden anhand einer detaillierten Aufnahme von Wehren und Rohrverbindungen und unter Berücksichtigung der drei vom Thünen Institut betriebenen Grabenpegel so positioniert, dass sie auch Aussagen für Wasserstände in Gräben erlauben sollten, die nicht gemessen werden konnten. Dabei wurden 640 Messpunkte zu beiden Seiten von Grabenverbauungen eingemessen und darauf aufbauend in ArcGIS Bereiche ähnlicher Grabenwasserstände ausgewiesen. Zusätzlich wurde ein GSM-Grabenpegel im Siel des Pumpgebiet 2 gesetzt, der täglich die Daten der Wasserstände an den Server des LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) gesendet hat, damit bei Absenkung des Sielwasserstandes rechtzeitig die Pumpe im Exaktversuch Hammelwarder Moor abgeschaltet werden konnte, deren Zuliefergraben mit diesem Siel verbunden war (Abbildung 11).

Als wichtige Grundlage für die Einschätzung der Treibhausgasemissionen aus dem Pumpgebiet 1 wurden flächenhaft Moorwasserstände benötigt. Diese sollten anhand der Grabenwasserstände, hydraulischen Bodeneigenschaften und klimatischen Parametern modelliert und an gemessenen Grundwasserflurabständen validiert werden.

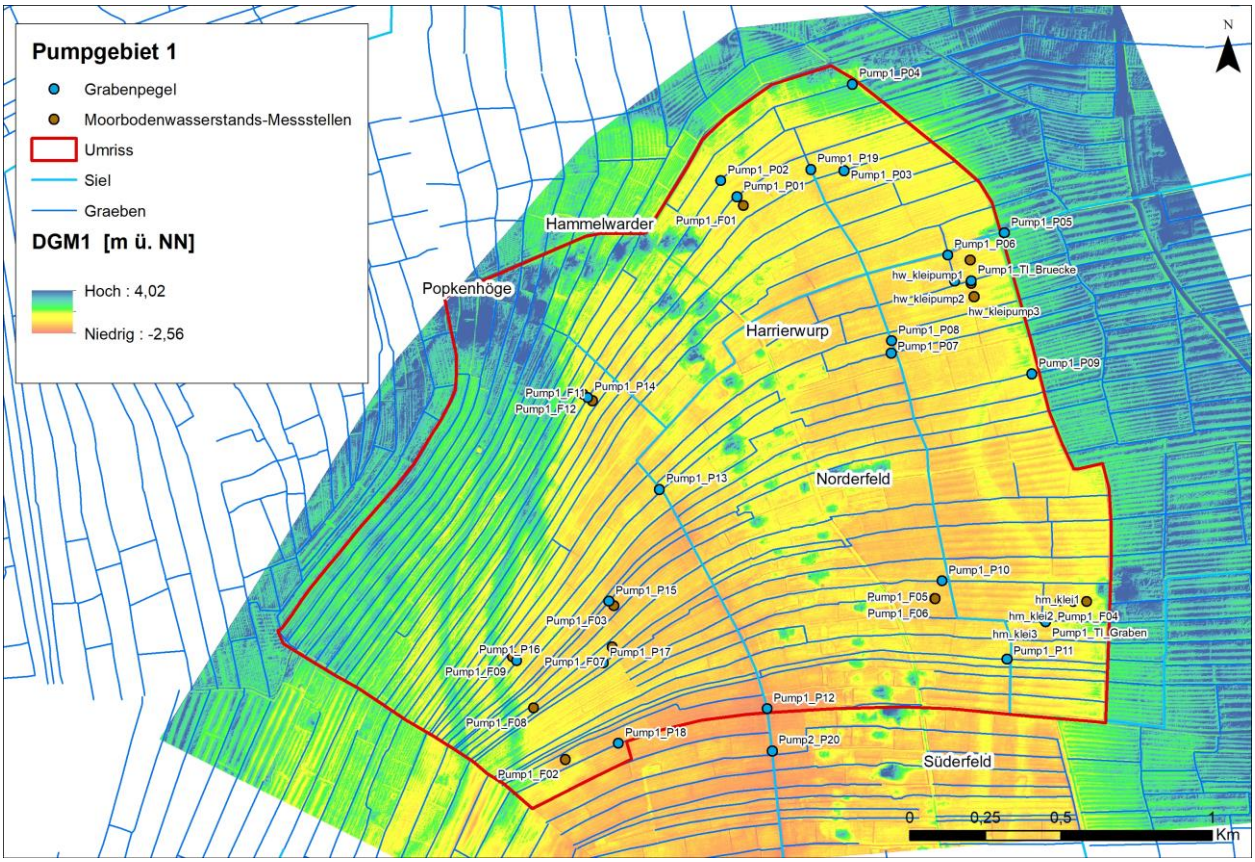


Abbildung 11 Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor – Pegel, Grundwassermessstellen und Höhenangaben des DGM1

Die 11 Moorbodenwasserstands-Messstellen wurden so positioniert, dass sie zusammen mit den sechs Messstellen des Thünen Instituts alle Bodenschichtengruppen des Pumpgebiets 1 erfasst haben, also mindestens zwei Standorte pro Bodenschichtengruppe gemessen wurden. Die dafür

verwendeten Rohre wurden komplett unterirdisch gesetzt, so dass die Landwirtschaft nicht behindert wurde. Auf ein 0,5 oder 1 m langes Vollrohr folgte nach oben ein 1 oder 1,5 m langer, verfilterter Abschnitt, der ca. 0,3 m unter der Geländeoberkante in einem Schacht endete (Abbildung 12). Der Schacht bestand aus einem 0,5 m langen DIN200 KG-Rohr, das ca. 15 cm unter Geländeoberkante endete und mit einer Kappe verschlossen war. An der Kappe befand sich ein Magnet zur besseren Ortung durch eine Magnetsonde, und darüber lag die Grassode (Abbildung 13).

Abbildung 12 Aufbau der Rohre der Messstellen. Kurze Rohre für GSM-Module (oben) sowie ein langes Rohr für eine Fernmelde-Telemetrie-Einheit (unten) (aufgenommen am 03.03.2017)

Der Aufbau der Grabenpegel erfolgte von April bis Juni 2017, die letzten GW-Messstellen wurden am 11.08.2017 installiert. Alle Standorte wurden mit den Landnutzern und Landeigentümern abgesprochen. Das Netz der Grabenpegel wurde 2018 um 10 Messsonden mit GSM-Modulen erweitert, um eine zeitnahe Übersicht über die aktuellen Wasserstände zu erhalten.

Abbildung 13 Installation der unter Flur gelegenen Moorbodenwasserstands-Messstellen, Vollrohr mit Deckel (links) und mit Kappe (rechts) (aufgenommen am 05.04.2017)

3.2 Hammelwarder Moor

Im Hammelwarder Moor befanden sich die drei Bewässerungsvarianten nebeneinander und wurden jeweils auf beiden Seiten im Norden und Süden durch Gräben begrenzt (Abbildung 14). Für die Grabeneinstau-Variante im Westen wurde ein Wasserstand von 30 cm unter Flur eingestellt. Um diesen zu gewährleisten wurde Wasser vom Osten des nördlichen Grabens über einen 60 m langen Schlauch nach Westen gepumpt. Ein Wehr verhinderte, dass das Wasser wieder zurückfließt. Durch ein unterirdisches Rohr floss das Wasser in den südlichen Graben und dort über ein zweites Stauwehr und ein Messwehr in die Unterflurbewässerung. Dort waren im Abstand von 5 m 13 Dränsauger DN80 mit Kokosvollfilter waagerecht eingebracht, die beide Gräben miteinander verbunden und dafür gesorgt haben, dass Wasser aus den Gräben in die Fläche gelangte. Diese Rohre befanden sich durchschnittlich 50 cm unter Flur. Über ein drittes Stauwehr und ein Messwehr floss das Wasser aus der Unterflurbewässerung in die Kontrolle und dort ohne Stau über ein weiteres Messwehr im südlichen Graben weiter nach Osten.

Bei Versuchsaufbau wurde das Wasser mit der Pumpe zuerst in den Grabeneinstau geleitet, da hier höhere Wasserstände als in der Unterflurbewässerung eingestellt wurden. Für die zu erreichenden Zielwasserstände stellte sich dies aber als Nachteil heraus, sodass die Wasserführung zum 06.03.2017 durch ein Ziehen der Wehrschieber geändert wurde und Grabeneinstau und Unterflurbewässerung seitdem gleich hohe Wasserstände aufwiesen.

Darüber hinaus befanden sich auf jeder Variante verschiedene Grasnarbenneuerungsversuche, die jeweils einen Narbenumbruch, eine Direktsaat und über eine Altnarbe verfügten.

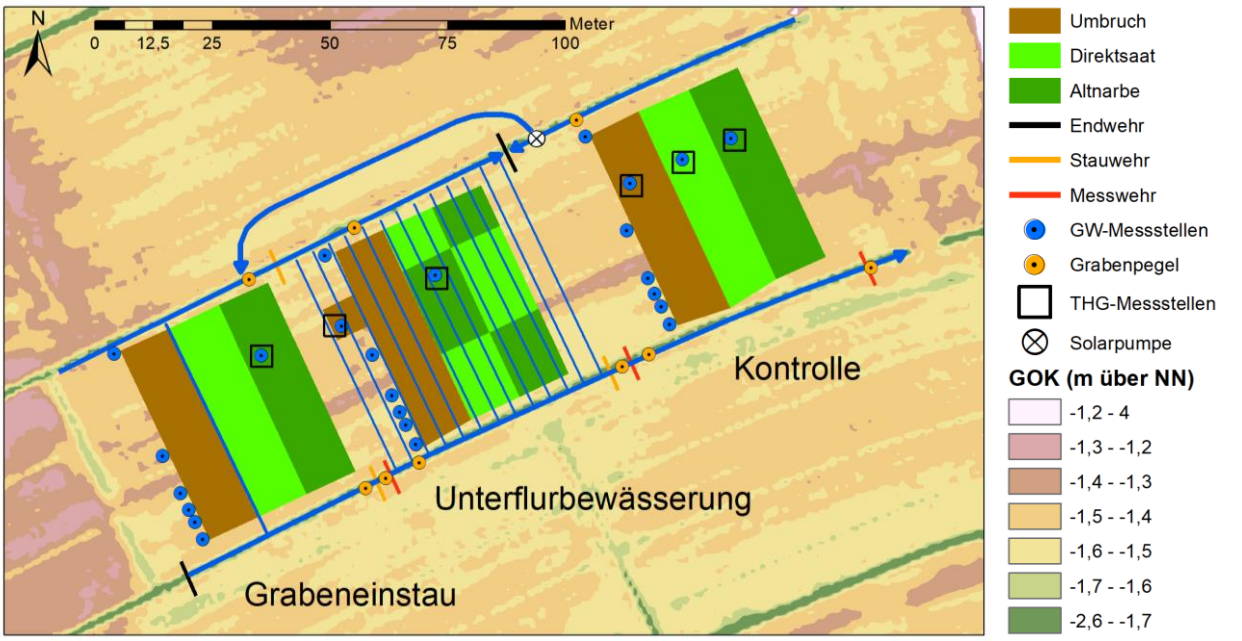


Abbildung 14 Exaktversuch Hammelwarder Moor – Bewässerungsvarianten, Nutzungsvarianten, Wehre, Pumpe, Pegel und Grundwassermessstellen und Höhenmodell (DGM1)

Zur Wasserversorgung wurde im Mai 2017 eine Oberflächenpumpe (Lorentz PS2-1800 CS-F4-6 -D, max. Förderhöhe 55 m, max. Fördermenge 8,5 m³/h, 9 Solarmodule zu je max. 265 W) aufgebaut. Aufgrund der geringen Grabentiefe wurde eine Metalltonne (d = 55 cm, h = 90 cm) genutzt, aus der die Pumpe das Wasser ziehen konnte. Die Tonne war ca. 70 cm tief in der Grabensohle eingelassen, oben mit einem Gitterrost und später, mit einem perforierten und mit Metallgaze abgedeckten Tonnendeckel abgeschlossen, und tief genug unter der Wasseroberfläche, dass immer Wasser in sie eingeströmt ist. Die Bereiche um die Tonne wurden mit Gaze zusätzlich vor Schwebstoffen geschützt. Da die Vorfilter bei der Inbetriebnahme am 09.05.2017 noch nicht ausreichend waren und außerdem die Wasserstände im Zuliefergraben unerwartet um über 30 cm fast bis zur Grabensohle sanken, verstopfte das verstärkt heranströmende Material den Ansaugfilter, wodurch die Pumpe heiß lief und eine Dichtung verglühte. Am 31.05.2017 konnte die reparierte Pumpe wieder in Betrieb genommen werden und lief von da an zuverlässig, was von drei Voraussetzungen abhing:

1. Verbesserung der Vorfilter,
2. wöchentliche Reinigung des Filterkorbs und des Bereichs um den Pumpeneinlass
3. und Vermeidung hoher Strömung durch Gewährleistung gleichmäßig hoher Wasserstände im Zuliefergraben.

Zu Beginn der Pumpsaison 2020 führte ein Defekt der Pumpe zu Verzögerungen in der Zuwässerung und es musste mit einer Ersatzpumpe gearbeitet werden. Die 2017 installierte Metalltonne war aufgrund eines zu hoch eingestellten Drucks der Pumpe deformiert, musste geborgen werden und wurde durch einen neu angefertigten Metallkorb ersetzt.

Im Jahr 2020 wurde das nördliche Stauwehr mehrere Meter nach Westen versetzt, da aufgrund einer Unterspülung die Grabensohle durchbrochen wurde (Abbildung 15). Seitlich austretendes Wasser führte zu Oberflächenabfluss an der südlichen Grabenwand, sodass das neue Wehr versetzt angebracht werden musste.

Die zur Erfassung der Fördermenge installierte mechanische Wasseruhr erwies sich gegenüber der Schwebfracht als zu empfindlich. Darüber hinaus zeigten sich die Pumpleistungen die mit dem Durchflussmesser gemessen wurden als nicht repräsentativ, da der Wasserzufluss der Pumpe nicht bei dem Erreichen der maximalen Füllhöhe des Endwehres aufhörte, sondern kontinuierlich weiterpumpte. Dieses überschüssige Wasser floss über das Endwehr ab und wurde nicht gemessen (Abbildung 16). Die Wasseruhr hat somit nur das zugepumpte Wasser ausgewiesen und der angezeigte Wert überstieg den Wert des tatsächlich benötigte Wassers .

Abbildung 15 Erste Filtereinrichtung und Pumpenhäuschen des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor (aufgenommen am 29.11.2017)

Abbildung 16 Überspültes Endwehr mit provisorischer Abdichtung Frühjahr/Sommer 2020, seitlich überlaufendes Wasser (unten im Bild) ist deutlich erkennbar. Der neue Metallkorb ist in der rechten Bildhälfte sichtbar

Die Grabenpegel und Grundwasser-Messstellen wurden im März 2017 installiert und anschließend mit Absolutdrucksonden versehen, die ab dem 20.04.2017 stündlich die Wasserstände aufzeichneten. Die Filterstrecke der GW-Messstellen war 1,5 m lang, schloss oben mit einem 0,5 m langen Vollrohr ab, und reichte ca. 1,9 m unter Geländeoberkante und damit 70 cm tiefer als der Torf. Da der Übergang zwischen Torf und lagunären Sedimenten fließend war und es in dieser Tiefe noch keine stauenden Schichten gaB, erlauben die GW-Messstellen eine von der Grundwasserdynamik tieferer Schichten unbeeinflusste Erfassung der Moorwasserstände. Drei GW-Messstellen waren mit Absolutdrucksonden ausgestattet, je eine pro hydrologischer Variante, die anderen 15 Grundwassermessstellen wurden etwa jede Woche durch einen Mitarbeiter von der LWK (Landwirtschaftskammer Niedersachsen) manuell gemessen. Weitere sechs automatische GW-Messstellen wurden vom Thünen Institut betrieben. Neun automatische Grabenpegel zeichneten die Grabenwasserstände der hydrologischen Varianten und des Zuliefergrabens auf, als Grundlage für die Modellierung der Grundwasserflurabstände in der Fläche und der Berechnung der das System über die Gräben verlassene Wassermenge. Zwei Grabenpegel waren zum kontinuierlichen Monitoring der Grabenwasserstände, der Wasserverfügbarkeit und der Pumpenfunktion mit GSM Modulen ausgestattet (Abbildung 17).

Um den Einfluss der Varianten Unterflurbewässerung, Grabeneinstau und Kontrolle auf den Flächenwasserstand zu ermitteln, wurden außerdem in jeder Variante die Wasserstände entlang von Transekten gemessen, mit je einer automatischen Grundwassermessstelle für kontinuierliche

und fünf manuellen Messstellen für wöchentliche Messungen. Die Standorte wurden in Absprache mit den Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern so gewählt, dass die Bewirtschaftung der Flächen gewährleistet ist.

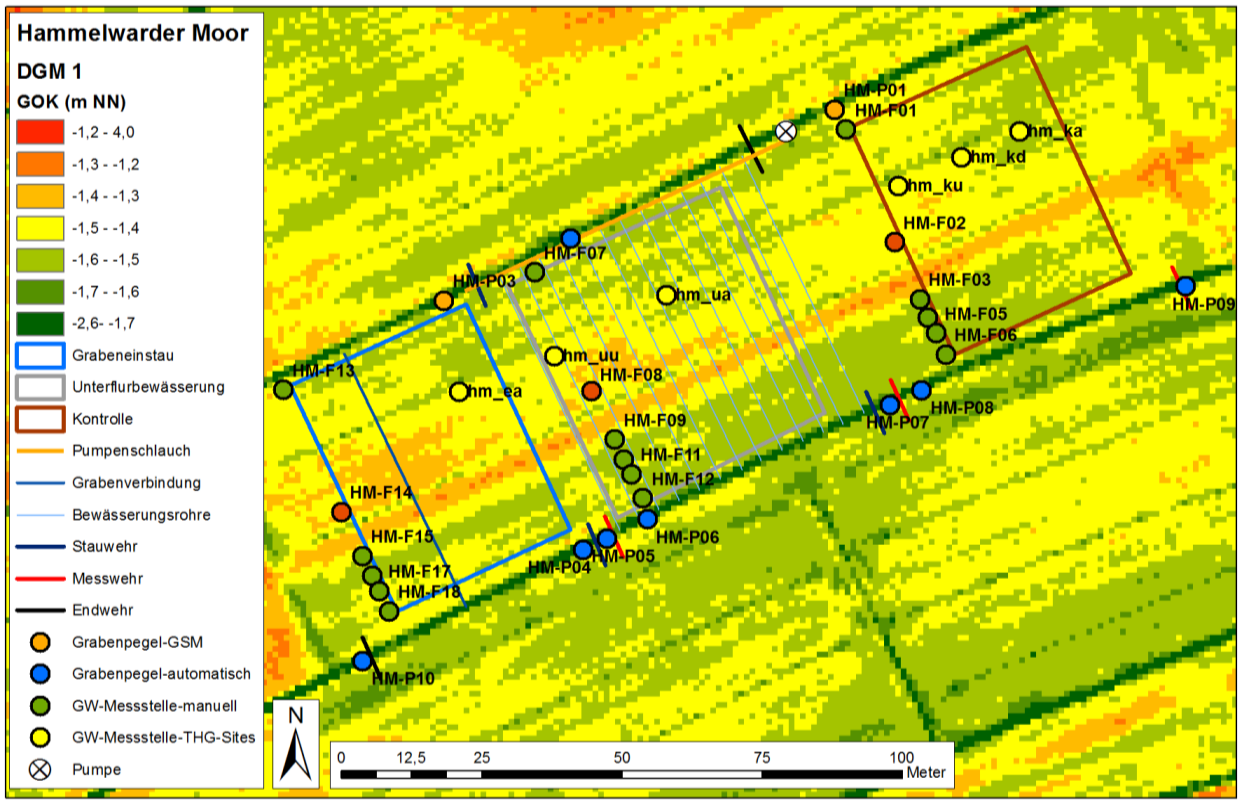


Abbildung 17 Aufbau des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor. Höhen des DGM1, hydrologische Varianten und Art der Grabenpegel, Grundwassermessstellen und Wehre

Die in Abbildung 17 gezeigten Pegel und Grundwassermessstellen zeichneten die Wasserstände in hoher zeitlicher Auflösung auf. Dabei sendeten die Fernmeldeeinheiten die Daten täglich an einen Server im LBEG und die automatischen Messstellen zeichneten in stündlicher Auflösung auf. Automatische Messstellen wurden durch das LBEG ausgelesen. Die manuellen Messstellen wurden einmal wöchentlich von Peter Gatersleben (LWK) ausgelesen.

3.3 Ipweger Moor

Im Ipweger Moor waren die Varianten Grabeneinstau, Unterflurbewässerung und Kontrolle von Nord nach Süd angeordnet und im Westen, Norden und Süden von Gräben begrenzt. Zur Verbesserung des Grabeneinstaus wurde südlich der Variante Grabeneinstau ein Stichgraben angelegt. Die Wasserversorgung des Exaktversuchs erfolgte erst über einen von Osten zur Grabeneinstau-Variante verlaufenden Graben, an dem die Solarpumpe von Mai bis August 2017 stand. Da dieser Graben nicht ausreichend Wasser führte, wurde eine neue Solarpumpe am 14.08.2017 erstmalig in Betrieb genommen und pumpte jährlich ab dem Frühjahr März/April bis zur Winterpause (Oktober/November) das Wasser im nördlichen Graben über das Endwehr in die Variante Grabeneinstau, wo es durch ein Stauwehr angestaut wurde. Das Wasser floss über dieses Stauwehr und ein Messwehr in die Unterflurbewässerung. Hier wurden im Abstand von 5 m elf Dränsauger aus PVC-Rohr DN65 ohne Kokosfilter eingebracht, die leicht (1 cm auf 10 m) zum Graben hingeneigt sind und dort durchschnittlich 66 cm unter Flur mündeten. Über ein

zweites Stauwehr und ein Messwehr floss das Wasser in die Kontrolle und dort durch den südlichen Graben ohne Rückstau über ein Messwehr nach Osten weg (Abbildung 18).

Erste Versuche, das Wasser in den Grabeneinstau zu leiten, und dann kaskadenförmig über die Unterflurbewässerung und zuletzt in die Kontrolle fließen zu lassen, zeigten keine Erfolge, da der Grabenwasserstand in der Unterflurbewässerung für das Erreichen der Zielwasserstände zu niedrig ausfiel. Am 07.05.2019 wurde deswegen die Wasserführung geändert und mit der Pumpe in die Unterflurbewässerung geleitet, die dann zu beiden Seiten in den Grabeneinstau sowie die Kontrolle entwässerte.

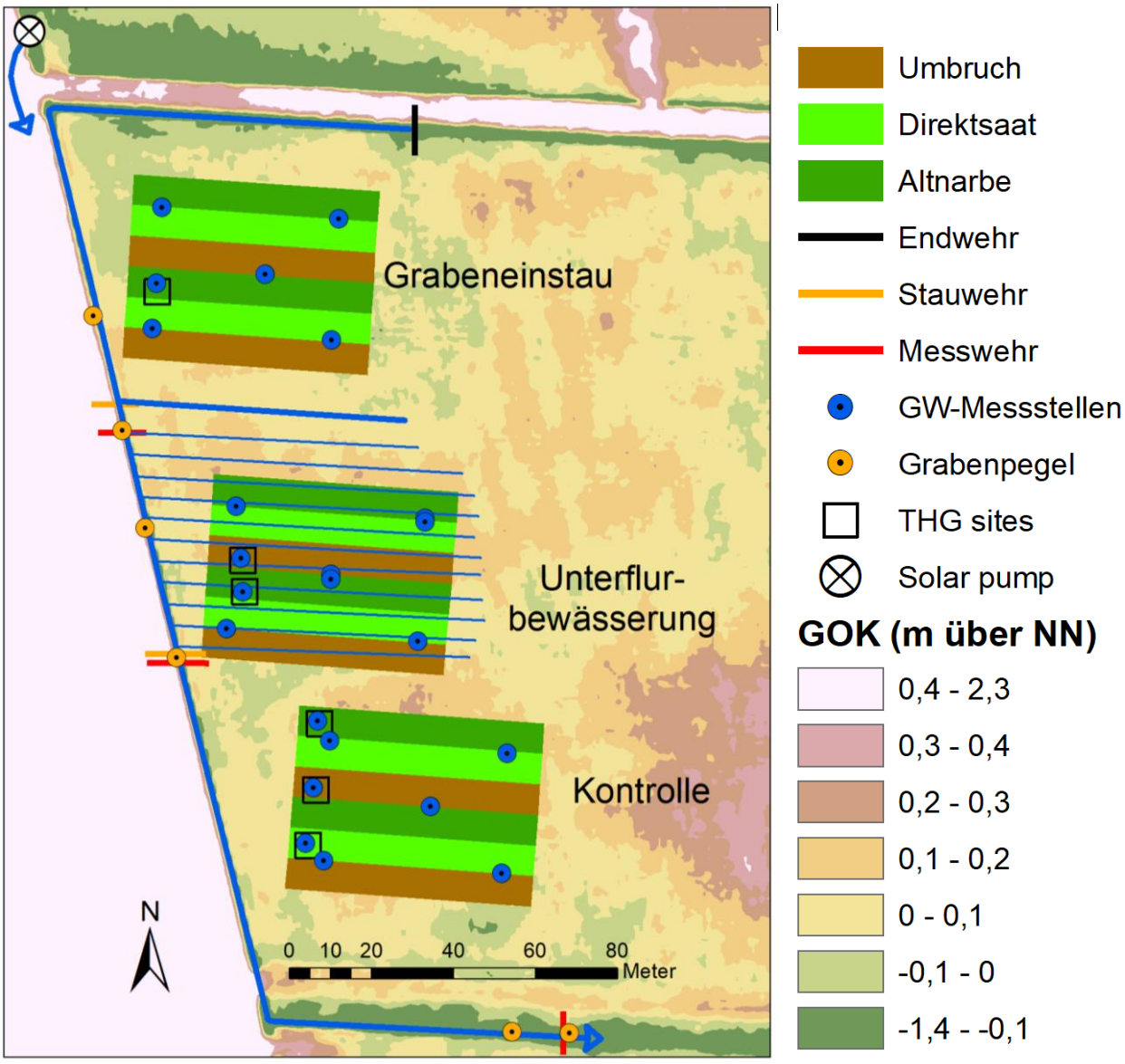


Abbildung 18 Exaktversuch Ipweger Moor – Bewässerungsvarianten, Nutzungsvarianten, Wehre, Pumpe, Pegel und Grundwassermessstellen sowie die Höhenangaben des DGM1

Bei der verwendeten Solarpumpe handelte es sich um eine Tiefbrunnenpumpe (Lorentz PS2 600 CS-J, max. Förderhöhe 15 m, max. Fördermenge 7,2 m³/h, 3 Solarmodule zu je max. 265 W), die in eine in die Grabensohle eingelassene und mit einem mit Gaze bedeckten Deckel

verschlossene Metalltonne (d = 55 cm, h = 90 cm) gehängt und mit Vorfiltern umgeben wurde (Abbildung 19).

Allerdings setzten sich die Vorfilter durch die bei hohen Pumpendrehzahlen mit dem Grabenwasser herantransportierten Wollgrasfasern sehr schnell zu und auch die Wasseruhr funktionierte wegen der hohen Schwebfracht nicht. Deshalb wurde an einer anderen Konstruktion der Vorfilter gearbeitet. Dabei wurden zwei perforierte Kokos-ummantelte Dränrohre mit insgesamt 50 m Länge der Pumpe vorgeschaltet, um Schwebfracht zu filtern und die durchgängige Funktion der Pumpe sicherzustellen. Darüber hinaus wurde die Pumpenlaufzeit mittels Akkus verlängert, was eine Reduktion der maximalen Drehzahlen und damit der Grabenströmung erlauben sollte, und ein geeigneteres Durchflussmessgerät gesucht.

Abbildung 19 Tauchpumpe mit Filterkorb und Tonnendeckel (links, aufgenommen am 17.08.2017), Vorfilter im Zuliefergraben (rechts, aufgenommen am 29.11.2017)

Zum Monitoring der Grabenwasserstände und des Abflusses wurden sieben automatische Pegel (einer davon mit GSM) eingebaut (Abbildung 20).

Da die Varianten an drei Seiten von Gräben umgeben waren, wurden zur Beobachtung der Flächenwasserstände sich kreuzende, diagonale Messstellen-Transekte angelegt, mit je einer zentralen, automatisch sendenden Messstelle sowie vier peripheren, manuellen Messstellen. Zwischen Kontrolle und Unterflurbewässerung wurde eine zusätzliche automatische GW-Messstelle installiert, um einen möglichen Einfluss der Unterflurbewässerung auf die Kontrolle feststellen zu können. Auch diese Standorte wurden mit den Bewirtschaftern gemeinsam ausgewählt.

Die Grabenpegel und GW-Messstelle wurden im März 2017 installiert und anschließend mit Absolutdrucksonden versehen, die ab dem 20.04.2017 stündlich die Wasserstände aufzeichneten. Die Rohre der GW-Messstellen bestehen aus 2 m Filterrohr, das mit der unteren Grenze der 2,20 bis 2,40 m mächtigen Torfschicht abgeschlossen hat. Auf dieses Rohr war oben ein 1 m Vollrohr geschraubt, das ca. 0,6 bis 0,8 m über die Geländeoberkante ragte. Vier GW-Messstellen waren mit Sonden zur stündlichen Erfassung der Absolutdrücke ausgestattet, je eine für eine hydrologische Variante, sowie eine im Übergang von der Unterflurbewässerung zur

Kontrolle. Die übrigen zwölf GW-Messstellen wurden etwa alle zwei Wochen manuell gemessen. Weitere sechs automatische GW-Messstellen wurden vom Thünen Institut betrieben. Sieben automatische Grabenpegel dienten zur Beobachtung der Grabenwasserstände der hydrologischen Varianten, des Zuliefergrabens, sowie in Kombination mit den Wehren zur Bilanzierung der das System verlassenen Wassermengen. Die Grabenpegel an der Pumpe und in der Unterflurbewässerung waren mit GSM-Modulen ausgestattet, die täglich Daten der Wasserstände an den LBEG-Server sendeten, so dass zeitnah reagiert werden konnte, wenn der Wasserstand im Zuliefergraben zu stark sank, oder nicht genug Wasser in der Unterflurbewässerung vorhanden war.

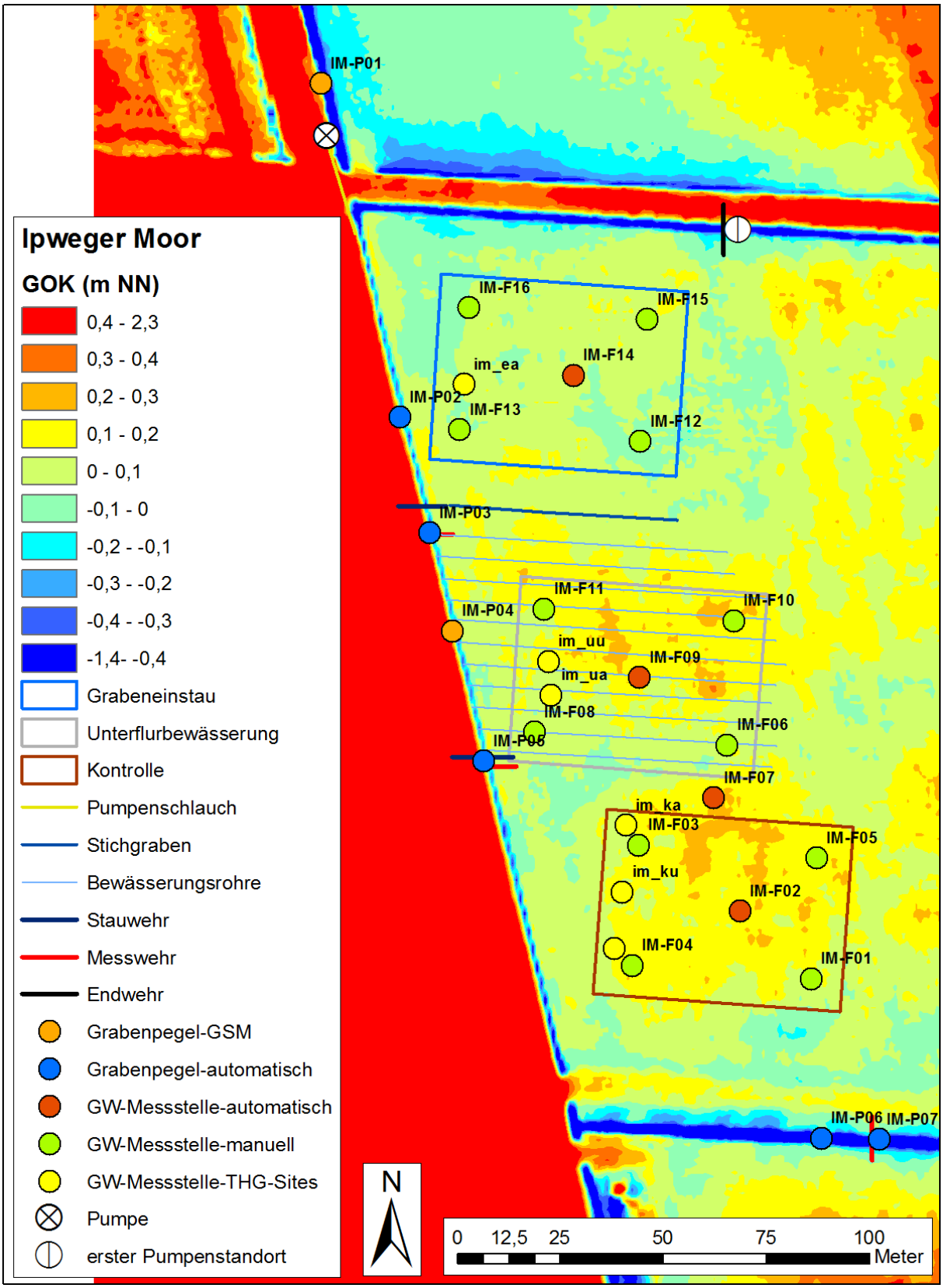


Abbildung 20 Versuchsaufbau im Ipweger Moor. Verbaute GW-Messstellen, Wehre und Grabenpegel sowie Höhenangaben des DGM1 sowie die Wasservarianten

4 Modul A: Projektmanagement und Koordination

Dr. Sebastian Pagenkemper, Franz Jansen-Minßen, Dr. Arno Krause

4.1 Aufgabenbeschreibung und Sachstand

Die Organisation der Kooperation zwischen den Teilprojekten und dem Projektmanagement wurde in Modul A geleistet. Das Modul umfasste die organisatorische, administrative, wissenschaftliche und fachliche Leitung des Gesamtprojekts. Unterstützt wurde das GLZ (Grünlandzentrum Niedersachsen/Bremen e.V.) dabei durch das Koordinationsteam (siehe unten). Der Austausch und die Vernetzung zwischen den einzelnen Modulen erfolgten auf drei verschiedenen Ebenen.

4.1.1 Organisatorische Ebene

Das SWAMPS-Projekt mit einer gesamten Laufzeit von ca. sechs Jahren bis zum 31.12.2021 (Projektverlängerung sowie kostenneutrale Verlängerung), wurde durch EFRE-Mittel sowie aus Mitteln des Landes Niedersachsen (ML und MU) mit insgesamt 3.108.381,50 € gefördert. Das **Verbundprojekt** zwischen Wissenschaft und Praxisakteurinnen und -akteuren, bestand neben der Projektkoordination aus den vier Projektpartnern,

- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG, Ansprechpartner: Dr. Heinrich Höper)
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK, Ansprechpartner: Gerd Lange)
- Thünen Institut für Agrarklimaschutz, Braunschweig (Thünen Institut, Ansprechpartnerin: Dr. Bärbel Tiemeyer)
- Universität Oldenburg (UOL, Ansprechpartnerin: Prof. Dr. Luise Giani, Ansprechpartner: Prof. Dr. Rainer Buchwald),

die gemeinsam mit dem Grünlandzentrum Niedersachsen/Bremen e.V. das Projektkonsortium darstellten. Neben dem Konsortium wurde ein konsistentes Koordinationsteam gebildet:

- Dr. Arno Krause (organisatorischer Leiter)
- Dr. Heinrich Höper (wissenschaftlicher Berater) und
- Dipl. Ing. agr. Gerd Lange (fachlicher Berater)

Das Projektkonsortium hat sich regelmäßig im Verlauf des Projektes zusammengefunden. Ebenso haben in regelmäßigen Abständen Gespräche im Koordinationsteam stattgefunden.

4.1.2 Inhaltliche Ebene

Ein besonderer Aspekt des SWAMPS-Projekts war die Ermöglichung und Sicherstellung des Technologietransfers aus der Wissenschaft in die Praxis, was innerhalb der inhaltlichen Ebenen umgesetzt wurde. Das Hauptaugenmerk lag dabei auf folgenden Arbeitsbereichen:

Synergien mit weiteren Projekten im Fachkontext

Innerhalb des Fachkontext des SWAMPS-Projektes wurde durch Synergien mit weiteren Projekten und Akteuren ein Wissens- und Erfahrungsaustausch sichergestellt. So haben sich beispielsweise die beiden Pilotprojekte Gnarrenburger Moor und SWAMPS eng miteinander ausgetauscht.

Veranstaltungen und Öffentlichkeitsarbeit

Um auf das Thema Moor- und Klimaschutz aufmerksam zu machen, wurden im Rahmen von öffentlichen Veranstaltungen und Öffentlichkeitsarbeit mehrere Informationsveranstaltungen und Workshops durchgeführt. Weiterhin wurde eine wissenschaftliche Konferenz mit internationalen Gästen und Rednern umgesetzt.

Bildung und Mobilisierung einer Akteursgemeinschaft

Kommunikation und die aktive Einbeziehung aller Akteure waren seit Projektbeginn ein zentraler Bestandteil dieses Projekts und die Basis für die Akzeptanz, Operationalisierung und Übertragbarkeit der relevanten Projektergebnisse, auch in andere Regionen Niedersachsens.

Eines der Hauptziele von Modul A war es, die Akteursgemeinschaft, bestehend aus Unterhaltungsverbänden und wesentlichen Akteuren der Landwirtschaft, zu aktivieren und zu erweitern. Dazu wurden in regelmäßigen Abständen Informationsveranstaltungen durchgeführt.

4.1.3 Technische Ebene

Gemeinsam mit dem LBEG, den Entwässerungsverbänden und den Landwirten, wurde zu Projektbeginn die Wasserführung im Pumpgebiet 1 (Hammelwarder Moor) und Einrichtung der Wasserführung auf den Exaktversuchsflächen geplant, umgesetzt und über den gesamten Projektverlauf begleitet. Weitere Informationen sind im Kapitel Versuchs- und Standortbeschreibung zu finden. Weiterhin wurde zu Beginn des Projektes die Einrichtung einer Projekthomepage (www.swamps-projekt.de) mit öffentlichem sowie internem Bereich umgesetzt.

4.2 Ergebnisse und Diskussion (Inhaltliche Ebene)

4.2.1 Synergien mit weiteren Projekten im Fachkontext

Während der Projektlaufzeit war ein stetiger Austausch zum parallel ablaufenden Modellprojekt Gnarrenburger Moor auf zwei Ebenen, auf der einen Seite zum wissenschaftlichen Konsortium und auf der anderen Seite zu den Akteuren, gegeben. Insbesondere während der Corona-Pandemie, wurde der Austausch und Synergien zu anderen Partnern und Projekten in der Umsetzung erschwert. Einige geplante Veranstaltungen mussten abgesagt werden. Zuletzt, im Juni 2021, gab es einen Austausch zwischen der AG Moor, dem Grünlandzentrum sowie Vertretern des Greifswalder Moor Zentrums.

4.2.2 Veranstaltungen und Öffentlichkeitsarbeit

In dem Arbeitsbereich der Veranstaltungen und Öffentlichkeitsarbeit, war die wissenschaftliche SWAMPS-Konferenz eines der Highlights während der Projektlaufzeit.

Am 19. und 20. Februar 2019 wurde an der Universität in Oldenburg die Tagung „Wassermanagement in landwirtschaftlich genutzten Mooren – Auswirkungen auf Treibhausgasaustausch, Nährstoffhaushalt, Biodiversität und Ökonomie“ aus dem SWAMPS-Projekt heraus durchgeführt. An dieser Tagung hat eine Vielzahl von Wissenschaftlern teilgenommen, so dass ein Programm mit insgesamt 15 Vorträgen zu Themen, wie beispielsweise

- Wassermanagement in landwirtschaftlich genutzten Mooren: Wie nass darf es werden?
- Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen: Welche Minderung ist möglich?
- Auswirkungen auf Nährstoffhaushalt und Biodiversität: Synergien oder Konflikte?

- Biomassequalität und Wirtschaftlichkeit: Lohnt sich Wassermanagement?

durchgeführt werden konnte. Die Quintessenz der wissenschaftlichen Tagung war unter anderem, dass europaweit zu den Themen Moor- und Klimaschutz geforscht und gearbeitet wird und es noch viele offene Fragen hinsichtlich der nassen Nutzung von Mooren gibt. Zur Moorvernässung gab es aus Sicht der Wissenschaftler aus den verschiedenen Ländern, entsprechend der regionalen Ausgangssituation, verschiedene Ansätze zu Lösungsstrategien und deren Umsetzungsmöglichkeiten.

Die wissenschaftlichen Vorträge der SWAMPS-Konferenz wurden auf der Projektseite (https://www.swamps-projekt.de/veroeffentlichungen/news-und-events/54-konferenz-2) für die Öffentlichkeit bereitgestellt.

Weiterhin wurden eine Vielzahl von öffentlichen Veranstaltungen aus dem Projekt heraus durchgeführt, die teilweise auch durch die Pressearbeit weiter in die Öffentlichkeit hinausgetragen. Dazu zählen Beiträge in Zeitungen und Rundfunk, die über die Projekthomepage erreichbar gemacht wurden.

4.2.3 Bildung und Mobilisierung einer Akteursgemeinschaft

Die nachfolgenden Darstellungen, inklusive der Unterkapitel 4.3 und 4.4 mit Unterpunkten, spiegelten die Diskussionsbeiträge und Anregungen der Akteure (Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Kommunen) auf Grundlage der bisher durchgeführten Termine mit den Akteursgemeinschaften und Einzelgesprächen mit Landwirten wider.

Sie waren nicht in allen Punkten „deckungsgleich“ mit dem bisher vorliegenden Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse aus dem SWAMPS-Konsortium und der Moorforschung.

Ein großes Augenmerk und ein Schwerpunkt in Modul A wurde im SWAMPS-Projekt auf die Kommunikation und die aktive Einbindung aller relevanten Akteure aus der Land- und Wasserwirtschaft sowie den Kommunen gelegt. Die Bildung und Mobilisierung einer Akteursgemeinschaft war die Basis für die Akzeptanz, Operationalisierung und Übertragbarkeit der Projektergebnisse in andere Regionen Niedersachsens. Bereits 2016 waren Landwirte und die Unterhaltungsverbände bei der Vorbereitung der Versuche aktiv eingebunden (siehe Tabelle 1).

Neben der aktiven Einbindung kooperativer Landwirte bei der Entwicklung und Implementierung des Projektes, war die Auftaktveranstaltung im Herbst 2016 zunächst der Start für die Bildung der Akteursgemeinschaft Moorriem. Einige Akteure waren im Projektverlauf immer wieder in Treffen oder bei Exkursionen zu anderen Projekten, wie z.B. mit den Projekten des Greifswald Moor Zentrum oder des EFRE-Modellprojektes Gnarrenburger Moor aktiv beteiligt.

In dem Jahr 2018 gab es vor allem eine engere Zusammenarbeit und Abstimmung mit den Wasser- und Bodenverbänden im Hinblick auf das Wassermanagement. Weiter vorangebracht wurden in diesem Zusammenhang auch die Ermittlung der Nutzungsanforderungen und des Nutzerprofils für das zukünftige web-basierte Geo-Informationssystem (siehe Kapitel 5 Modul B: Kommunikations- und Integrationsplattform). In allen Jahren wurden die Mahdtermine im Vegetationsverlauf mit den Kooperationslandwirten auf den gestatteten Exaktversuchsflächen Ipwegermoor (Fuchsberg) und im Hammelwarder Moor eng abgestimmt.

Nach der Projektverlängerung fanden in den folgenden Jahren zahlreiche Termine und Gespräche mit Kooperationslandwirten und Vertretern der Wasser- und Bodenverbände statt, um praktikable Gestaltungsmöglichkeiten zur Verminderung von Treibhausgasemissionen auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Moorgrünlandstandorten zu diskutieren und gemeinsam weiterzuentwickeln. Zur Entwicklung praxistauglicher und regional optimierter Lösungen und Maßnahmen für eine klimaschonende Landwirtschaft in Abstimmung mit der Akteursgemeinschaft Moorriem, wurden entsprechende Gesprächstermine realisiert.

Die Gründung einer erweiterten Akteursgemeinschaft „Moorlandschaften Wesermarsch“ mit Vertretern aus allen Moorgebieten der Wesermarsch fand am 14. Oktober 2019 statt. Diese Akteursgemeinschaft wurde ebenfalls über den Stand und die Zwischenergebnisse des SWAMPS-Projektes informiert. Die Gründung einer interaktiven Diskussionsplattform zum Klimaschutz und Klimafolgen in der Landwirtschaft mit Schwerpunkt Grünland wurde einhellig begrüßt. Für die in Zukunft zu erwarteten Diskussionen mit der Landespolitik sollte gemeinsam über Kernaussagen und Maßnahmenbündel zum Schutz von Moorgrünland diskutiert werden. Als weiterer gemeinsamer Beschluss stand die Kontaktaufnahme und Vernetzung mit der Akteursgemeinschaft des Modellprojekts Gnarrenburger Moor im Vordergrund, um weitere überregionale Vorgehensweisen abzustimmen und sich gegenseitig über künftige Projektaktivitäten zu informieren. Weiterhin wurde der Vorschlag für eine Informationsfahrt zur Besichtigung der Versuche des Gnarrenburger Moor Projektes in dem Jahr 2020 begrüßt.

Leider wurden die nachfolgenden Schritte der Akteursarbeit in starkem Maße durch die Folgen der Corona-Pandemie erschwert und beeinträchtigt. Dennoch gelang es, in einer Reihe zunächst physischer Treffen und später mit Online-Veranstaltungen einige Hauptgedanken und Gestaltungsmöglichkeiten aus Sicht der landwirtschaftlichen Praxis zu erarbeiten.

Die Gespräche zur Vernetzung der Akteursgemeinschaften Wesermarsch und Gnarrenburger Moor begannen am 07.01.2020 mit einem Treffen in Bremervörde auf dem die Projekte und erste Projektergebnisse gegenseitig vorgestellt wurden. Das Treffen endete mit dem gemeinsamen Wunsch nach einem engeren gegenseitigen Austausch sowie einer Vernetzung der Akteursgemeinschaften mit der AG Moor des Landesbauernverbandes. Die AG Moor des Landesbauernverbandes tagte dann im Rahmen einer Online-Konferenz am 23.04.2021 mit Teilnehmern aus allen Moorlandschaften Niedersachsens. Nach einer Vorstellung der Projekte Gnarrenburger Moor und SWAMPS wurden erste Maßnahmen für eine moorschonende und moorerhaltende Weiterentwicklung der Moorlandschaften Niedersachsens diskutiert. Es bestand Einvernehmen darüber, dass es eines Bündels von Maßnahmen (wie in den nachfolgenden Kapiteln geschildert wird) der landeskulturellen Entwicklung im Wasser- und Landmanagement bedarf, um die Treibhausgasemissionen aus Mooren zu reduzieren und gleichzeitig den Nutzungsinteressen der Landwirtschaft zu entsprechen. Zur Vertiefung der Diskussion gab es ein weiteres Treffen der AG Moor des Landesbauernverbandes am 22.10.2020 in Bremervörde, um anhand der bis dahin vorliegenden Projektergebnisse erste Handlungsempfehlungen zu konkretisieren.

Tabelle 1 Termine des GLZ mit drei Gruppen im Netzwerk der Akteursgemeinschaften (siehe Fußnoten)

Datum	**Akteursgemeinschaft**	**Anlass**

Ab Herbst 2016	Moorriem[3]	Gründung/Einbindung der Landwirte aus Mooriem/Hammelwarden
17.01.2019	Moorriem[3]	SWAMPS-Treffen mit Fuchsberger Landwirten
14.03.2019	Moorriem[3]	Vorstellung erster Projektergebnisse für die Akteursgemeinschaft Moorriem in Eckfleth
15.08.2019	Moorriem[3]	Flächenbegehung in Fuchsberg mit den Ortslandvolkvereinen Altenhuntorf/Eckfleth
nn.10.2019	Moorlandschaften Wesermarsch[1]	Gründungsveranstaltung der Akteursgemeinschaft „Moorlandschaften Wesermarsch“
07.01.2020	Moorlandschaften Wesermarsch[1]	Treffen der AG „Moorlandschaften Wesermarsch“ mit der Kooperation Gnarrenburger Moor zur Verknüpfung mit der „AG Moor“ des Landesbauernverbandes
22.06.2020	AG Moor[2]	Digitales Treffen der AG Moor – Vorstellung erster Ergebnisse SWAMPS-Projekt und Gnarrenburger Moor
22.10.2020	AG Moor[2]	Informations- und Diskussionsveranstaltung "Landwirtschaft und Moorschutz" der AG Moor – Diskussion zu Ergebnissen aus SWAMPS-Projekt und Gnarrenburger Moor
23.01.2021	Moorlandschaften Wesermarsch[1]	Diskussion zum politischen und rechtlichen Rahmen des Moorschutzes auf EU-, Bundes- und Landesebene
15.06.2021	Moorriem[3]	Treffen der Akteursgemeinschaft Morriem in Huntorf – Vorstellung der aktuellen Ergebnisse aus dem SWAMPS-Projekt und des politischen sowie rechtlichem Rahmens des Klima- und Moorschutzes

[1] Landvolk Kreisverband; [2] Landesbauernverband; [3] Akteursgemeinschaft des SWAMPS-Projektes

Die Ergebnisse aus der Diskussion mit den Akteursgemeinschaften der drei Ebenen, sind in die folgende Bewertung der bisher gemachten Kernaussagen und Handlungsoptionen des SWAMPS-Projektes aus Sicht der Akteure eingeflossen.

Darüber hinaus wurde das SWAMPS-Projekt in dem Jahr 2019 auf folgenden Veranstaltungen/Treffen zum Austausch und zur Kooperation mit weiteren Projekten bzw. mit Vertretern der Wasser- und Milchwirtschaft im Bereich Moorschutz vorgestellt (siehe nachfolgende Tabelle).

Tabelle 2 Kooperative Termine mit Projekten und Akteuren im Bereich Moorschutz

Datum	**Anlass**
25.03.2019	Informationsgespräch Wasserverbandstag

08.05.2019	Vertiefende Diskussion mit dem Wasserverbandstag
26.08.2019	Vorstellung des SWAMPS-Projektes im MU-Workshop zum integrativen Wasser-Management in der Küstenzone
27.08.2019 & 12.09.2019	Vertretung des SWAMPS-Projektes im AEF- Forum „Nachhaltige Land- und Ernährungswirtschaft”
29.11.2019	Vorstellung des SWAMPS-Projektes im Wirtschaftsausschuss der Molkerei Ammerland
Ab 10.2019	Vertretung der SWAMPS-Angelegenheiten in der ML-Arbeitsgruppe „Nachhaltige Ackerbaustrategie Niedersachsen“
26.08.2021	Gespräch mit dem Wasserverbandstag zum Gebietswassermanagement und Moorschutzstrategie

---

Letztendlich wurde während der Projektlaufzeit eine Mobilisierung und Vernetzung der Akteure bzw. der Akteursgemeinschaften, wie in der nachfolgenden Abbildung etabliert.

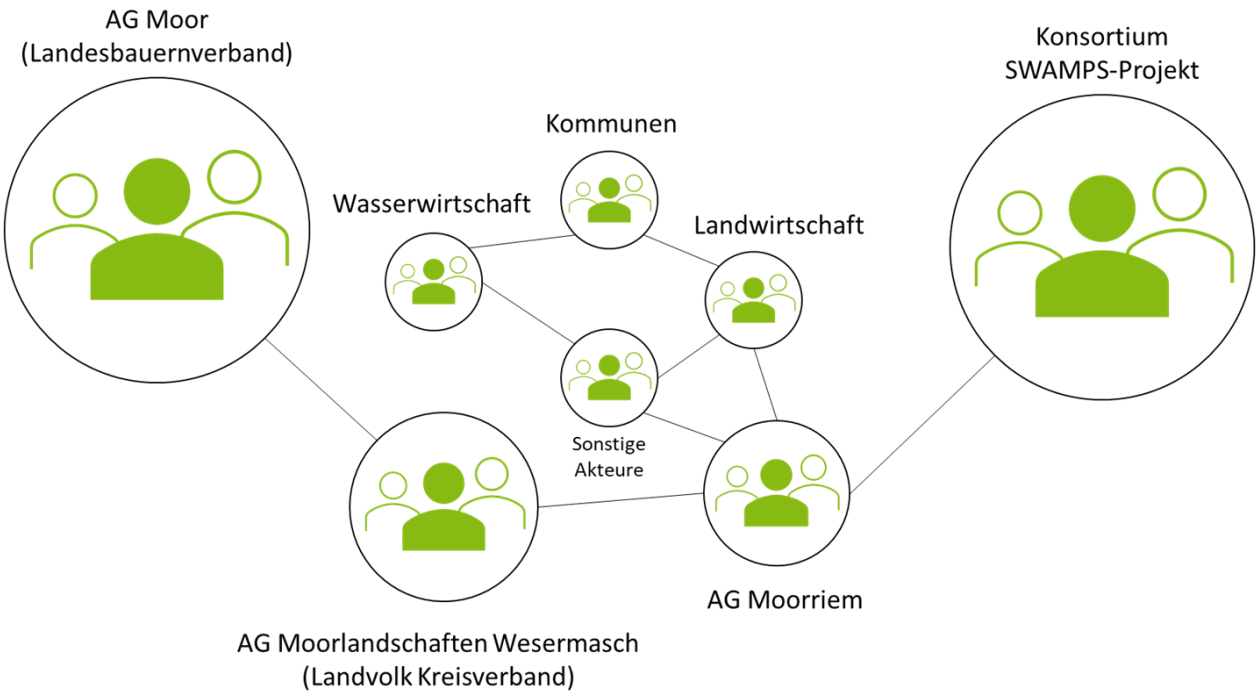


Abbildung 21 Beispielhafte Darstellung des Akteursnetzwerkes im SWAMPS-Projekt, mit dem eine Vernetzung und Mobilisierung im gesamten Küstenraum mit Moorlandschaften geschaffen wurde

4.3 Diskussionsbeiträge der Akteure zu den ersten SWAMPS-Ergebnissen und weiteren kontextuellen Aspekten

Die beteiligten Akteure sind sich einig darüber gewesen, dass in Hinblick auf den Moorboden- und Klimaschutz Maßnahmen benötigt werden, die eine schrittweise Anpassung und Weiterentwicklung der Bewirtschaftung von Moorgrünland durch die Landwirte ermöglichen.

Dadurch sahen sich die Akteure, bzw. die Landwirte, in einer verbesserten Akzeptanz und Bereitschaft zur freiwilligen Teilnahme an Maßnahmen zum Klimaschutz.

Die Akteure haben der Empfehlung zur Umsetzung des Grabeneinstaus auf Niedermoorstandorten, die in den Handlungsoptionen des SWAMPS-Konsortiums abgeleitet wurde, zugestimmt. Weiterhin sahen sie ebenfalls die Notwendigkeit, dass auch in den Hochmoorgebieten Maßnahmen zur Wasserstandsanhebung ergriffen werden sollten. Sie sahen ebenfalls einen Einstieg in das Management von Wasser über Stauwehre in den Gräben. In der Praxis könnte anschließend eine Weiterentwicklung der Verfahren, sowohl bei der Wasserstandsanhebung als auch bei der angepassten Bewirtschaftung der Standorte, initiiert werden.

Dennoch, und das war allen Akteuren ein Anliegen, erfordert die Umsetzung von wasserregulierenden Maßnahmen ein gebietsbezogenes Land- und Wassermanagement. Denn im Grunde genommen, steht ein Wassermanagement auf Einzelflächen von Betrieben in einem ungünstigen Kosten-Nutzen-Verhältnis mit ebenfalls zu geringen Effekten auf eine Flächendeckende Verminderung der Emissionen. Weiterhin müssen die regionalen Gegebenheiten mitberücksichtigt werden, denn ein flächendeckendes Wassermanagement bringt viele Herausforderungen, wie z.B. die Verfügbarkeit von Wasser oder komplexe und weitläufige Grabensysteme, mit sich.

Die vom Konsortium vorgestellten Ergebnisse aus dem SWAMPS-Projekt, haben den Akteuren vor Augen geführt, dass weitere Untersuchungen unumgänglich sind. Ebenfalls müssen die wasserregulierenden Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasemissionen weiterentwickelt werden.

Im Hinblick auf eine Weiterentwicklung der Maßnahmen wurden folgende Perspektiven gesehen, die untersucht werden sollten:

- Fortsetzung der laufenden Versuche, um eventuelle Anpassungsprozesse (Lockerung der Torfe im gesättigten Bereich und Verbesserung der Wasserleitfähigkeit, Hagerung durch angepasste Düngung, Verlangsamung der Torfmineralisation in den nassen Schichten nach Verbrauch oxidierter Verbindungen) und die Auswirkungen nasser Jahre auf Wasserstände und Emissionen verfolgen zu können.
- Reduzierung der Nährstoffeinträge und der Nährstoffgehalte im Boden mit dem Ziel, ein mittleres Intensitätsniveau der Bewirtschaftung einzustellen.

4.3.1 Erwartungen

Basierend auf den Zusammenkünften und Diskussionen der Akteursgemeinschaft, sind nachfolgend die Erwartungen der Akteure dargestellt.

Zum SWAMPS-Projekt

Die Akteure erwarten zukünftig eine enge Einbindung in Fortsetzungen der laufenden und zukünftigen Versuche auf Moorgrünlandstandorten, was ebenfalls für Projekte im Bereich der Teil- und Vollvernässung sowie Renaturierung gilt. Es ist ebenfalls notwendig, dass eine direkte Einbindung der AG Moor des niedersächsischen Landvolkverbandes bei der Entwicklung von Fördermaßnahmen und Umsetzungskonzepten des Landes Niedersachsen berücksichtigt wird. Für den Wissenstransfer in der Landwirtschaft und in zukünftige Generationen hinein, muss ein

Leitfaden für die klimaschutzorientierte und klimafolgenangepasste Moorbewirtschaftung inkl. Qualifizierungs- und Förderkonzept für die Beratung von Moorbetrieben erstellt werden.

Eine Fortsetzung der Diskussion mit der Akteursgemeinschaft „Moorlandschaften Wesermarsch“ erfolgte im weiteren Verlauf am 23.01.2021. Im Rahmen dieser Online-Veranstaltung erhielten die Teilnehmer einen Überblick über den politischen und rechtlichen Rahmen des Moorschutzes auf EU-, Bundes- und Landesebene durch den Vorsitzenden des Kreislandvolkverbandes. Aus dem Projekt SWAMPS wurde über die Ergebnisse der AG Moor des Bauernverbandes aus der vorhergehenden Sitzung in Bremervörde informiert. Die Teilnehmer waren sich nach intensiver Diskussion darin einig, dass der Dialog mit der Landesregierung über eine Moorschutzstrategie in Niedersachsen so schnell wie möglich beginnen sollte. Die Diskussionspunkte sollen als Beitrag der Akteure in den Abschlussbericht des SWAMPS-Projektes mit einfließen.

Die Akteure und die AG Moor wünschen eine Präsentation der Abschlussergebnisse des SWAMPS-Projektes und eine abschließende Diskussion von Gestaltungsmöglichkeiten noch vor der Einreichung der Ergebnisse bei den beteiligten Ministerien, aber spätestens vor einer öffentlichen Vorstellung der Ergebnisse. Dies wurde wiederholt auf einem Treffen der Akteure zuletzt am 15.06.2021 in Moorriem klargestellt. Auf diesem Treffen wurde auf die bisher im Konsortium abgestimmten Ergebnisse eingegangen und festgelegt, dass eine abschließende Veranstaltung mit der Akteursgemeinschaft im Herbst 2021 geplant wird. Weiterhin soll anschließend im Herbst 2021, soweit es durch die Corona-Lage bedingt umsetzbar ist, ein öffentliches Moorsymposium im LBEG in Hannover für die Landespolitik, Kommunalvertreter, Landwirte sowie interessiertes Fachpublikum als Projektabschlussveranstaltung geplant werden.

Zur Klimaschutzpolitik

In Anlehnung an die Erwartungen der Akteure und im Hinblick auf die bevorstehende Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz, wünschen die Akteure einen direkten Dialog zwischen allen Akteuren der Moorprojekte und der Landesregierung zur niedersächsischen Moorschutzstrategie. Hierbei könnte an das Programm „Niedersächsische Moorlandschaften“ von 2016 angeknüpft werden, so dass die dort vorgeschlagenen, jedoch noch fehlenden Programmbausteine, ergänzt werden sollten und die vorgeschlagene Organisationsstruktur für das Moormanagement eingerichtet wird. Daher ist es für die Akteursgemeinschaft denkbar, in Anlehnung an die Themenbereiche der Acker- und Grünlandnutzung, auch zukünftig eine zwischen den Akteuren abgestimmte Moorschutzstrategie des Landes Niedersachsen zu entwickeln.

4.3.2 Gestaltungsmöglichkeiten

Die Akteure in den Moorlandschaften umfassen sehr unterschiedliche Interessensgruppen, in der Hauptsache aber Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Naturschutz, Kommunen und Torfwirtschaft. Insbesondere die Landwirtschaft und die Wasserwirtschaft haben bei den landeskulturellen Erschließungsmaßnahmen der niedersächsischen Moorlandschaften in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts eine zentrale Rolle eingenommen. Die folgenden Gestaltungsmöglichkeiten für eine Moorschutzstrategie aus Sicht der Landwirtschaft berücksichtigen zunächst die Kernaussagen und Handlungsoptionen des SWAMPS-Projektes. Sie wurden in weiten Teilen aber auch mit den Wasser- und Bodenverbänden, sowie mit Vertretern der Kommunen und der regionalen Wirtschaft einvernehmlich diskutiert. Diese Akteure sind aufgrund der aktuellen

Debatten und Verlautbarungen um den Klima- und Moorschutz hinsichtlich ihrer Entwicklungsperspektiven hochgradig verunsichert, viele sehen sich in ihrer Existenz sogar unmittelbar gefährdet. Die landwirtschaftlichen Betriebe gehen davon aus, dass eine landwirtschaftliche Nutzung der Moore in Zukunft mit moorschonenden Bewirtschaftungssystemen möglich sein wird und dass die Durchführung von Moorschutzmaßnahmen im Einvernehmen mit der Landwirtschaft nach dem Grundprinzip der Freiwilligkeit erfolgt. Auf dieser Basis besteht eine große Gesprächsbereitschaft und proaktive Grundhaltung für die Entwicklung und Umsetzung neuer nachhaltiger Landnutzungskonzepte in den Moorlandschaften.

Landwirte aus Moorgebieten beobachten mit wachsender Sorge und Verunsicherung wie derzeit in wissenschaftlichen und politischen Foren über die Möglichkeiten und die Notwendigkeiten zur Senkung von Treibhausgasemissionen aus Moorlandschaften diskutiert wird. Dabei liegt der Fokus auf der Notwendigkeit zur Senkung der Treibhausgasemissionen und als Lösungsansatz steht die großflächige Umwandlung der etablierten landwirtschaftlichen Nutzungssysteme in Richtung nasser Nutzungssysteme, z.B. durch Paludikulturen, oder renaturierter Moore im Vordergrund aller Betrachtungen. Die Adaption und Weiterentwicklung einer klassischen landwirtschaftlichen und zugleich moorschonenden Nutzung dieser Flächen spielen in diesen Diskussionen kaum eine Rolle. Hierzu ist anzumerken, dass die Notwendigkeit zur Senkung von Treibhausgasemissionen und zur Anhebung der Grundwasserstände in Moorlandschaften von der Landwirtschaft nicht in Zweifel gezogen wird. Allerdings gibt es starke Zweifel an den ökonomischen und ökologischen Perspektiven der Paludikulturen auf den Niedermoor- und insbesondere auf den Hochmoorstandorten.

Die technische Machbarkeit bestimmter Produktionsverfahren und derer Produkte kann nicht mit einer realen Wertschöpfung gleichgesetzt werden und nach dem jetzigen Stand des Wissens können Paludikulturen der Landwirtschaft derzeit keine realistischen Einkommensperspektiven bieten. So wichtig die weitere Erforschung der Potenziale dieser besonderen Nutzungsformen ist, können Paludikulturen aus Sicht der Akteure nur eine Teillösung der künftigen klimaschutzorientierten und klimafolgenangepassten landwirtschaftlichen Nutzung im Gesamtgefüge der Moorlandschaften sein. Paludikulturen sollten vorrangig auf Flächen in öffentlichem Eigentum zur Praxisreife weiterentwickelt werden und mit einer realistischen Analyse ihrer ökonomischen Machbarkeit für private Investoren verbunden sein. AUKM-Fördermaßnahmen zur Einführung von Paludikulturen werden mittelfristig in den Moorregionen entlang der Küste nur auf eine geringe Resonanz stoßen.

Für die Landnutzungsänderung in Moorregionen wird ein Bündel von Maßnahmen notwendig sein, welches von renaturierten Kerngebieten über Paludikulturen bis zur standortangepassten Milchviehhaltung verschiedene Nutzungsoptionen bietet. Dies erfordert neue landeskulturelle Entwicklungskonzepte für Moorlandschaften mit räumlich differenzierten Vernässungszonen und einer entsprechenden Neugestaltung der wasserwirtschaftlichen Infrastruktur. Hierfür sind umfangreiche wasserwirtschaftliche Investitionen einschließlich der Neugestaltung der verbandsrechtlichen Geschäftsgrundlagen sowie agrarstrukturelle Maßnahmen auf der Basis des Flurbereinigungsgesetzes planerisch vorzubereiten und durchzuführen.

Die Moorlandschaften der Küstenregion unterscheiden sich in ihrer landeskulturellen Entwicklung grundlegend von der Historie und dem Entwicklungsstand anderer großräumig entwässerter Moorgebiete in Deutschland und in Europa. In der Nachkriegszeit des letzten Jahrhunderts

wurden die Moorgebiete der Küstenregion im Rahmen des Emslandplanes und des Küstenplanes mit erheblichen öffentlichen Mitteln von Land, Bund und der EU mit dem gesellschaftlichen Auftrag der Ernährungssicherung sowie der landeskulturellen Entwicklung erschlossen. Mit großräumigen Flurbereinigungsverfahren, umfangreichen Maßnahmen innerhalb der Wasserwirtschaft, des Straßen- und Wegebaus sowie mit intensiver einzelbetrieblicher Förderung, wurden die Voraussetzungen für eine prosperierende Landwirtschaft mit ihren vor- und nachgelagerten Bereichen sowie für eine gedeihliche Entwicklung der ländlichen Kommunen geschaffen. Betriebe aus Ortslagen wurden in die Moorgebiete ausgesiedelt, neue Siedlerstellen für Flüchtlinge und Stadtverdrängte geschaffen und Freiräume für die Kommunalentwicklung ermöglicht. Die wirtschaftliche Basis der ökonomisch erfolgreichen Entwicklung ländlicher Moorregionen war und ist die intensive Milchviehhaltung sowie, wenn auch in weit geringerem Umfang, andere Formen der Grünlandnutzung. Die häufig erhobene Forderung „Moor muss nass!“, würde bei einer flächendeckenden Umsetzung in die Praxis sowohl der Landwirtschaft als auch vielen Kommunen in der Küstenregion die Existenzgrundlagen und Entwicklungsmöglichkeiten entziehen. Gleichwohl sehen die Akteure die Notwendigkeit, moorzehrende Nutzungssysteme und das bisherige Paradigma der Wasserwirtschaft „Wasser muss weg!“ kritisch zu hinterfragen.

Es braucht neue landeskulturelle Entwicklungskonzepte für Moorregionen, die mit einem integrierten Land- und Wassermanagement den Herausforderungen des Klimaschutzes und der Klimafolgeanpassung begegnen. Hierbei müssen alle Nutzungsoptionen auf den Prüfstand und sofern es möglich ist, durch agrarstrukturelle und wasserbauliche Maßnahmen mit langfristiger Perspektive vorbereitet werden. Ist der vorhandene gesellschaftliche Auftrag der Ernährungssicherung durch den Klimaschutz und die Biodiversität zu ergänzen, sollten neue gesellschaftliche Verträge und Kooperationen mit den lokalen Akteuren entwickelt werden. Das Programm „Niedersächsische Moorlandschaften“ benennt hier die richtigen Akteure und Handlungsansätze und verweist zu Recht darauf, dass es sich hierbei um ein generationsübergreifendes Projekt handelt.

4.3.3 Wassermanagement

Die zeit- und bedarfsgerechte Verfügbarkeit von Wasser ist in allen Agrarlandschaften und vor allem in Moorlandschaften der Schlüsselfaktor für die Erreichung und Sicherung unterschiedlichster Landschaftsfunktionen. Die Land- und Wasserwirtschaft bilden daher seit Generationen eine Schicksalsgemeinschaft, die jetzt in Zeiten des Klimawandels und der notwendigen Klimafolgenanpassung vor neuen Herausforderungen steht. Zu viel oder zu wenig Wasser bedeutet für die landwirtschaftlichen Produktionssysteme in der Regel Ertrags- und Qualitätsverluste. Die wasserbaulichen Infrastrukturen und die gesetzlichen Aufgaben der Wasserwirtschaft sind daher auf eine bedarfsgerechte Wasserversorgung der Kulturpflanzen sowie auf die Bereitstellung von Wasser für andere Zwecke wie z.B. Vernässungsmaßnahmen mit unterschiedlichen regionalen Schwerpunkten auszurichten.

Für die Küstenregion mit einem hohen Anfall von Niederschlagswasser sowie hohen seeseitigen und landseitigen Risiken von Hochwasser bedeutete dies in der Vergangenheit, Wasserüberschüsse zu sielen, zu pumpen oder zu poldern. Die gesamte wasserwirtschaftliche Infrastruktur wurde nach dem Paradigma „Wasser muss weg“ optimiert, wobei die Entwässerungssysteme in bestimmten Regionen auch eine sommerliche Zuwässerung für die Wasserversorgung des Weideviehs und die Viehkehrung gewährleisten mussten. In Zeiten des

Klimawandels mit stark zunehmenden Winterniederschlägen sowie vermehrt auftretenden Dürreperioden im Sommer wird es für die Wasserwirtschaft immer schwieriger, allen Anforderungen gerecht zu werden und die vorhandenen wasserbaulichen Betriebseinrichtungen sind technisch überholt bzw. sanierungsbedürftig. Eine wachsende Anzahl von Sielachten und Unterhaltungsverbänden ist bereits mit der Frage befasst, wie die Wasserwirtschaft auf die neuen Herausforderungen reagieren kann. Hierzu bedarf es hoher Investitionen in die wasserbauliche Infrastruktur, die Einbindung vieler lokaler Akteure sowie neuer Politikansätze, die auf die Instrumente der landeskulturellen Erschließungsmaßnahmen früherer Jahrzehnte aufbauen.

Die Reduzierung von Treibhausgasen bzw. die Klimafolgenanpassung auf stark entwässerten Moorböden unter Fortführung der Nutzungssysteme sind dabei nur zwei Teilaspekte, die neu zu bewerten sind. Eine Vielzahl weiterer Nachhaltigkeitsanforderungen stehen in direktem oder indirektem Zusammenhang mit der bedarfsgerechten Verfügbarkeit von Wasser, wie z.B.:

- Ertragssicherheit
- Förderung der Biodiversität
- Reduzierung des Schädlingsdruckes
- Vermeidung des weiteren Anstiegs der Salinität in Grundwasserkörpern und Grabensystemen
- Verminderung von Höhenverlusten organischer Böden
- Sichere Gebäudegründung
- Verminderung diffuser Nährstoffausträge
- Erhalt der Weidewirtschaft
- Erhalt des Denitrifikationspotentials

Neue Konzepte für ein integratives Land- und Wassermanagement, die unter Beteiligung der lokalen Akteure und Organisationen zu entwickeln sind, unterstützen gleichzeitig mehrere Nachhaltigkeitsziele. Die klassischen Standorte des absoluten Dauergrünlandes in den Moor- und Marsch-Landschaften der Küstenzone bilden hierfür die maßgebliche Gebietskulisse. Die Verfügbarkeit von Wasser ist die zentrale Herausforderung für alle künftigen Landnutzungskonzepte insbesondere in Moorlandschaften.

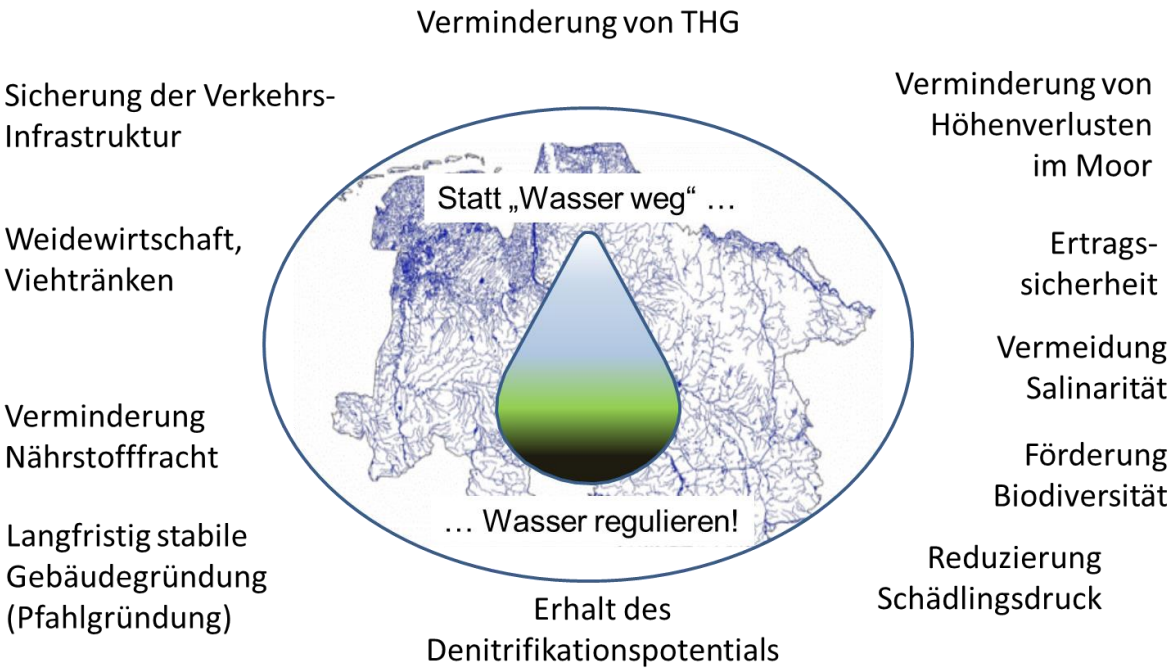


Abbildung 22 Gebietsbezogenes Wassermanagement – Der Schlüsselfaktor zu vielen Themen

4.3.4 Landmanagement

Globale Herausforderungen des Klimawandels, der Ernährungssicherheit sowie der Biodiversität brauchen neue regionale Raumnutzungskonzepte, die mit Hilfe der klassischen Instrumente der landeskulturellen Erschließung realisiert werden können. Gleichzeitig muss die Anhebung der mittleren Wasserstände in Moorlandschaften im Rahmen einer Abwägung öffentlicher und privater Nutzungs- und Vermögensinteressen erfolgen. Nutzungsvarianten mit permanenter Vernässung und Extensivierung sollten auf Flächen in öffentlichem Eigentum fokussiert sein, während Flächen in privater Hand weiterhin eine moorschonende Grünlandnutzung unter Wahrung der wirtschaftlichen Interessen gewährleisten sollten.

Bisherige, außerhalb des SWAMPS-Projektes dargestellte, THG-Messergebnisse auf Moorstandorten weisen darauf hin, dass der Wasserstand und die Nutzungsintensität zwei wesentliche Faktoren für die Höhe der THG-Emissionen sind. Tendenziell lässt sich aufgrund vorliegender Ergebnisse schlussfolgern, dass mit zunehmender Vernässung und Extensivierung die THG-Bildung auf Moorböden reduziert wird. Für intensiv genutztes Wirtschaftsgrünland auf Moorstandorten lagen bislang nur wenig belastbare Ergebnisse vor. Die Ergebnisse aus den Projekten Gnarrenburg und SWAMPS lassen jedoch die Vermutung zu, dass intensiv genutzte Flächen deutlich höhere Emissionen erzeugen als extensiv genutzte Hochmoorstandorte. Die angestrebte Senkung der Treibhausgasemissionen erfordert nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens ein räumlich differenziertes Landnutzungskonzept für Moorlandschaften.

Die Abwägung unterschiedlicher Nutzungsinteressen auf Moorflächen in privatem bzw. öffentlichen Eigentum sowie die Ausweisung unterschiedlicher Nutzungs- und Vernässungszonen in Moorlandschaften mit der Möglichkeit eines integrierten gebietsspezifischen Wassermanagements, lassen sich ohne umfangreiche Maßnahmen des Landmanagements mit Hilfe der Flurbereinigung nicht realisieren.

Im Rahmen von landeskulturellen Entwicklungsmaßnahmen sind daher gebietsbezogene Pläne und Maßnahmen für ein integriertes Land- und Wassermanagement unter Mitwirkung der Flächeneigentümer, der Flächennutzer, der Wasser- und Bodenverbände und der Kommunen notwendig. Hierbei sind neben den Klimaschutzaspekten weitere Nachhaltigkeitsziele zu integrieren. Das bewährte Planungsinstrument der integrierten ländlichen Entwicklung (ILEK) scheint durch den fachlich tiefgreifenderen Ansatz dafür besser geeignet als z.B. Leader oder ähnliche Instrumente der Regionalentwicklung. Darüber hinaus gilt es zu bedenken, das neue landeskulturelle Entwicklungskonzepte für Moorlandschaften neben der Erfassung der regionalen Bodenverhältnisse und der Wasserverfügbarkeit deutlich zwischen Hoch- und Niedermoor unterscheiden müssen, sodass die Einrichtung von regionalen Gebietskooperationen der erste Schritt für die Weiterentwicklung der Landnutzungssysteme in Moorlandschaften sein muss.

Die folgenden Übersichten stellen beispielhaft zwei unterschiedliche Landnutzungskonzepte für Hochmoor- und Niedermoor dar, deren konkrete Ausgestaltung unter Beachtung des Klimaschutzes, wie bereits auf Akteursveranstaltungen diskutiert, jeweils den lokalen Akteuren vorbehalten bleiben muss.

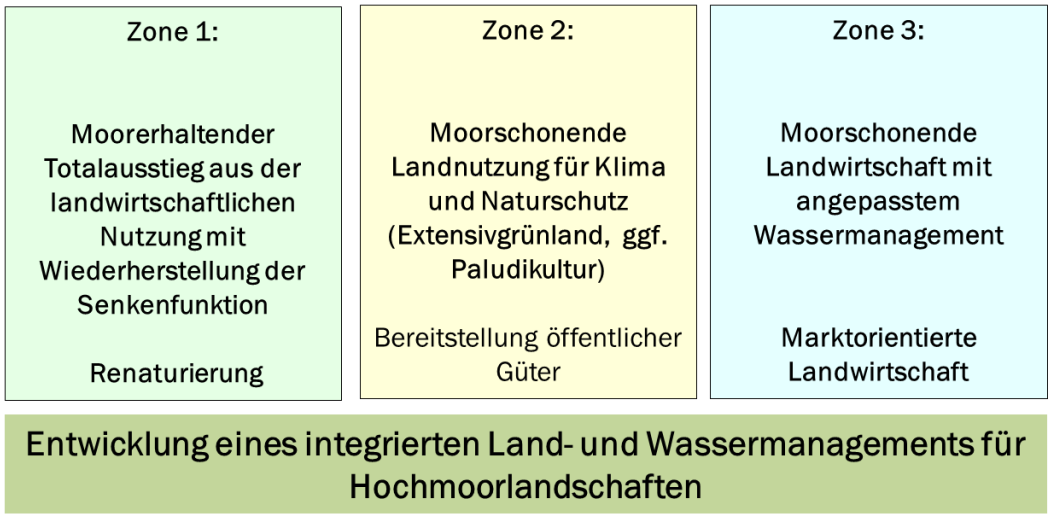


Abbildung 23 Beispiel für das Flächenmanagement mit differenzierten Landnutzungszonen in Hochmoorlandschaften

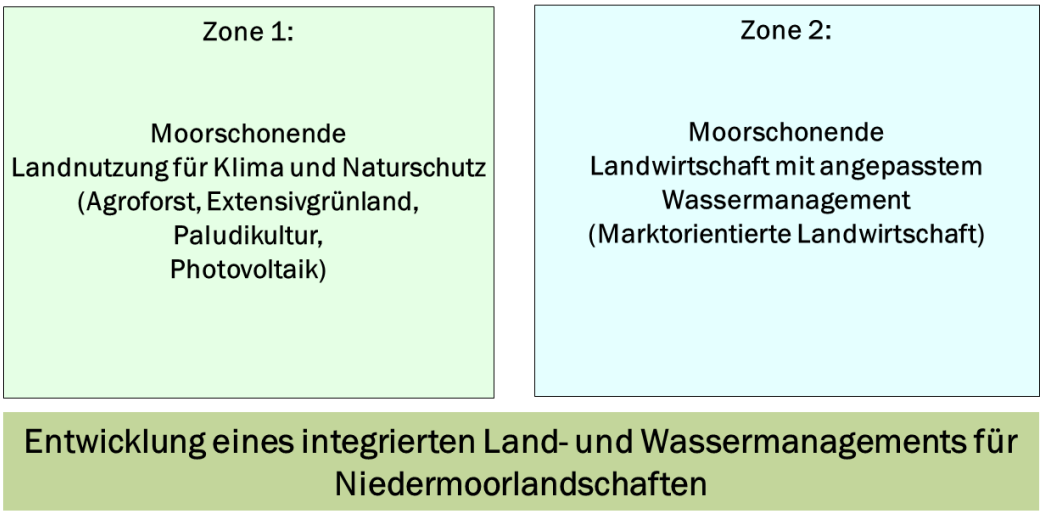


Abbildung 24 Beispiel für das Flächenmanagement mit differenzierten Landnutzungszonen in Niedermoorlandschaften

4.3.5 Administrative Umsetzung eines integrierten Land- und Wassermanagements

Ein integrierter Entwicklungsansatz für die klimaschonende Weiterentwicklung der Landnutzungssysteme in Moorlandschaften erfordert eine Zusammenführung von wasserwirtschaftlichen und wasserrechtlichen Maßnahmen mit Maßnahmen der Flurneuordnung und Maßnahmen der einzelbetrieblichen Investitionsförderung. Voraussetzung hierfür ist eine detaillierte Analyse der Akteure mit ihren jeweiligen Entwicklungsanforderungen, eine umfassende Analyse der standörtlichen Gegebenheiten und des geltenden Rechtsrahmens sowie eine integrierte Maßnahmenplanung und -Umsetzung. Neben der Zusammenarbeit vieler Akteure in einem partizipativen Planungsprozess auf lokaler Ebene müssen diese Gebietskooperationen eng eingebunden sein in eine landesweite Moorschutzstrategie im Rahmen des geltenden Ordnungsrechtes und Förderrechtes. Die bisherigen Instrumente für die ländliche Entwicklung im Rahmen der ZILE-Richtlinie (Richtlinie über die Gewährung von Zuwendung zur integrierten ländlichen Entwicklung) bilden dafür eine gute Basis und sollten, im Hinblick auf die zukünftigen Anforderungen, weiterentwickelt werden. Insbesondere das Flächenmanagement für Klima- und Umweltschutz (FKU) mit seinen Möglichkeiten zum Landerwerb durch die öffentliche Hand (z.B. FKU-Verfahren o.ä. Programme, siehe Abbildung 25) bietet gute Handlungsansätze. Die Erfahrungen aus der landeskulturellen Entwicklung im Rahmen des Emslandplanes und des Küstenplanes lassen jedoch erwarten, dass es sich hierbei um langfristige Projekte handelt, die mindestens eine Generation, d.h. 20 bis 25 Jahre Zeit beanspruchen. Zeit, die auch von den betroffenen Betrieben gebraucht wird, um die Betriebsentwicklung strategisch sicher zu planen und umsetzen zu können. Die vorläufige Kostenschätzung für den Quellbereich LULUCF (Land use land use change and forestry – Landnutzung Landnutzungsänderung und Forst) bedarf daher einer laufenden Aktualisierung zumal weder die Landwirtschaft noch die Wasserwirtschaft in der Lage sein werden, eine Kofinanzierung zu leisten.

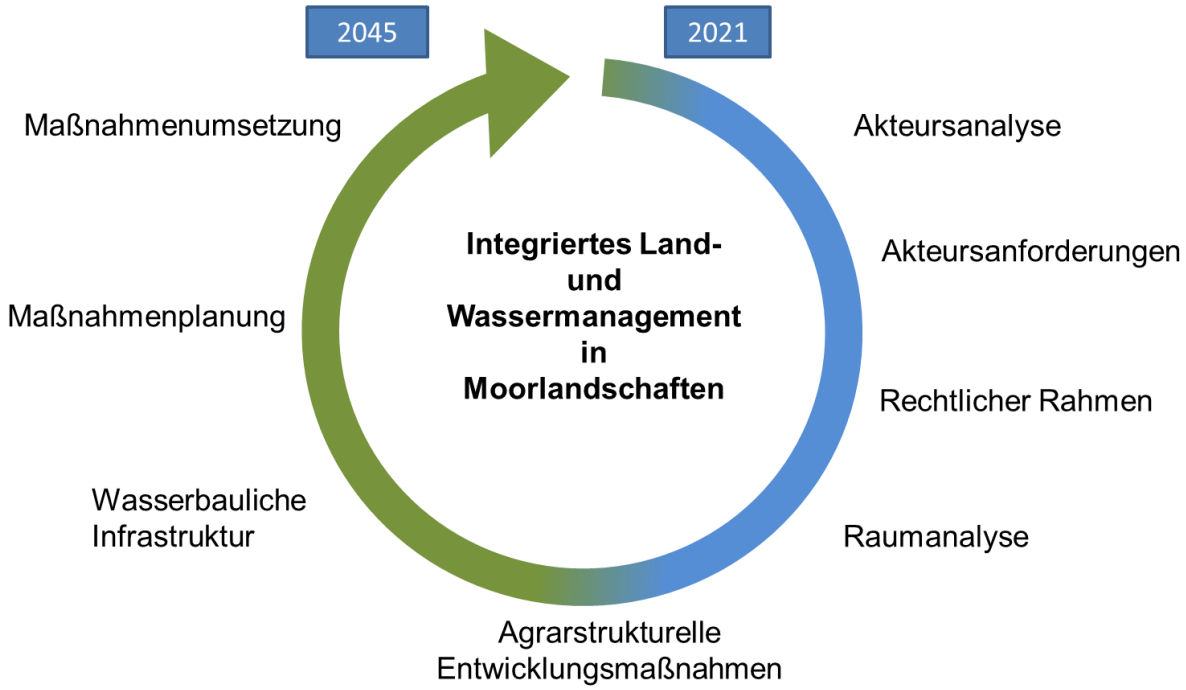


Abbildung 25 Beispiel für die Abfolge von Prozessen für ein Flächenmanagement für Klima- und Umweltschutz (FKU-Verfahren nach ZILE-RL). Einzelne Prozesse können andauernd und zueinander parallel verlaufen

4.3.6 Besonders relevante und zusätzliche Diskussionsbeiträge aus Sicht der Akteure

In zahlreichen Terminen und Einzelgesprächen wurden im Rahmen der Akteursarbeit neben den bereits genannten Ansätzen für ein integriertes Land- und Wassermanagement folgende Diskussionspunkte und Gestaltungsmöglichkeiten diskutiert. Diese weiteren **Punkte** sollen auf Wunsch der Akteure in die kommende Diskussion für eine Moorschutzstrategie des Landes Niedersachsen und auf Bundesebene eingebracht werden:

- Landwirte und andere Akteure in Moorlandschaften sind aufgrund der aktuellen Debatten in der Moorschutzpolitik hochgradig verunsichert und sehen sich in ihrer Existenz gefährdet. „Alte Gesellschaftsverträge“ (zur Ernährungssicherung) müssen weiterhin gelten.
- Die Gesprächsbereitschaft der Akteure für klimafreundliche Landnutzungskonzepte in Moorlandschaften ist vorhanden.
- Es wird erwartet, dass Betriebe in Moorlandschaften entwicklungsfähig bleiben und nicht durch Vorgaben des Förderrechtes und Ordnungsrechtes benachteiligt werden.
- Die Betriebe brauchen Perspektiven und langfristige Planungssicherheit bei vollem Einkommens- und Vermögensausgleich im Falle von Ertrags- und Vermögenseinbußen. Angesichts des schon beginnenden Wertverlustes bedarf es einer zeitnahen einzelbetrieblichen Begutachtung der Ertrags- und Vermögenswerte aller betroffenen Betriebe. Wo aus Moorschutzgründen eine Aufgabe der Nutzung sinnvoll und notwendig ist, müssen den Betrieben Alternativen zu aktuellen Marktpreisen angeboten werden.
- Gebietskulissen (Aktualisierung der Moorkarten, Ermittlung der regionalen Wasserverfügbarkeit) und Schutzkategorien (moorerhaltend oder moorschonend) müssen zeitnah unter Einbeziehung der Landnutzern geklärt werden.
- Die Einbeziehung und Kooperation mit der Wasserwirtschaft und den Kommunen bei der Planung und Umsetzung von Maßnahmen im Quellbereich LULUCF ist notwendig.
- Kompensationsmöglichkeiten im Rahmen der LULUCF-Verordnung auf Bundes- und Europaebene sollen analysiert und genutzt werden, durch z.B. stärkere Anstrengungen in anderen Sektoren oder Regionen.
- Gegenseitige Saldierung der Quellbereiche Landwirtschaft und LULUCF auf Bundesebene sollen zugelassen werden.
- Eine Erstellung integrierter regionaler Landentwicklungskonzepte und eine Einrichtung von Gebietskooperationen (gem. Zile-Richtlinie) unter Einbeziehung der regionalen Akteure ist gewünscht. Diese müssen über ein Maßnahmenbündel von agrarstrukturellen, wasserwirtschaftlichen und investiven Maßnahmen flexibel verfügen können.
- FKU-Verfahren oder ähnliche Maßnahmen für Klimaschutz- und Klimafolgenanpassung mit integriertem Land- und Wassermanagement und voller Kostenübernahme durch die öffentliche Hand sind gewünscht.
- Wo es aus Klimaschutzgründen sinnvoll erscheint, sollen landwirtschaftliche Meliorationsverfahren (z. B. Besandung/Sandmischkultur) auf stark degenerierten

organischen Böden zugelassen werden, um die volle Produktivität der Flächen herzustellen.

- Paludikulturen werden sowohl ökonomisch als auch ökologisch noch nicht als Lösung angesehen. Weitere Erprobungen unter Beteiligung der landwirtschaftlichen Praxis sind notwendig.
- Maßnahmen zur Wiedervernässung und Renaturierung sollten vorrangig auf Flächen in öffentlichem Eigentum nach Durchführung von FKU-Maßnahmen bedacht werden.
- Wiedervernässtes Hochmoorgrünland sollte nach Nutzungsaufgabe zur Wiederherstellung der Moorbiotope und der THG-Senkenfunktion verwendet werden. Differenzierte Vernässungs- und Nutzungszonen in Hochmoorlandschaften sollten geplant werden.
- In Niedermoorgebieten sollten Wasserstände angehoben werden und Verfahren der extensiven bzw. standortangepassten Grünlandnutzung weiterhin ermöglicht werden.
- Beratungs- und Qualifizierungsangebote für klimafolgenschonende und standortangepasste Bewirtschaftungssysteme in Moorlandschaften müssen entwickelt werden.
- In Ergänzung zu der von der Bundesregierung angekündigten Moorschutzstrategie sollte auf Landesebene eine zwischen allen relevanten Akteuren und der Landesregierung abgestimmte niedersächsische Moorschutzstrategie aufgestellt werden. Hierbei kann an das Programm „Niedersächsische Moorlandschaften“ von 2016 angeknüpft werden. Die dort vorgeschlagenen noch fehlenden Programmbausteine sollten ergänzt und die vorgeschlagene Organisationsstruktur für das Moormanagement eingerichtet werden.
- Zur Umsetzung einer niedersächsischen Moorschutzstrategie sind regionale Gebietskooperationen erforderlich, die sich eines Maßnahmenbündels bedienen können.
- Alle Akteure sind sich dessen bewusst, dass es sich bei der Moorschutzstrategie um eine generations- und sektorübergreifende Aufgabe handelt, die jahrzehntelanger Anstrengungen bedarf, jedoch unverzüglich umgesetzt werden muss.

Die Moorlandschaften in Niedersachsen brauchen eine Moorschutzstrategie mit langfristiger Perspektive und einem fairen Interessenausgleich zwischen Landwirtschaft, Klimaschutz und Naturschutz.

4.4 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Arbeiten des Grünlandzentrums in dem Modulteil A des SWAMPS-Projektes wurden folgende Ziele erreicht:

1. Vernetzung der Akteure in den Moorlandschaften der Küstenregion
2. Vernetzung dieser Akteure mit der Landes- und Bundesebene
3. Mobilisierung und Sensibilisierung der Akteure aus Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Kommunen für die Themen des Moor- und Klimaschutzes

4. Vorbereitung aller Akteure auf den zukünftigen gesellschaftlichen Diskurs im Rahmen der Transformation von einer moorzehrenden hin zu einer moorerhaltenden und moorschonenden Landnutzung

Die Akteure gehen nach Vorstellung der ersten Projektergebnisse des SWAMPS-Konsortiums weiter davon aus, dass Maßnahmen des Wassermanagements in Moorgebieten (Wasserstandsanhebung) in Kombination mit einer moorschonenden Nutzung zu einer Reduzierung der Treibhausgasemissionen (THG) beitragen können, auch wenn diese Hypothese im Rahmen des SWAMPS-Projektes bisher weder bestätigt noch abschließend widerlegt werden konnte.

Offenbar ist nicht nur der Faktor „Wasserstand“ entscheidend, sondern für intensiv genutzte Moorgrünland Standorte auch das vorausgegangene Düngeregime, die Nutzungsart- und Frequenz der Flächen sowie das jahreszeitliche Wassermanagement. Ebenso müssen aus Sicht der Landwirte die während der Projektlaufzeit aufgetretenen besonderen Witterungsbedingungen auf den Versuchsstandorten und in der Region mitberücksichtigt werden, da Moorgrünland Standorte trotz Drainierung eine grundsätzliche Feuchtigkeit aufweisen, die durch den Wassermangel in der Vegetationsperiode und darüber hinaus einen Einfluss auf unvorhergesehen Ereignisse hatte, wie z.B. die durch die Trockenheit entstandenen Kalamitäten durch Feldmausschäden in der Region. Weiter ist noch nicht geklärt, über welchen Zeitraum nach der Jahrzehntelangen intensiven Bewirtschaftung sich die Flächen in einem Übergangzeitraum befinden, bis der Torfkörper sich auf das Wassermanagement eingestellt hat. Auch bei Wiedervernässungsmaßnahmen gibt es einen Übergangszeitraum, in dem die Emissionen deutlich erhöht sein können. Weitere Überlegungen sind die Auswirkung von Faktoren wie z.B. der Kombination aus Temperatur und dem Einsatz der organischen Düngung auf mikrobiell ablaufende Prozesse auf den Flächen, die temporär zu einem Anstieg der Torfzehrung auf den Standorten führen könnten. Abschließend ist aus Sicht der Akteure festzuhalten, dass es notwendig ist die THG-Emissionen unter Beibehaltung einer moderaten Vernässung sowie einer Nutzungsanpassung (siehe Abbildung 23 und Abbildung 24) auf bisher intensiv genutzten Moorgrünlandstandorten weiter zu untersuchen. Die vom Konsortium erarbeiteten offenen Versuchsfragen müssen untersucht werden.

Die Transformation der Moorlandschaften von trockenen Nutzungssystemen zu klimaschonenderen nassen Nutzungssystemen erfordert die Mobilisierung einer Vielzahl von Akteuren, die sich von Region zu Region unterscheiden können. Eigentümer, Pächter, Fachverbände, Gebietskörperschaften, Ministerien, Landesfachbehörden und zuständige Behörden der Landkreise, wasserwirtschaftliche Verbände sowie Vertreter der Wirtschaft und der Wissenschaft müssen in gemeinsamen Prozessen des Co-Designs, der Co-Produktion und der Co-Evaluierung in Gebietskooperationen regionale Transformationspfade entwickeln und die Umsetzung von Maßnahmen begleiten. Hierbei sind zahlreiche Hürden in der Administration und Organisation, der Gesetzgebung (Ordnungsrecht, Förderrecht, Planungsrecht), der Finanzplanung sowie zur Verbesserung der Kommunikationsprozesse zu überwinden. Eine wissenschaftliche Begleitung durch die Transformationsforschung wird daher aus Sicht der Akteure begrüßt.

5 Modul B: Kommunikations- und Integrationsplattform

Markus Ernsing-Blaga, Ida Herzberg, Lena Kahne

Im Rahmen des Projekts wurden zahlreiche Sachdaten, geographische Informationen und Metainformationen erfasst, ausgetauscht und zusammengeführt. Diese sind in dem webbasierten Geoinformationssystem (WebGIS), dem SWAMPS-GIS (**www.swamps-gis.de**), zusammengeführt dargestellt.

5.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung

Insbesondere die modulübergreifende Integration der Daten hat neben der technischen Abstimmung (Schnittstellen, Skalierung, etc.) auch ein fachliches Abstimmen (Datenmapping) erfordert, sodass sich folgende Aufgaben ergeben haben:

- Modulübergreifende semantische Datenintegration für die fachlichen Ergebnisse
- Karte der Treibhausgasemissionen (Modul D) in Kombination mit einer modellhaften Darstellung der Grundwasserstände und der Erfassung der Bewirtschaftungsintensitäten des gesamten Meliorationsgebiets
- Integration von Punktmessungen aus Modul D und C auf die Flächen des Exaktversuche und des Pumpgebietes
- Regionalisierung auf der Ebene von Parzellen und anschließend auf der Ebene der Pumpgebiete darstellen
- Kombination und Integration der Grundwasserstände mit den Treibhausgasmessungen sowie mit den parzellenbezogenen Bewirtschaftungseigenschaften (Intensitäten)

5.2 Material und Methoden

Ermittlung der Anforderungen an das WebGIS für die praktische Anwendung

Zu Beginn des Projektes im Jahr 2017 wurden zunächst die Ansprüche an eine GIS-Anwendung für das Wassermanagement in den Versuchsgebieten ermittelt. Dazu wurden jene Akteure befragt, die für das Wassermanagement in den Versuchsgebieten zuständig sind. Hierzu zählen die Braker und Mooriem-Ohmsteder Sielachten sowie Sachbearbeiter, Verbandstechniker und Pumpenwärter.

Zum damaligen Zeitpunkt hatten die regionalen Entwässerungsverbände, die Braker und Mooriem-Ohmsteder Sielachten, keine GIS-Anwendungen für das Wassermanagement genutzt. Langfristig sollten möglichst aktuelle Daten der Wasserstände und Geländehöhen für die Wasser- und Bodenverbände verfügbar gemacht werden, um in den betroffenen Gebieten im optimalen Zeitfenster be- und entwässern zu können und GIS als Instrument zur Unterstützung und Verbesserung des Wassermanagements in der Region (Wesermarsch) an moorigen Standorten einzusetzen. Die Daten sollten bei Wartungs- und Kontrollarbeiten unterstützend an die mobilen Endgeräte der Mitarbeiter im Gelände wie Pumpwärter und Techniker gesendet werden. Ein GIS-Zugang wurde vom Kreisverband der Wasser- und Bodenverbände (WaBo) für Landwirte nicht als sinnvoll erachtet. Das GIS könnte auch für die Ermittlung optimaler Standorte für Wehre, Verlaate und Pumpen genutzt werden, um als Monitoringinstrument die Mordernisierung der veraltete Be- und Entwässerungstechnik anzuregen.

Neben den Aufgabenbereichen der Datenvisualisierung und des Datenmanagements soll das System auch dazu beitragen können, das Wasserstandsmanagement langfristig in der Region zu

unterstützen und zu optimieren. So ist es mit Hilfe des Systems z.B. möglich, aggregierte Kartengrundlagen des LBEG so darzustellen, dass die für die Wasserstandsregulierung zuständigen Landwirte im Sinne einer besseren Nivellierung unterstützt werden können.

Aufbau des WebGIS

Für die Dauer von zwei Jahren wurde die Arbeit am Aufbau eines WebGIS aufgenommen.

Für das WebGIS wird das Open Source Framework „kvwmap“ des GDI-Service, Ingenieurbüro Dr. Peter Korduan, verwendet. Dieses baut auf dem UMN-Mapserver auf. Die graphische Benutzeroberfläche (GUI) des GIS kann von der Projekthomepage aus aufgerufen werden.

Zur Bearbeitung der Geodaten wurde die linzenzfreie Geoinformationssoftware QGIS (QGIS.ORG 2021) verwendet. Als Datenbankmanagementsystem wurde PostgreSQL mit der räumlichen Erweiterung PostGIS implementiert. Die Verwaltung der Datenbanken erfolgt durch das Client-Programm pgAdmin 4 (PGADMIN DEVELOPMENT-TEAM 2020) und mit Hilfe des QGIS-Plugins db_manager. Die Integration von Gebietskulissen kann je nach Verfügbarkeit über OpenGIS Web Services OWS (OGC-konforme WMS) und/oder WFS erfolgen. Feldblockdaten oder andere Vektordaten (z.B. Parzellendaten) können direkt in Form von Shape-Dateien integriert werden. Somit kann bei bestehenden Daten eine redundante Datenhaltung auf einem eigenen Server erfolgen, oder es können in Echtzeit vorhandene OWS eingebunden werden.

Das GIS verfügt über ein Rollen- und Rechtesystem und ermöglicht je nach Benutzerkontext verschiedene Kartenansichten und Funktionen. Für die Nutzung und den Zugang zum System genügen lediglich ein Webbrowser und Internetzugang.

Das Hosting des GIS erfolgte während der Projektlaufzeit durch das GLZ. Zudem ist sichergestellt, dass das GIS mindestens zwei Jahre über die Projektlaufzeit hinaus verfügbar ist.

5.3 Ergebnisse

Im Rahmen des Projekts wurde eine Vielzahl raumbezogener Informationen verarbeitet. Dazu hat das GLZ ein WebGIS aufgebaut, in dem alle raumbezogenen Informationen wie Vektor-, Raster- und Attributdaten dargestellt, miteinander kombiniert und gespeichert werden. Das WebGIS wird bis 2026 online verfügbar sein.

Erste Versuche/Vorarbeiten

Für das Datenmanagement des Projektes und den Aufbau eines webbasierten Geographischen Informationssystems (WebGIS) war seit Sommer 2017 das GLZ verantwortlich.

Die Geodaten wurden im ersten Projektjahr zunächst mit QGIS unter Nutzung der Erweiterung qgis2web und der JavaScript Bibliothek Leaflet bearbeitet und visualisiert. Zunächst wurde das vom LBEG vermessene Versuchsgebiet, die Pumpgebietsgrenzen, die Abmessungen der Exaktversuchsflächen einschließlich der Höhenvermessung, die Pegel- und Grundwassermessstellen sowie die Karten der Bodenarten und Kleiüberdeckung der Versuchsflächen ins GIS übertragen und teilweise in die Projekthomepage eingebunden (Abbildung 26 und Abbildung 27). Des Weiteren wurden z.T. durch eigene Geometrien ergänzte Karten landwirtschaftlicher Flächen, topografische Karten und das Gewässernetz mit allen Gräben bereitgestellt. Diese Herangehensweise an das Webmapping erwies sich für das Projekt jedoch als unzureichend und wurde daher verworfen. In der Folge wurde das WebGIS neu aufgesetzt.

SWAMPS-GIS auf Grundlage von kvwmap

Um die Anforderungen des Projektes besser umsetzen zu können, wurde 2019 eine Ausschreibung für den Aufbau eines WebGIS veröffentlicht. Daraufhin erhielt das GLZ fünf Angebote von Geoinformatik-Büros, von denen eines die Anforderungskriterien jedoch nicht erfüllte. Den Auftrag erhielt schließlich der GDI-Service Rostock, Ingenieurbüro Dr.-Ing. Peter Korduan, welcher das Open Source-WebGIS-Framework „kvwmap“ entwickelt hat (GDI-SERVICE.DE 2021). „kvw“ leitet sich von „Kataster- und Vermessungsverwaltung“ ab, da es ursprünglich für Verwaltungen entwickelt wurde. Zu den Nutzern dieser Open Source Software gehören mittlerweile auch Landesbehörden, Zweckverbände sowie Unternehmen. Dieses WebGIS basiert auf dem UMN-MapServer, einem freien Mapserver der „Open Source Geospatial Foundation“ (OSGeo) (OSGEO 2021). In Übereinstimmung mit den Standards des Open Spatial Consortiums stellt der UMN-Mapserver Geodienste (OpenGIS Web Services (OWS)) bereit, die eine interoperable GIS-Nutzung gewährleisten und die Betrachtung räumlicher Daten in einem Webbrowser ermöglichen (OGC 2021).

Das WebGIS Framework „kvwmap“ basiert auf mehreren PHP-Skripten, einer MySQL-Datenbank zur Verwaltung von Benutzerdaten, sowie einer PostgreSQL-Datenbank (THE POSTGRESQL GLOBAL DEVELOPMENT GROUP 2021) mit dem Plugin PostGIS (REFRACTIONS RESEARCH 2020) zur Speicherung der Geodaten auf dem UMN-MapServer. Durch diese Komponenten ist das WebGIS mit zahlreichen Funktionen ausgestattet. Die Projektdaten liegen auf einem eigens für das Projekt eingerichteten Server (SWAMPS-GIS-SERVER) der vom GDI-Service gewartet wird.

Das „SWAMPS-GIS“ ist auf der Projekthomepage (**https://www.swamps-projekt.de/**) verlinkt und über einen Webbrowser aufrufbar (**https://www.swamps-projekt.de/untersuchungsgebiete/swamps-karte**.

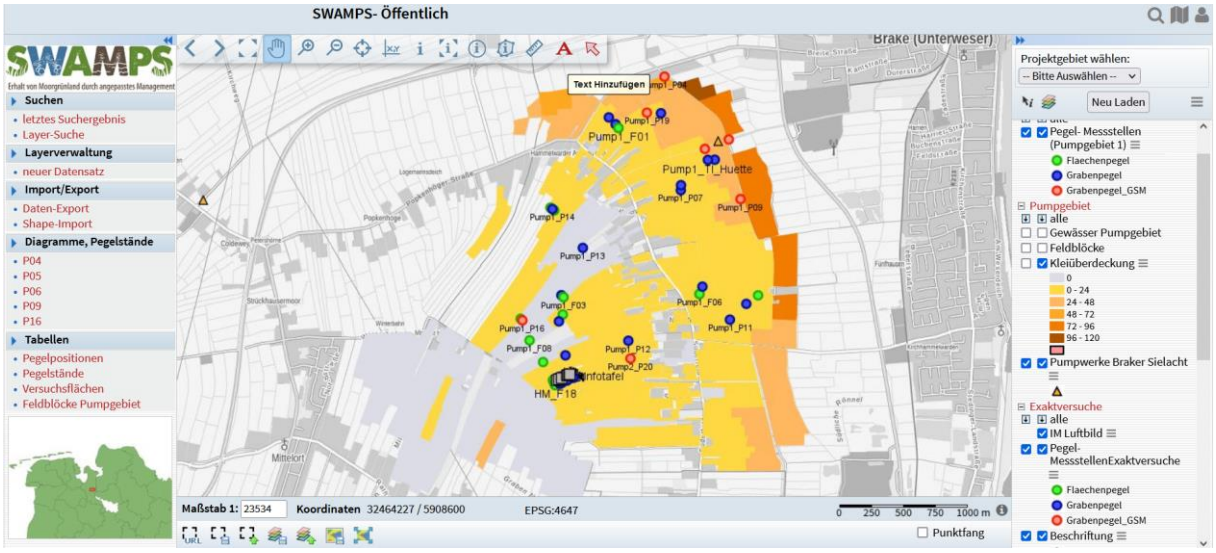


Abbildung 26 Pumpgebiet 1, die Kleiauflagen sind gelb/orange/braun dargestellt, die Pegelmessstellen sind als grüne (Flächenpegel), blaue (Grabenpegel) und rote (Grabenpegel mit GSM-Modulen) abgebildet

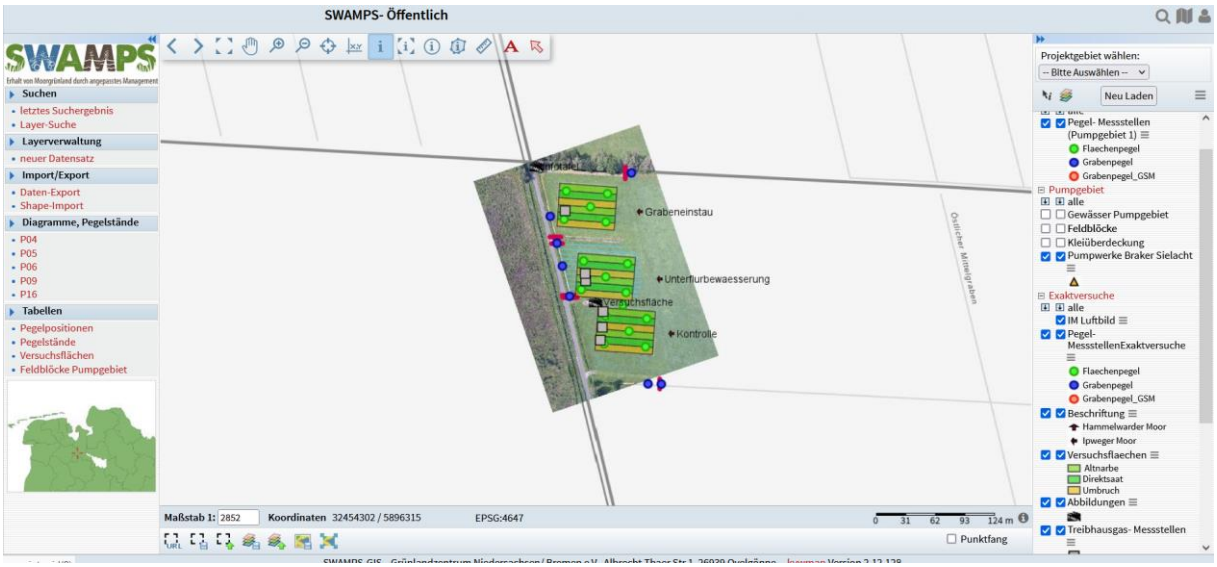


Abbildung 27 Exaktversuche mit den Varianten Grabeneinstau, Unterflurbewässerung und der Kontrolle im Ipweger Moor. Als detailreiches Hintergrundbild lässt sich ein Luftbild (Uwe Schröder, LWK Nds.) aktivieren

Das WebGIS verfügt über ein Rollen- und Rechtesystem. Es gibt sowohl einen frei zugänglichen Bereich für die externen Besucher der Webseite als auch einen internen Bereich für die Projektpartner. Im Administrationsbereich kann der Administrator Layer und Attributinformationen freigeben oder sperren sowie Nutzer hinzufügen oder entfernen.

Über die Oberfläche des SWAMPS-GIS lassen sich verschiedene Layer, darunter auch WMS-Karten wie die Bodenkarte BK 50 des LBEG als Hintergrundkarten für die Versuchsstandorte laden. Oben rechts gibt es ein Dropdown-Menü, mit dem man zu den verschiedenen Versuchsstandorten gelangt. Die unterschiedlichen Varianten der Grünlandnarbenerneuerung werden entsprechend des Versuchsdesigns als verschiedenfarbige Objekte (Polygone) dargestellt. Die Bewässerungsvarianten sind bereits durch ihre räumliche Lage unterscheidbar und entsprechend beschriftet. Des Weiteren gibt es Polygon-, Linien- und Punkte-Layer für die Unterflurrohre, die Messplots, die Wehre sowie der Pegel- und Moorbodenwasserstandsmessstellen.

Anhand der Legende rechts neben der Karte können die Layer aktiviert werden. Zusätzlich gibt es die Option, die Attributinformationen (inklusive Fotos der Versuchsflächen und Dokumente) der einzelnen Layer mit Hilfe des „i“-Buttons im oberen Menübereich durch Klicken auf das jeweilige Objekt abzufragen.

Für das Pumpgebiet 1 gibt es einen Layer mit den Standorten der Pegelmesser, die zum Teil mit *Global System for Mobile Communication* (GSM)-Modulen ausgestattet sind. Zunächst wurden die Daten an einen Server des LBEG gesendet, seit Herbst 2019 übermitteln diese die stündlich gemessenen Graben- und Moorbodenwasserstände einmal am Tag an den SWAMPS-GIS-SERVER. Mit Hilfe eines Cron-Jobs werden die Daten vom Server abgerufen und in die PostgreSQL-Datenbank überführt. Dort werden die Echtzeitinformationen mit dem Layer der Standorte der Pegelmessgeräte verknüpft. Bei einer Attributabfrage eines GSM-Pegelstandortes erscheint eine Grafik, die die aktuellen und zurückliegenden Messwerte der Pegelstände darstellt.

Unter den Kartenwerkzeugen befinden sich u.a. die Funktion zur Abfrage von Objektinformationen, in ausgewählten Suchradien oder Polygonen, sowie zur Ermittlung von Koordinaten sowie eine Zoomfunktion und das Messen von Wegstrecken.

Links neben der Karte befinden sich verschiedene Grundfunktionen. Neben dem Ausdrucken der Karte ist es möglich, die Geodaten in verschiedenen Dateiformaten wie z.B. als Shape- oder csv-Dateien herunterzuladen. Auch lassen sich die fortlaufend aktualisierten Diagramme der Pegelstände sowie Tabellen mit Informationen zu den Versuchsflächen anzeigen (Abbildung 28 und Abbildung 29). Die Funktion „Shape-Import“ ermöglicht es interessierten Nutzern des SWAMPS-GIS, eigene Shape-Dateien im WebGIS sichtbar zu machen.

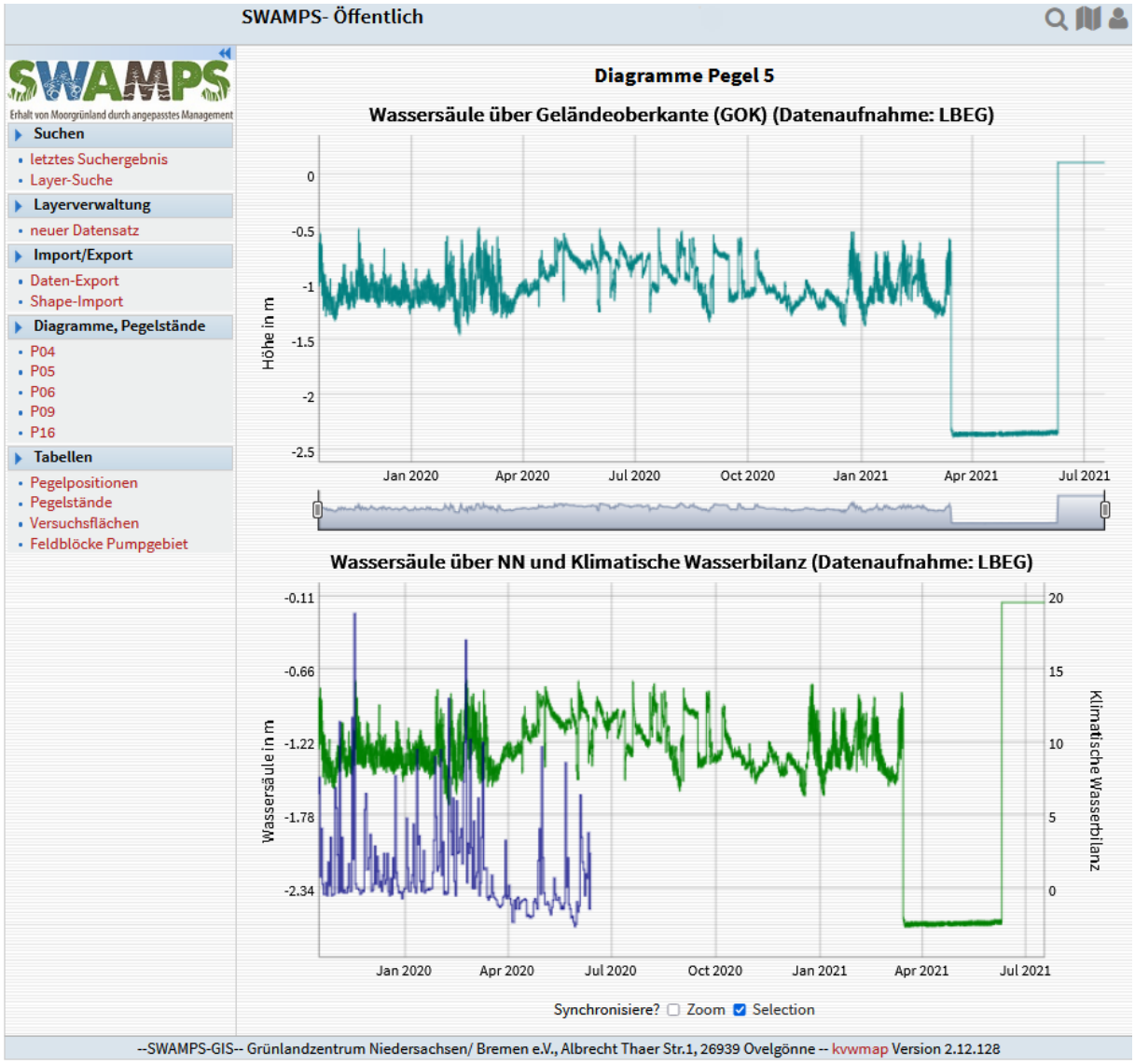


Abbildung 28 Diagramme mit den Messwerten der Pegelstände des mit einem GSM-Modul ausgestatteten Grabenpegels (Pegel 05) im Pumpgebiet 1 im Zeitraum Januar 2020 bis April 2021, oben: Wassersäule über der Geländeoberkante (m), unten: Wassersäule in m (grün) und die Klimatische Wasserbilanz (grün). Hinweis: Durch den Abbau einiger Messpegel werden, wie hier dargestellt, ab April 2021 keine Messwerte in den Diagrammen abgebildet

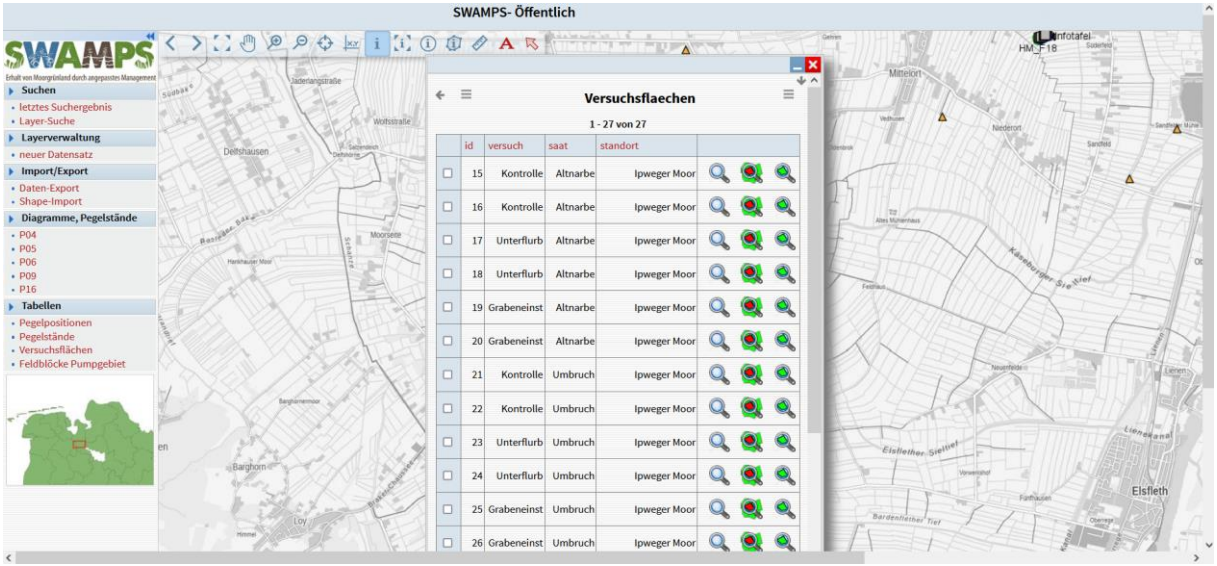


Abbildung 29 Tabellen mit Informationen (Versuchsvarianten, Standorte) zu den Versuchsflächen

Integration der Ergebnisse aus Modul C

Abschließend wurden die in den Unterkapiteln 6.3.1.4 bis 6.3.1.7 von Modul C dargestellten Ergebnisse zur Modellierung von Moorbodenwasserständen und Treibhausgasemissionen in das SWAMPS-GIS integriert. Über die Layer Funktion kann sich der Anwender den IST-Zustand für das Pumpgebiet eins bezogen auf den Moorbodenwasserstand sowie die THG-Emissionen anzeigen lassen. Zusätzlich können zwei weitere Szenarien bezogen auf veränderte Wasserstände im Pumpgebiet und die daraus resultierenden THG-Emissionen angezeigt werden (Abbildung 30).

Abbildung 30 Pumpgebiet 1 mit Darstellung der Modellierten CO_2-Emissionen nach Szenario 1 basierend auf den Ergebnissen des LBEG Modul C

6 Modul C: Modellunterstützte Ableitung der Wasserstände und der Treibhausgasemissionen

Dr. Heinrich Höper, Dr. Merten Minke, Ann Christin Sieber

6.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung

Das LBEG hat Aufgaben zur Erfassung und Bereitstellung standortkundlicher Informationen, v.a. zu Boden und Hydrologie, für Pumpgebiet 1 und für die Flächen der Exaktversuche im Hammelwarder Moor und im Ipweger Moor übernommen (Modul B). Für Pumpgebiet 1 bestand die Aufgabe, aus punktuellen Messungen (Modul D) unter Berücksichtigung von Werten aus der Literatur eine flächenhafte Ableitung der Wasserstände und der Treibhausgasemissionen vorzunehmen (Modul C). In den Exaktversuchen sollten die Effizienz und die Auswirkungen der wasserregulierenden Maßnahmen, v.a. aus hydrologischer Sicht, untersucht werden.

In Pumpgebiet 1 stand zunächst die Frage im Vordergrund, wie hoch die Treibhausgasemissionen derzeit in diesem Gebiet sind und wie sie bei einer mutmaßlich tieferen Wasserführung, vergleichbar mit Pumpgebiet 2, ausfallen würden (Szenarienrechnung). Für die Landwirte steckt dahinter die Vermutung, dass die von der Sielacht in Pumpgebiet 1 vorgenommene, relative hohe Wasserführung, v.a. in den Sommermonaten, bereits zu einer nennenswerten Emissionsminderung geführt haben könnte und dass die vom LBEG in einem landesweiten Ansatz für dieses Gebiet ermittelten Emissionen zu hoch angenommen sind. Im Laufe des Projektes stellte sich allerdings heraus, dass die Wasserführung der Pumpgebiete sich nicht wesentlich unterschied. Daher wurde die Fragestellung im Verlängerungsantrag dahingehend umformuliert, welche Emissionsminderung sich dadurch erreichen ließe, dass die Grabenwasserstände im Pumpgebiet 1 signifkant angehoben würden. Hierbei sollte eine mäßige und eine starke Anhebung der Wasserstände simuliert und in ihrer Wirkung auf die CO_2-Emissionen betrachtet werden.

Für die Ermittlung der Treibhausgasemissionen galt es, die erforderlichen Eingangsdaten zu Topografie, Bodeneigenschaften, Gewässernetz und Grundwasserständen zu erheben, bzw. flächendeckend abzuleiten. Hierzu wurden vom LBEG digitale Karten ausgewertet, Grabenpegel und Grundwassermessstellen eingerichtet und betrieben sowie bodenkundliche Untersuchungen durchgeführt. Zusätzlich wurden für die Modellrechnungen Informationen zur Landnutzung von der Landwirtschaftskammer sowie die in Modul D punktuell in Pumpgebiet 1 durchgeführten Messungen der Treibhausgasemissionen benötigt.

Des Weiteren dienten die Untersuchungen in Pumpgebiet 1 dazu, die in den Exaktversuchen gewonnenen Ergebnisse in den regionalen Kontext einzuordnen. Diese galten u.a. im Hinblick auf die Bodenprofile und die gesättigte Wasserleitfähigkeit der Torfe.

Die Exaktversuche hatten zum Ziel, auf einem Hoch- und einem Niedermoorstandort die Auswirkungen von wasserregulierenden Maßnahmen in Kombination mit unterschiedlichen Varianten der Grünlandnarbenerneuerung auf die Treibhausgasemissionen und auf die Bewirtschaftung zu untersuchen. Betrachtet wurden die Varianten Unterflurbewässerung und Grabeneinstau, beides mit Wasserzufuhr im Sommerhalbjahr, im Vergleich zur unvernässten Kontrollfläche.

Das LBEG war hier für die bodenhydrologischen Aspekte zuständig und plante das Design der Bewässerungsvarianten (Grabeneinstau, Unterflurbewässerung und Kontrolle) für die

Exaktversuche im Ipweger und Hammelwarder Moor, entwickelte die Wehre (Stauwehre, Endwehre, Messwehre) und war am Aufbau und der Versuchsbegleitung beteiligt. Zur Gewährleistung der jeweils nötigen Wasserstände wählte das LBEG solarbetriebene Pumpensysteme, die erstmalig im April 2017 eingebaut worden sind.

Für die Bearbeitung eingestellt wurde vom 13.09.2016 bis 30.06.2019 Herr Dr. Merten Minke im LBEG (Boden und Wasserhaushalt, Datenerhebung und – Analyse, Fachberatung, wissenschaftliche und Ingenieurtätigkeit). Ab 07.10.2019 übernahm Frau Ann Christin Sieber im LBEG die Nachfolge von Herrn Dr. Minke.

6.2 Material und Methoden

Vorräte an organischem Kohlenstoff und an Nährstoffen sind wichtige Steuerfaktoren der Treibhausgasemissionen, und auch die bodenphysikalischen Eigenschaften haben einen großen Einfluss, indem sie die Grundwasserflurabstände beeinflussen. Um die flächenhafte Ableitung der THG-Emissionen des Pumpgebiets 1 im Hammelwarder Moor vorzubereiten, wurde daher eine Bodenkartierung durchgeführt und Bodenproben zur Bestimmung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N) und an zwei Profilen (rote Dreiecke in Abbildung 31 sowie in Anhang 4 und Anhang 5 zu sehen) auch Stechzylinder zur Untersuchung der bodenphysikalischen Eigenschaften genommen (Abbildung 31).

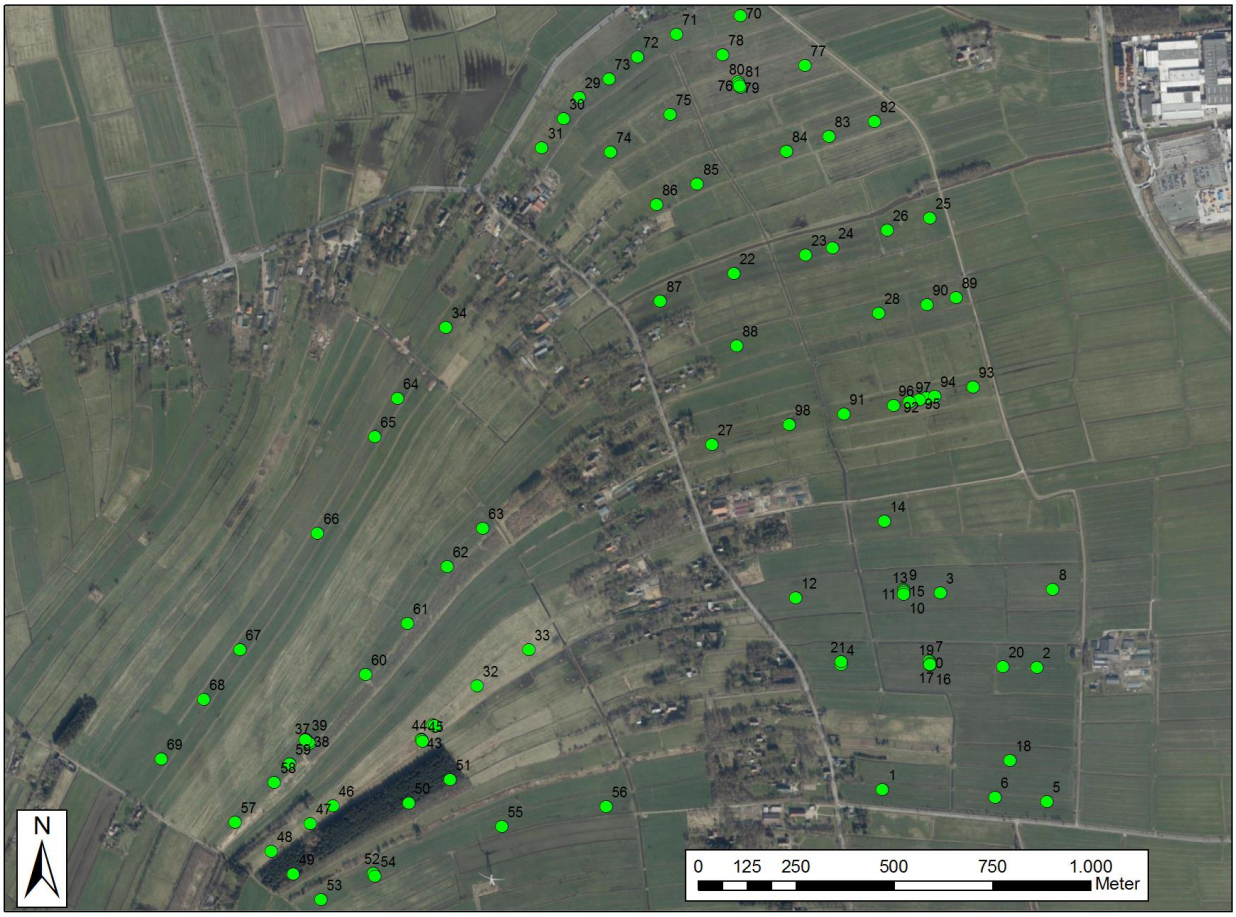


Abbildung 31 Bohrpunkte und Bodenprofile im Pumpgebiet 1, Punkte der Bodenkartierung sind grün dargestellt, die beiden Profile in Rot stellen die in Anhang 4 dargestellten intensiv beprobten Profile Nr. 41994 und 41995 dar

Als Kartengrundlage diente die Karte der Bodenschätzung aus dem Jahr 1936, die Angaben zur Kleiüberdeckung geliefert hat. Anhand der Bodenanalysen der einzelnen Bohrpunkte sollte diese Schätzung aktualisiert und verbessert werden, sodass sich validierte Aussagen zur Treibhausgasemission für die einzelnen Schläge des Pumpgebiets treffen ließen.

Als wichtige Grundlage für die Einschätzung der Treibhausgasemissionen aus dem Pumpgebiet 1 wurden flächenhaft Moorwasserstände benötigt. Diese wurden anhand der punktuell gemessenen Grabenwasser- und Moorbodenwasserstände, hydraulischen Bodeneigenschaften und klimatischen Parametern modelliert und an gemessenen Grundwasserflurabständen validiert.

Darüber hinaus sind die hydrophysikalischen Eigenschaften der Kleiauflagen, Torfschichten und darunterliegenden Sedimente entscheidend für die Steuerung der Moorwasserstände durch Gräben, Niederschlag und Verdunstung. Diese Eigenschaften unterscheiden sich zwischen, aber auch innerhalb der Horizonte und hängen von der Bodenart und von Art und Zersetzungsgrad der Torfe ab.

Um genauere Aussagen für das Hammelwarder Moor treffen zu können, wurden zu verschiedenen Zeitpunkten diverse Proben genommen.

Im April 2017 wurden im Feld mit der Bohrlochmethode K_f-Werte für mittel bis stark zersetzte Seggentorfe bestimmt. Eine am 04.10.2017 mit der BGR und dem GLZ durchgeführte Entnahme von Stechzylindern zur Laborbestimmung von K_f- und K_u-Werten und pF-Kurven konnte nur den obersten Horizont eines Profils im Norden des Pumpgebiets erfassen, weil die Bodengrube aufgrund der niederschlagsbedingt sehr hohen Moorwasserstände schnell voll Wasser lief.

Von Juni bis September 2018 beschrieben Dr. Merten Minke (LBEG) und Lena Kahne (GLZ) 92 Bodenprofile und nahmen 436 Bodenproben, von denen 200 auf die Gehalte an C_{org} und N_t und 40 auf Korngrößenverteilung untersucht wurden. Die Profile waren so über das Pumpgebiet verteilt, dass sie die räumliche Varianz der Bodeneigenschaften sowohl großräumig, insbesondere den Ost-West Gradient der Kleiauflage, als auch kleinräumig, vom Graben zur Flächenmitte widerspiegeln (Abbildung 42). Die Profilansprache erfolgte mit dem Gutsbohrer bis in 2 m Tiefe nach der Niedersächsischen Kartieranleitung Boden, basierend auf KA4 und KA5 (AD-HOC AG BODEN 2005). Dabei wurden u.a. bodenkundliche Horizonte, Boden- und Torfarten, Beimengungen und der Humifizierungsgrad der Torfe nach VON POST ermittelt.

Zusätzlich legten Sven Evertsbusch und Dr. Merten Minke (beide LBEG) im September 2018 zwei Bodenprofile an und entnahmen ungestörte Proben mit Stechzylindern, deren physikalische Eigenschaften in der BGR durch Axel Lamparter untersucht wurden. Insgesamt wurden aus zweimal vier Horizonten 224 Stechzylinderproben genommen; pro Horizont 12 horizontale 250 ml zur Bestimmung von K_f, 8 vertikale 250 ml für K_u, 6 vertikale 100 ml für pF und 2 vertikale 250 ml für Schrumpfungsmessungen.

Vorbereitend für die Modellierung der CO_2-Emissionen wurde im Jahr 2019 eine Ausweisung der landwirtschaftlich genutzten Flächen durchgeführt. Als Grundlage dienten dabei von der LWK im Jahr 2018 erhobenen Daten zur Landnutzung.

Auf den Exaktversuchen wurde an 7 Terminen während der gesamten Projektlaufzeit die Geländeoberfläche mit einem Trimble R8s GNSS System vermessen, um mögliche Auswirkungen der Wasserführung auf die Veränderung der Geländeoberkante feststellen zu können.

Außerdem wurden für Aussagen zum Maß der Befahrbarkeit auf den Exaktversuchsflächen die Eindringwiderstände mit einem Penetrologger der Firma Eijkelkamp (Hardwareversion 6.0) zeitgleich zu allen Bewirtschaftungsmaßnahmen von Dr. Merten Minke und Peter Gatersleben (LWK) gemessen, um Informationen zu den aktuellen Standorteigenschaften hinsichtlich der Grünlandneuerungsvarianten zu bekommen. Diese Messungen erfolgten mit einem 3,33 cm^2 Konus im Hammelwarder Moor sowie einem 5 cm^2 Konus im Ipweger Moor. Pro Ernteparzelle wurden zwei Messungen durchgeführt. Bei sechs Parzellen pro Ansaatvariante ergaben sich daraus 12 Messungen.

6.3 Ergebnisse/Sachstand und Diskussion

6.3.1 Pumpgebiet

6.3.1.1 Landnutzung

Für das Pumpgebiet wurde eine Ausweisung der Flächennutzung der landwirtschaftlich genutzten Fläche anhand der im Jahr 2018 durch die LWK erhobenen Daten durchgeführt (Abbildung 32). Das gesamte Pumpgebiet mit einer Fläche von ca. 279 ha wurde in vier Nutzungsklassen unterschieden. 83 % der Fläche entfielen auf intensiv genutztes Grünland, 6 % auf extensiv genutztes Grünland. Wälder und Gebüsche sowie Dauerkulturen verteilten sich auf 8 % der Fläche. Die durch landwirtschaftliche Betriebe und Wohngebäude versiegelte Fläche machte einen Anteil von 3 % aus.

Die weitere Betrachtung im Pumpgebiet bezog sich nur noch auf Flächen intensiven Grünlands.

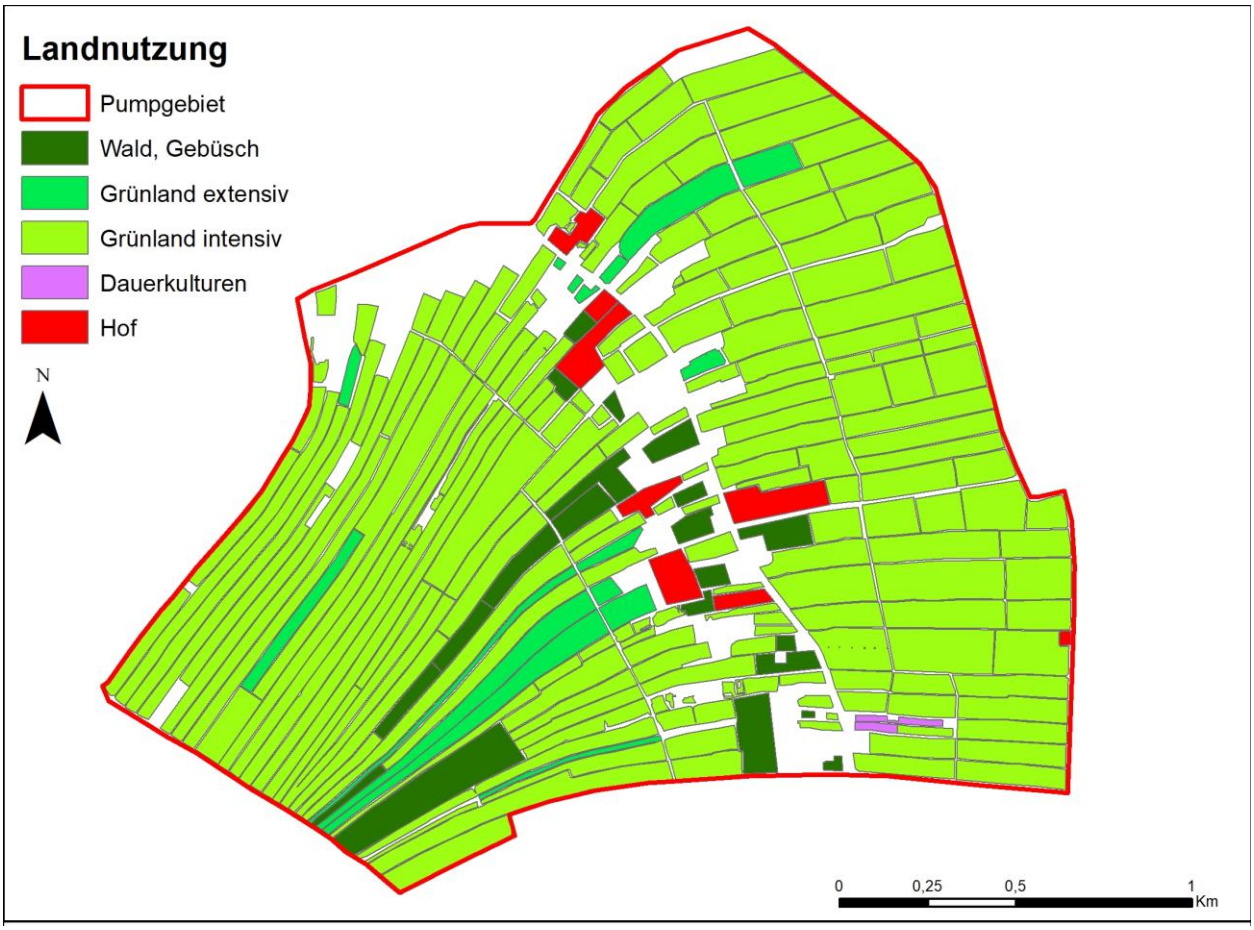


Abbildung 32 Landwirtschaftliche Flächennutzung im Pumpgebiet (Datengrundlage: Bewirtschaftungsdaten der Landwirt:innen auf Schlagebene, LWK 2018)

6.3.1.2 Boden

Bodenkarte

Anhand der Bodenprofile und der Auswertung der Proben im Labor konnte die Bodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzung (BS5) erstellt werden (Abbildung 33). Dabei befanden sich die größten Torfmächtigkeiten im Zentrum des Untersuchungsgebiets (HNv5). Hier wurde bei den Probenahmen keine Kleinauflage gefunden, bzw. vorhandene mineralische Deckschichten wurden wegen hoher Gehalten an organischer Substanz von mehr als 30 % definitionsgemäß den Torfen zugeordnet. Im Nordwesten befand sich eine sehr flache Kleimarsch über Niedermoor und ging mit ansteigendem Gelände in den Mineralboden über. Im Osten befand sich tiefes Niedermoor mit Kleiauflagen von 0,2–0,4 m. Nach Südwesten hin ging das Moor in einen Moorgley (MN/HN2) über. Hier befanden sich Kleidecken von 0,1–0,2 m über geringmächtigen Torfen. Für reine Marschböden (MN3 = mittlere Kleimarsch) wurde im Folgenden keine Bewertung der Treibhausgasemissionen vorgenommen, da sie nicht unter die Definition der kohlenstoffreichen Böden fallen.

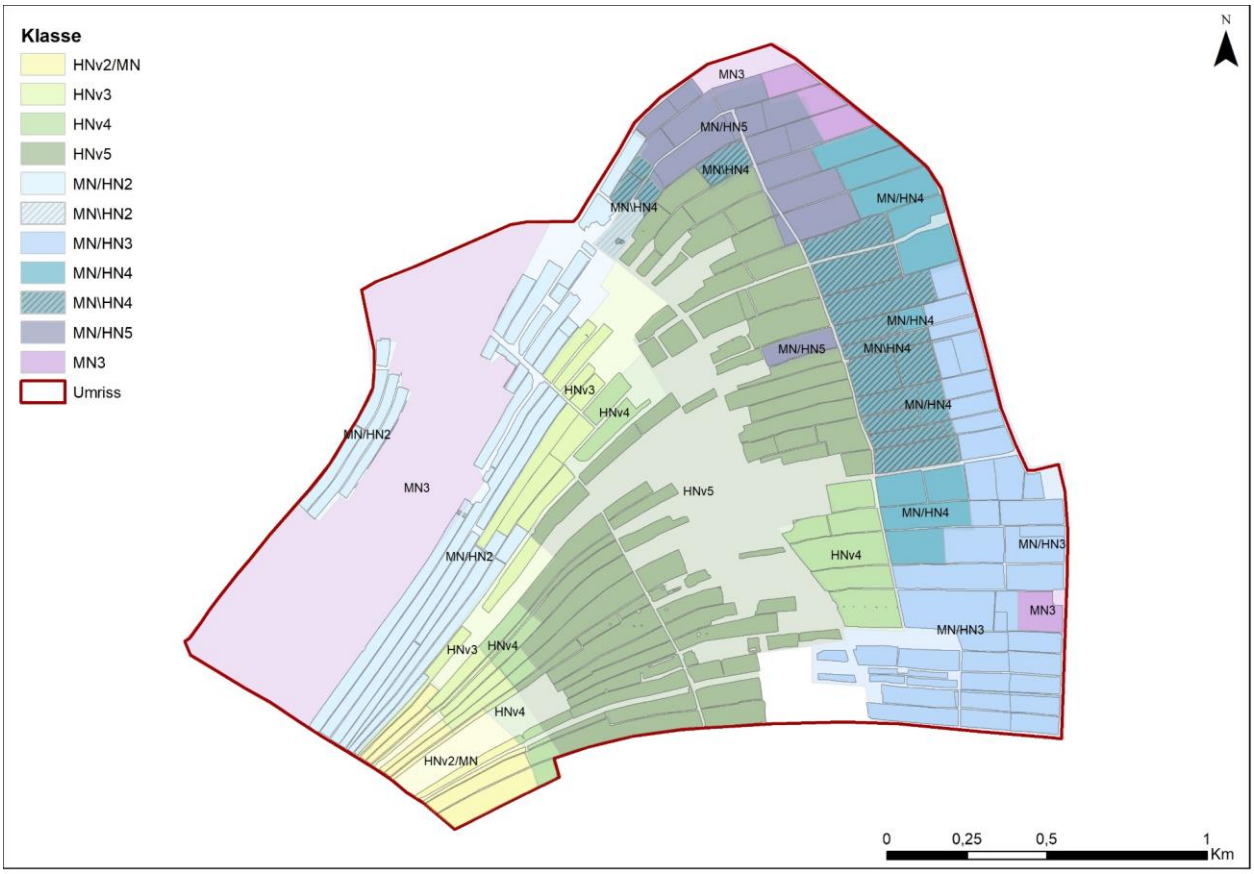


Abbildung 33 Bodenkarte für das Pumpgebiet1. Erstellt nach Auswertung aller Bodenprofile und Laboranalysen der Bodenproben. (Datengrundlage BS5)

Bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen im Labor an ausgewählten Profilen

Der Oberbodenhorizont wurde im Gelände als mineralischer Horizont angesprochen. Bei der Analyse zeigte sich allerdings, dass er mit 22,2 bzw. 25,2 % C_{org} (38,2 bzw. 43,3 % organische Substanz bei einem Umrechnungsfaktor von 1,72) in die Definition der Torfhorizonte gefallen ist (> 30 % organische Substanz). Dieses Phänomen war typisch für weite Bereiche des Hammelwarder Moores. Das C_{org}/N_t-Verhältnis lag im Oberboden bei ca. 15-17 und pendelte sich unterhalb einer Tiefe von 0,2 m Tiefe auf 24 bis 28 ein. Die Torfe enthielten erhebliche Mengen an Gesamtschwefel. Dies führte unter anderem bei der Umlagerung von Material infolge von Oxidation an der Luft zu starken Versauerungsschüben durch Schwefeloxidation und Säurebildung (Tabelle 3).

Tabelle 3 C_{org}-, N_t- und S_t-Gehalt der bodenphysikalisch untersuchten Profile aus dem Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor

Profil-Nr. 41994	**C_{org}**	**N_t**	**C_{org}/N_t**	**S_t**
Horizont	**%**	**%**	**-**	**%**
Hv (Go-Ah[7]) (0 - 11 cm)	22,2	1,53	14,5	0,38

[7]Bei Geländekartierung als mineralischer Horizont mit Go-Ah angesprochen, ergab sich nach Laboranalyse aufgrund eines C_{org}-Gehaltes über 17,4 % eine Ansprache als organischer Horizont mit Hv.

Hv (11 - 22 cm)	29,2	1,46	20,0	0,93
Hw (22 - 43 cm)	35,5	1,45	24,5	1,79
Hw-Hr (43 - 70 cm)	34,6	1,25	27,7	3,84
Hr (70 - 130 cm)	34,9	1,44	24,2	4,20

Profil-Nr. 41995	**C_{org}**	**N_t**	**C_{org}/N_t**	**S_t**
Horizont	**%**	**%**	**-**	**%**
Hv (Go-Ah) (0 - 15 cm)	25,2	1,49	16,9	0,39
Hv (15 – 22 cm)	29,2	1,49	19,6	0,84
Hw (22 - 45 cm)	38,7	1,61	24,0	2,23
Hw-Hr (45 - 60 cm)	23,0	0,92	25,0	3,57
Hr (60 - 160 cm)	25,0	0,99	25,3	5,16

Die im Labor gemessenen gesättigten Wasserleitfähigkeiten erreichten in den Torfen Werte zwischen 0,8 m und 2,90 m am Tag, teilweise mit hohen Streuungen. Die Gesamtporenvolumina waren im Oberboden geringer als im Unterboden, was auf die Verdichtung infolge Vererdung hingewiesen hat. Damit nahm vor allem die Luftkapazität ab (Differenz zwischen Porenvolumen bei GPV und pF 1,8) und der Anteil schwerer verfügbaren Wassers (Wassergehalt zwischen pF 3,0 und pF 4,2) nahm zu (Tabelle 4).

Tabelle 4 Gesättigte Wasserleitfähigkeit, Gesamtporenvolumen, pF-Charakteristik und Trockenrohdichte der Proben aus dem Pumpgebiet 1 im Hammelwarder Moor

41994	**kf_{10}**	**GPV**	**pF1,5**	**pF1,8**	**pF2,0**	**pF2,5**	**pF3,0**	**TRD**
Horizont	**cm/d**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**kg/dm³**
HV (Go-Ah)								0,64
Hv	135 (13-1360)	*78,8*	76,4	72,3	70,7	66,7	62,5	0,40
Hw	290 (207-408)	90,2	77,3	70,2	67,3	59,3	49,3	0,17
Hw-Hr	177 (81-389)	92,9	68,1	58,2	52,0	44,7	38,6	0,13
41995	**kf10**	**GPV**	**pF1,5**	**pF1,8**	**pF2,0**	**pF2,5**	**pF3,0**	**TRD**
Horizont	**cm/d**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**Vol%**	**kg/dm³**
Hv (Go-Ah)	462 (82-2598)	52,0						0,95
Hw	117 (15-903)	*78,7*	85,2	79,2	76,0	66,6	58,0	0,36
Hw-Hr	83 (52-133)	92,1	79,1	72,2	65,7	56,3	45,5	0,16
Hr	186 (32-1090)	93,5	77,5	65,5	56,4	44,6	37,2	0,13

kf_{10} auf 10°C korrigierte gesättigte Wasserleitfähigkeit, Geomittel sowie Standardabweichung aus n = 12, GPV = Gesamtporenvolumen berechnet, wobei die Festsubstanzdichte aus dem C_{org}- bzw. Aschegehalt abgeleitet wurde – dadurch im Vergleich zu den pF-Werten teilweise unplausible GPV, pF (Mittelwert aus n = 6): volumetrische Wassergehalte bei angegebener Saugspannung (log10(hPa)), TRD = Trockenrohdichte. Es wurden nicht aus allen Horizonten Stechzylinderproben gewonnen.

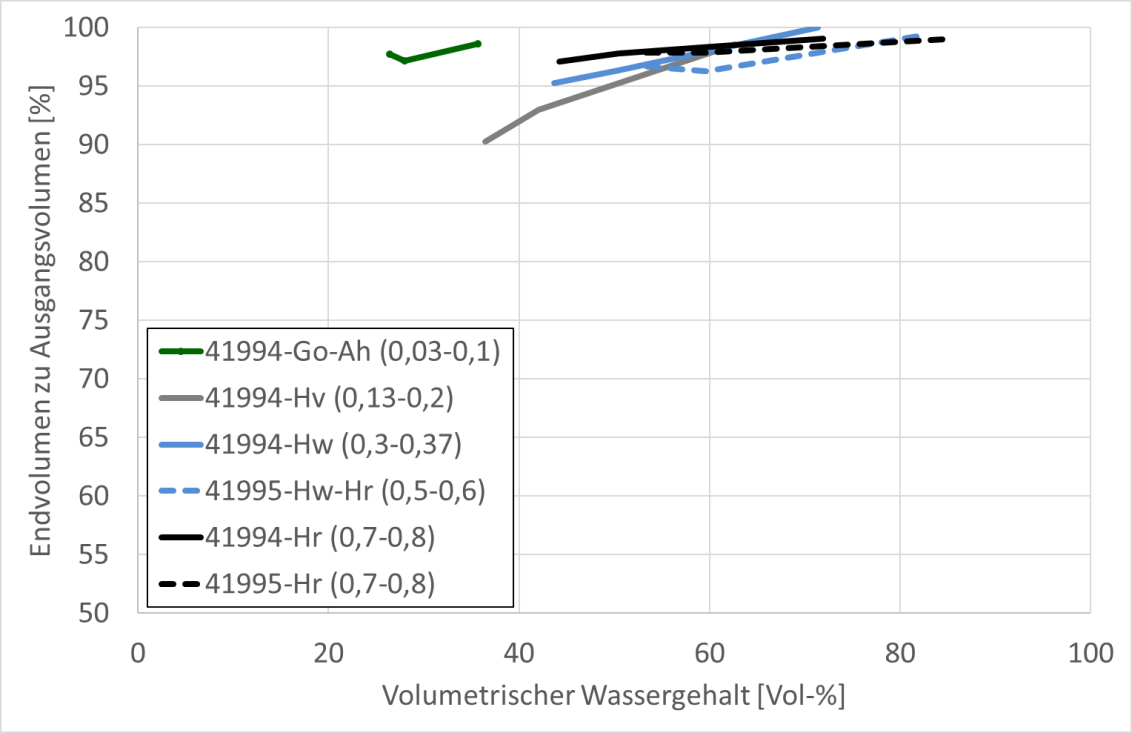


Abbildung 34 Schrumpfung der torfdominierten Stechzylinderproben. Durchgezogene Linien = Profil 41994, gestrichelte Linien = Profil 41995

An Stechzylinderproben wurde zudem die wassergehaltsabhängige Schrumpfung ermittelt. An dem Horizont mit den höchsten Anteilen an Klei (Go-Ah) wurde die geringste Schrumpfung, selbst bei niedrigen Wassergehalten gemessen (Abbildung 34).

Die Torf-Proben aus den Hw- und Hr-Horizonten wiesen bei Wassergehalten von über 40 Vol-% relativ geringe Schrumpfungswerte von maximal 5 % auf. Die Torfe wiesen Zersetzungsgrade nach VON POST von 5 bis 6 auf und galten damit als mittelmäßig zersetzt. Der Hv-Horizont, mit einem Zersetzungsgrad von 9 (sehr stark zersetzt) wies dagegen höhere Schrumpfungswerte, von bis zu 10 % auf.

K_f-Werte im Gelände

Im Oktober 2016 und im April 2017 wurden im Feld mit der Bohrlochmethode K_f-Werte für mittel bis stark zersetzte Seggentorfe bestimmt (Tabelle 5, Tabelle 6). Die gesättigten Leitfähigkeiten waren im Frühjahr gering bis mäßig, während im Herbst 2016 nur sehr schwache Leitfähigkeiten gemessen wurden. Bei den tieferen Wasserständen im Herbst machte sich die geringere gesättigte Wasserleitfähigkeit der liegenden stärker zersetzen Niedermoortorfe sowie der tonig-schluffigen Kleihorizonte stärker bemerkbar.

Die im Feld gemessenen Werte für die gesättigte Wasserleitfähigkeit lagen um den Faktor 30 bis 50 unter den im Labor gemessenen Werten, wobei im Labor erhebliche Streuungen der Messwerte zu beobachten waren.

Tabelle 5 Gesättigte Leitfähigkeiten im Pumpgebiet 1, gemessen mit der Bohrlochmethode im Herbst 2016

Standort	Datum	Bodentyp	Profile (n)	Wasserstand (cm u. GOK)	K_f (cm pro Tag MW ± SD	Gemessener Horizont	Gemessene Bodenart
Haye-Wiese	15.10.2016	MN/HNv4	5	87 ± 19	3,7 ± 1,3	Hr/Gr	Hnc, dsm(Hnp) (H6), Tu4
Holth.-Wiese	15.10.2016	MN/HNv4	6	97 ± 8	6,5 ± 6,9	Hr	Hnc, dsm(Hnp) (H6)

Tabelle 6 Gesättigte Leitfähigkeiten im Pumpgebiet 1, gemessen mit der Bohrlochmethode im Frühjahr 2017

Standort	Datum	Bodentyp	Profile (n)	Wasserstand (cm u. GOK)	K_f (cm pro Tag) MW ± SD	Gemessener Horizont	Gemessene Bodenart
Haye-Wiese	06.04.2017	MN/HNv4	3	44 ± 8	82,5 ± 35,9	Hw	Hnc, dsm (Hnp) (H6–H7)
Holth.-Wiese	31.03.2017	MN/HNv4	3	42 ± 3	19,0 ± 15,7	Hr	Hnc, dsm(Hnp) (H5)
Punke-Wiese	05.04.2017	MN/HNv4	3	40 ± 3	72,3 ± 25,8	Hr	Hnc, dsm(Hnp, Hnl) (H5)

Kleiauflage und Gehalte an organischem Kohlenstoff im Oberboden

Für 72 Standorte im Pumpgebiet (Abbildung 31) wurden die Kleimächtigkeiten sowie die im Labor ermittelten durchschnittlichen C_{org}-Werte statistisch ausgewertet (Abbildung 35). Daraus ergab sich ein starker Zusammenhang zwischen beiden Parametern. Je geringer die Kleidecke, desto höher war der darin enthaltene C_{org}. Allerdings nahm ab einer Höhe von 0,35 m der darin enthaltene Kohlenstoff nicht weiter ab und verblieb zwischen 5 und 7 Gew.-%. Der T-Test ergab ein sehr signifikantes Ergebnis für die Steigung ($t(71) = 3{,}91$, $p < 0{,}001$).

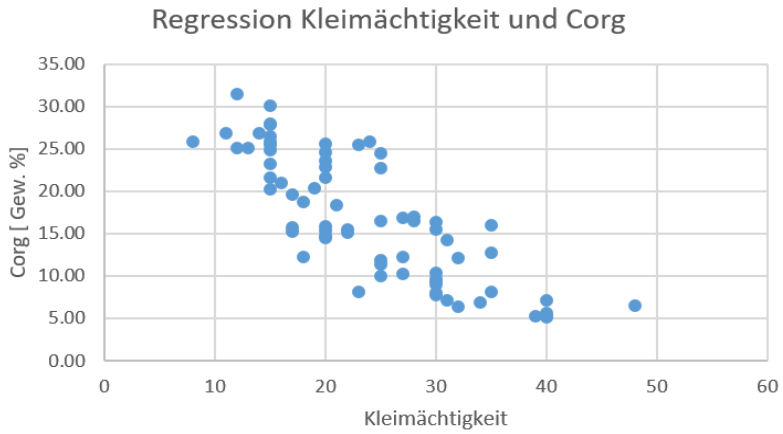


Abbildung 35 Regressionsgleichung von Kleimächtigkeit und C_{org} (Gew.-%) (n = 72)

Im Pumpgebiet genommene Bodenproben wurden, soweit die Fingerproben auf einen nennenswerten Mineralanteil schließen ließen, auf ihre Korngrößenbestandteile untersucht und zeigen im Go-Ah sowie im Go Kleiauflagen mit einem hohen Anteil der Ton- und Schlufffraktion. Gemäß Korngrößendreieck handelt es sich dabei vor allem um schwache Lehmtone, mittlere Schlufftone und Ton- sowie Lehmschluffe (Abbildung 36, Wertetabelle im Anhang 3).

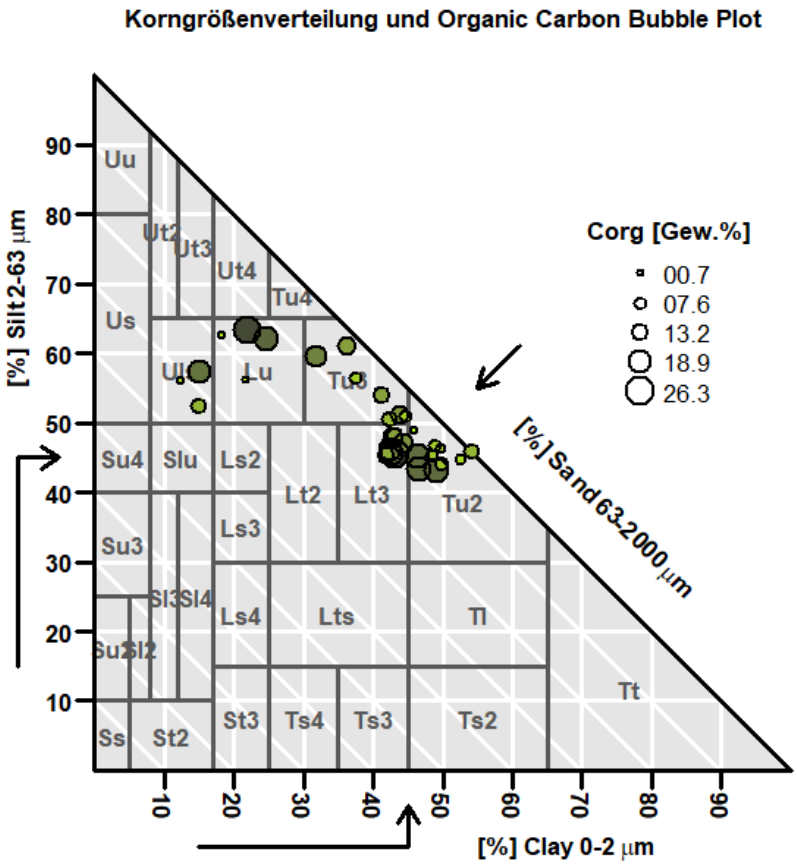


Abbildung 36 Korngrößendreieck als Bubble Plot mit C_{org} Verteilung der untersuchten Proben (Erstellt mit R-Studio (R CORE TEAM 2019): Soil Texture Wizard; MOEYS 2018)

Veränderung der Geländeoberkante

Das Hammelwarder Moor ist eine seit Jahrhunderten genutzte Marsch- und Moorlandschaft, durchzogen von einem dichten Netz aus Gräben und Grüppen, die hauptsächlich in West-Ost Richtung verlaufen und über Siele und Quergräben verbunden sind. Im Osten, Norden und Westen ist das Pumpgebiet 1 durch Deiche von benachbarten Pumpgebieten getrennt. Im Süden verläuft die Grenze zum Pumpgebiet 2 teilweise auch als Deich, ist im westlichen Bereich aber nur durch ein Wehr im Siel und dem Verlauf der davon abgehenden Gräben gegeben. Die langjährige Entwässerung der organischen Böden hat dazu geführt, dass das Pumpgebiet 1 und das südlich angrenzende Pumpgebiet 2 heute etwa einen Meter unter dem Meeresspiegel liegen (Abbildung 32 in Unterkapitel 6.3.1.1 Landnutzung). Allein in den letzten drei bis vier Jahrzehnten ist die Oberfläche im Pumpgebiet 1 um 0,1 bis 0,6 m gesackt (Abbildung 37). Das entspricht fast einem Zentimeter pro Jahr. Wird diese Tendenz fortgesetzt, so bedeutet das weitere Sackung, hohe Treibhausgasemissionen, einen immer höheren Unterschied zum Wasserstand der Weser und damit steigende Förderhöhen und damit größerer Energieaufwand für das Pumpwerk, sowie höhere Grundwasserdrücke.

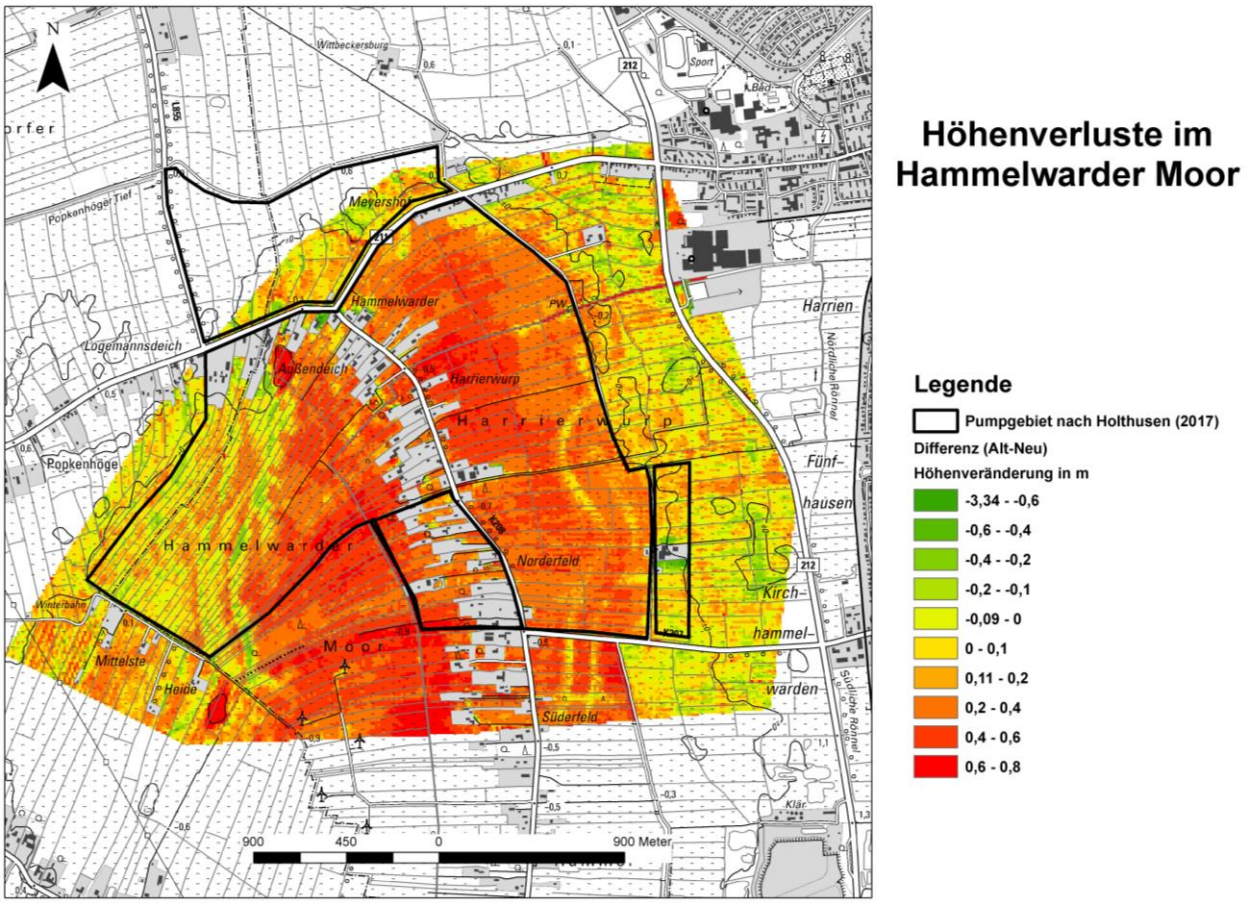


Abbildung 37 Höhenverluste im Hammelwarder Moor, berechnet durch Vergleich des aktuellen DGM1 (Befliegung 2015) mit dem vermutlich 30-40 Jahre alten DGM5

6.3.1.3 Wassermanagement

Die Wasserzufuhr erfolgte über Niederschlag, aufsteigendes Grundwasser und durch stellenweise im östlichen Deich eingebrachte Verbindungsrohre, die Wasserabfuhr durch Verdunstung und die Pumpstation.

Der Verlauf der Wasserstände zeigte im Jahr 2017 am Grabenpegel Pump1_P06 (nahe der Pumpstation), dass das Pumpwerk bei einem Wasserstand von etwa −1,85 m NN eingeschaltet wurde und den Siel bis auf einen Wasserstand von etwa −2,15 m NN abpumpte (Abbildung 1 in der Versuchsbeschreibung). Das Wasser aus den weiter entfernten Bereichen des Siels und aus den Seitengräben lief entsprechend nach. Man sieht an der Ganglinie von Pump1_P06, dass in Abständen von ein bis drei Tagen gepumpt wurde und der Wasserstand dann immer wieder allmählich anstieg, bis wieder gepumpt wurde. Je besser die Gräben mit dem Siel an der Pumpstation verbunden waren, desto schneller reagierten ihre Wasserstände auf das Pumpen. Im Juli 2017 musste häufiger gepumpt werden als im August, was durch höhere Niederschläge bedingt war. Der Grabenpegel Pump1_P05 befand sich im Siel oberhalb der Pumpstation, außerhalb des Pumpgebiets 1 („Außenpegel“). Anhand der Peaks in der Ganglinie dieses Pegels war erkennbar, wann Wasser aus dem Pumpgebiet 1 herausgepumpt wurde. Der Unterschied zwischen den Grabenwasserständen an Pump1_P06 und Pump1_P05 betrug ca. 1,5 m. Dies entsprach dem Höhenunterschied, um den das Pumpwerk das Wasser bewegen musste.

Neben dem Einfluss der Gräben auf die Moorbodenwasserstände bewirkten auch Niederschlagsereignisse starke Anstiege der Wasserstände in den Flächen, die danach langsam, über ein bis zwei Wochen wieder auf ihr früheres Niveau sanken. Erklärt werden konnte diese träge Reaktion durch die geringen gesättigten Wasserleitfähigkeiten der Böden.

Pegelgebiete

Anhand eines multiplen Vergleichs der Wasserstandsverläufe ließen sich für das Jahr 2018 ähnliche Grabenpegel ausweisen und somit Pegelgebiete abgrenzen (Abbildung 38). Jedes dieser „Pegelgebiete“ ließ sich durch ein bis zwei Grabenpegel beschreiben (Abbildung 39).

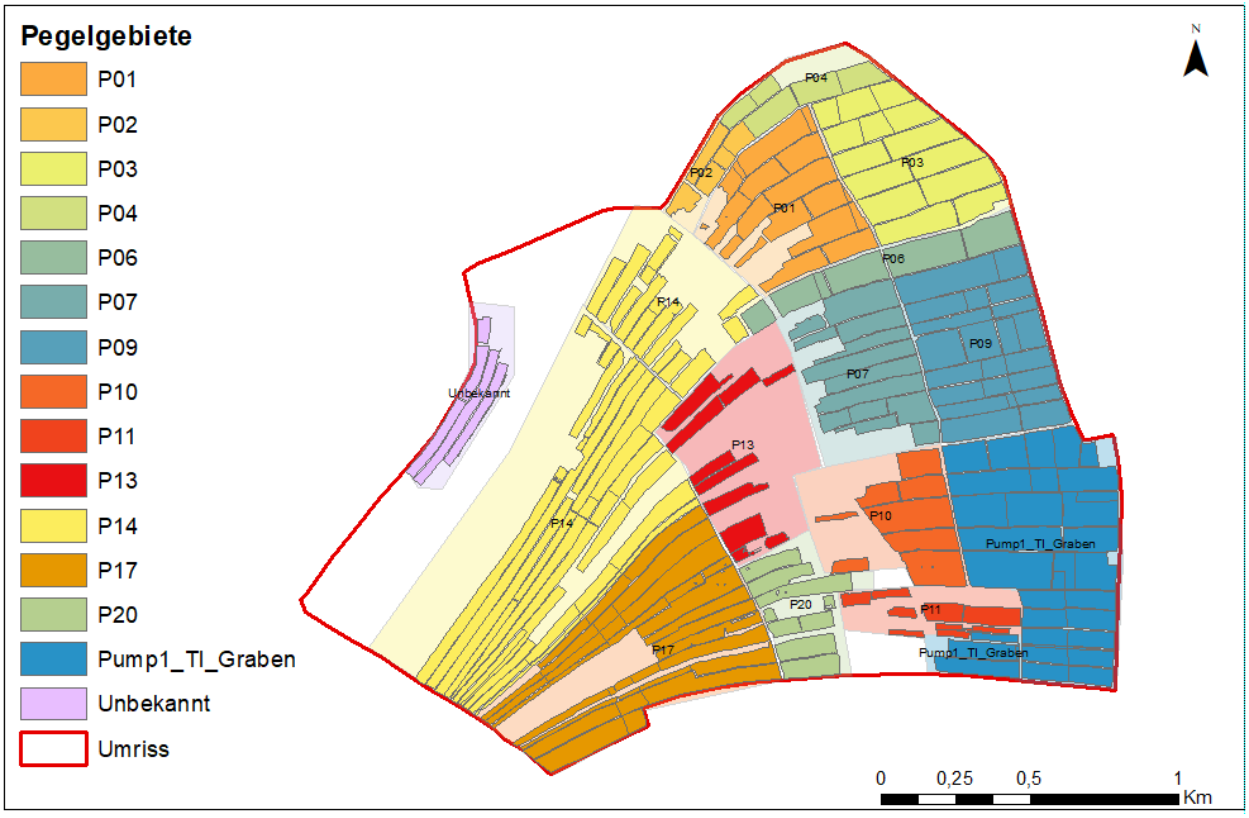


Abbildung 38 Pegelgebiete innerhalb des Pumpgebiets mit Zugehörigkeit zu den Grabenwasserpegeln

Anhand der verschiedenen Flächen- und Grabenpegel waren deutliche räumliche Unterschiede in dem jährlichen Verlauf der Wasserführung der Gräben als auch im Jahresgang der Moorbodenwasserstände erkennbar. Die Standorte der Pegel sind in Abbildung 11 im Kapitel 3 Versuchsaufbau dargestellt. Die Gräben im Südwesten des Pumpgebiets (F09, F07, F08) zeigten dabei ein Absinken der Grabenstände in den Sommermonaten, wohingegen die Gräben des restlichen Untersuchungsgebiets zu dieser Zeit die höchsten jährlichen Grabenwasserstände aufweisen. Die Moorbodenwasserstände verliefen in den Wintermonaten gegenläufig, sie stiegen zu dieser Zeit an und fielen dann mit Beginn des Frühjahrs deutlich unter die Grabenwasserstände. Im Herbst stieg der Moorbodenwasserstand dann wieder an und überschritt die Wasserstände der Gräben. Der Südwesten des Pumpgebiets zeigte aufgrund der niedrigen Grabensteuerung in den Sommermonaten einen parallelen Verlauf der Graben- und Moorbodenwasserstände.

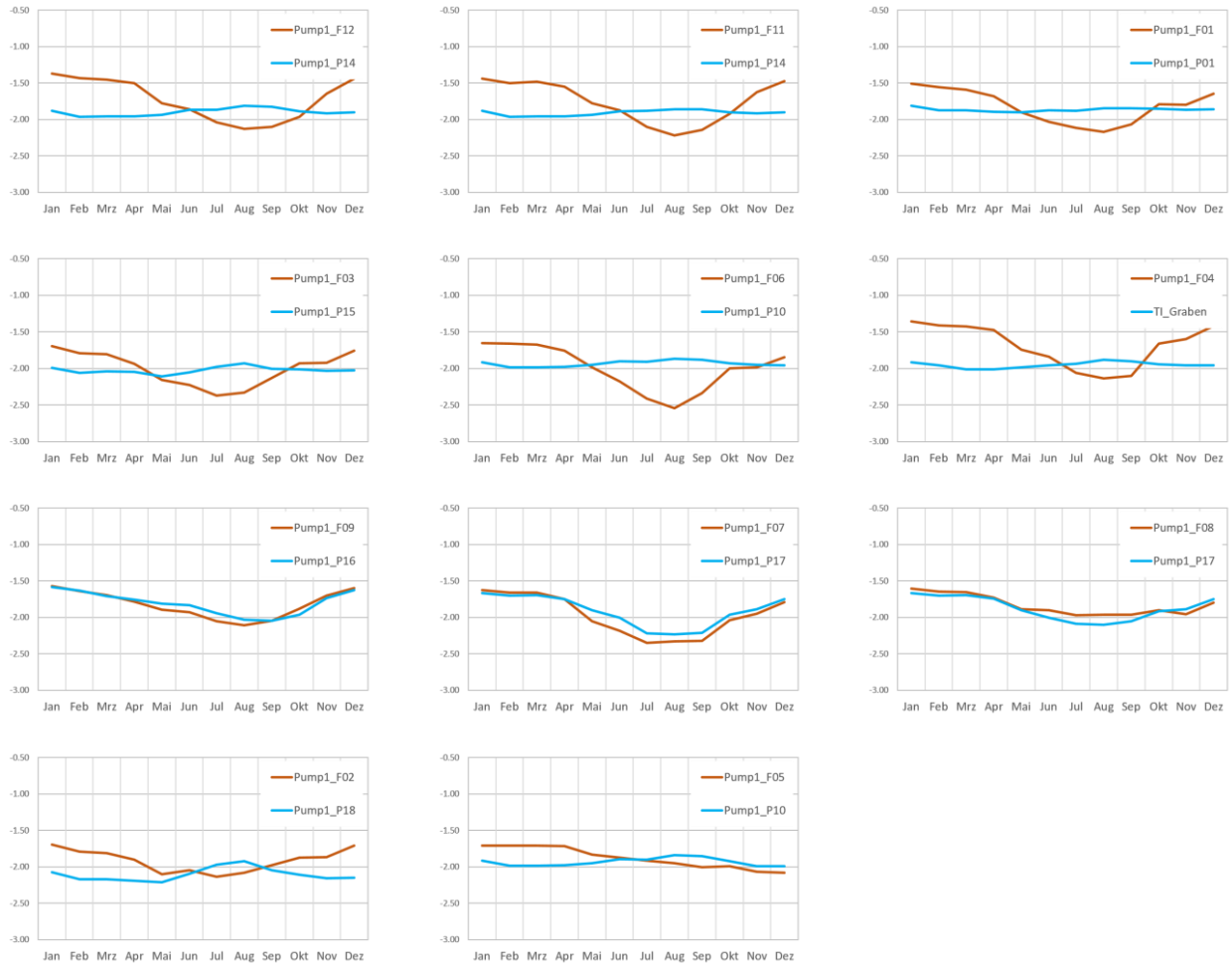


Abbildung 39 Jährlicher Verlauf der verschiedenen Grabenpegel und Moorbodenwasserstands-Messstellen (Monatswerte gemittelt über 2 Jahre in m ü. NN)

Die Abbildung 40 zeigt die jährlichen Grabenwasserstände in m ü. NN., die über die Monatswerte aus den Jahren 2017/2018/2019 gemittelt wurden. Besonders niedrige Grabenwasserstände wurden dabei im zentralen Bereich des Pumpgebiet 1 erreicht. Hier befanden sich die Gräben im Jahresmittel auf −2,22 m ü. NN. Im nördlichen Teil, in dem das Gelände anstieg, waren die höchsten Grabenwasserstände eingestellt (−1,43 m ü. NN). Die Gräben im Nordwesten des Untersuchungsgebiets wurden aufgrund des dortigen Mineralbodens hier nicht weiter betrachtet.

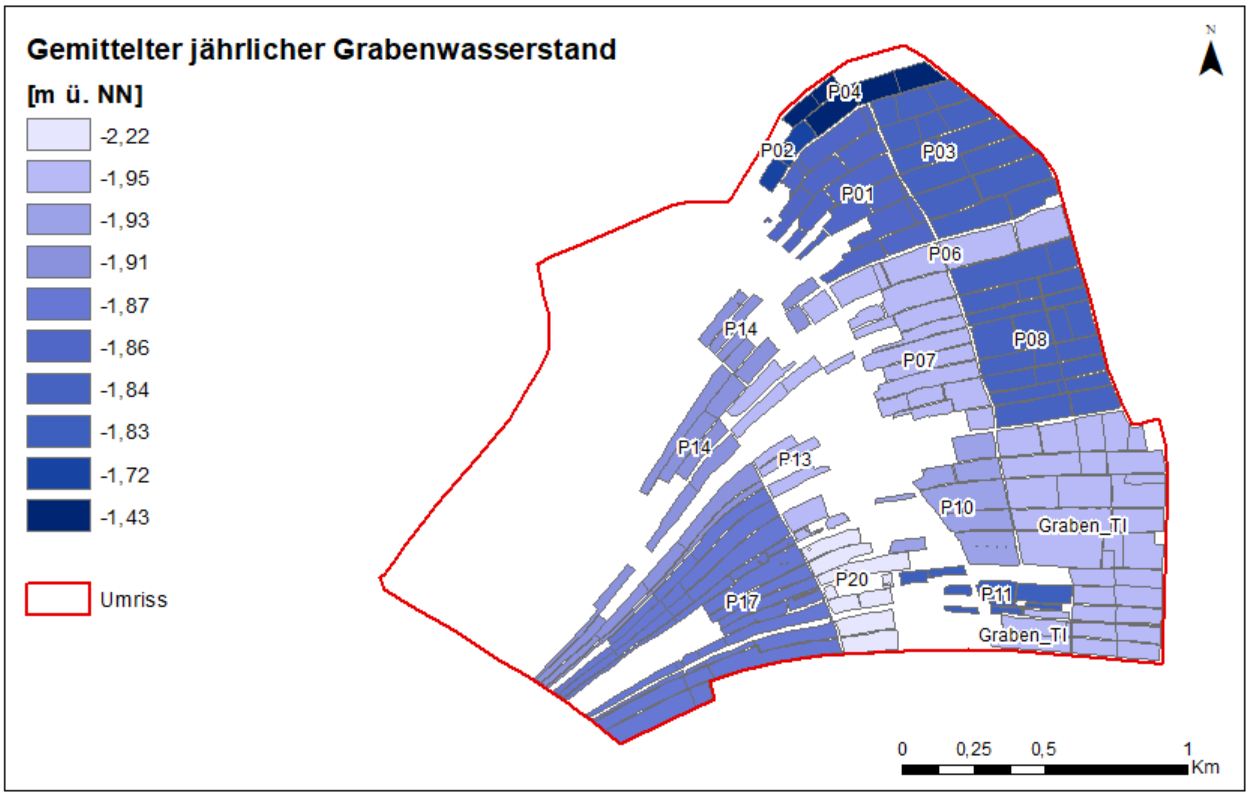


Abbildung 40 Gemittelte jährliche Grabenwasserstände im Pumpgebiet 1 für die Schläge auf organischen Böden innerhalb der Pegelgebiete (gemittelt aus den Monatswerten Jahre 2017–2019)

Einfluss des gespannten Grundwassers

Um den Einfluss des gespannten Grundwassers zu ermitteln, wurde eine piezometrische Grundwassermessstelle, die unterhalb der Torfschicht verfiltert ist, neben einer Moorbodenwasserstandsmessstelle verbaut (Abbildung 41). Die beiden Messstellen F05 und F06 lagen in direkter Nachbarschaft. Die Oberkanten der Pegelrohre beider Messstellen befanden sich ca. 0,2 m unterhalb der Geländeoberkante. Die Messstelle F05 war unterhalb des Torfkörpers verfiltert und zeigte die Höhe des gespannten Grundwassers an, wohingegen F06 im Torfkörper verfiltert war und den Moorbodenwasserstand anzeigte (Tabelle 7).

Tabelle 7 Aufbau der Messstellen für die Ermittlung des Einflusses des Grundwassers

Name	Aufbau der Messstelle	Art
Pump1_F05	Peilrohrverschlusskappe, 2 m Voll 0,5 m Filter PE-Stopfen	Grundwassermessstelle
Pump1_F06	Peilrohrverschlusskappe, 1 m Filter, 0,5 m Voll, PE-Stopfen	Moorbodenwasserstandsmessstelle

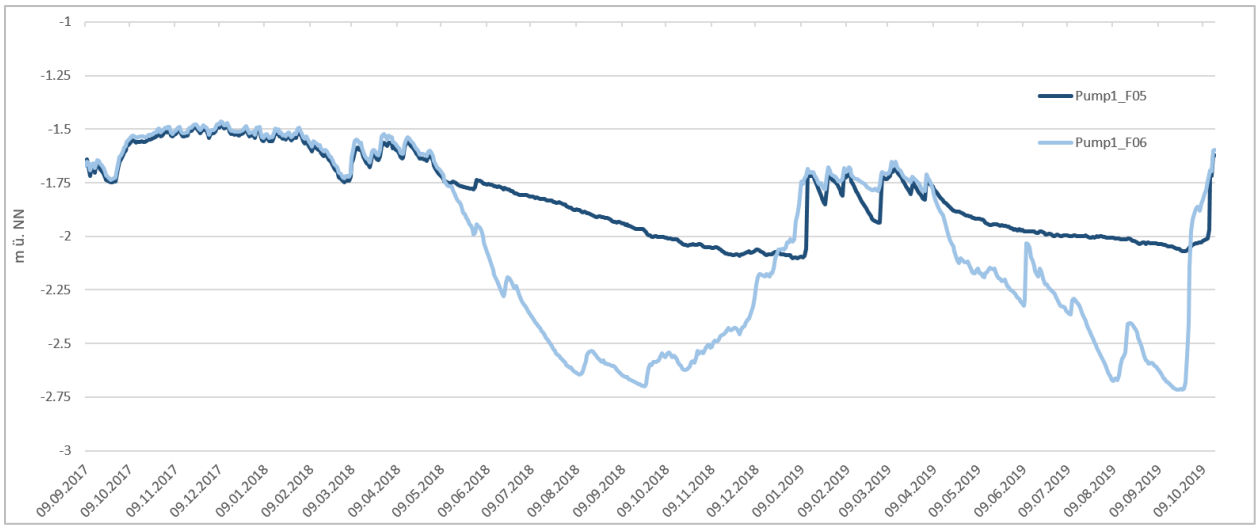


Abbildung 41 Einfluss des gespannten Grundwassers der piezometrischen Grundwassermessstelle (Pump1_F05) im Vergleich zu der benachbarten, im Torf verfilterten Moorbodenwasserstandsmessstelle (Pump1_F06)

Im nassen Herbst/Winter 2017 verliefen beide Messstellen noch parallel, hier stand der Moorbodenwasserstand oberflächennah an. Ab Mai 2018 sank der F06 auf −2,7 m ü NN ab, wohingegen der F05 kontinuierlich bis Januar 2019 um 0,4 m auf −2,10 m ü NN fiel. Die Messstelle F05 zeigte den hydrostatischen Druck und wies auf gespanntes Grundwasser hin.

In den Wintermonaten 2018/2019 verliefen beide Messstellen wieder ähnlich, wobei der P05 stärkere Schwankungen des Wasserstands insbesondere bei abfallenden Wasserständen, aufgewiesen hat. Im Sommer 2019 zeigte der F05 ein ähnliches Verhalten wie im Vorjahr, er fiel von −1,70 m ü. NN auf knapp unter −2 m ü. NN ab. Der Moorbodenwasserstand fiel bei der Messstelle F06 wie im Vorjahr auf bis zu −1,70 m ü. NN ab und begann im Oktober rasch zu steigen, wohingegen der F05 erst November stark anstiegen ist. Die Entkopplung der beiden Messstellen in den Sommermonaten 2018 und 2019 zeigten, dass ganzjährig ein Grundwasserzufluss im Liegenden bestand, infolge der geringen Wasserleitfähigkeit und der Verdunstung dieses Wasser aber nur unwesentlich in den Torfkörper eingedrungen war.

Der winterliche Moorbodenwasserstand im Winter 2018/2019 zeigte im Vergleich zum vorherigen Winter deutlich geringere Höhenangaben (m ü. NN). Da in beiden Jahren die Böden voll gesättigt waren und der Moorbodenwasserstand oberflächennah anstand, konnte dies ein Indiz für ein Absacken der Oberfläche um fast 20 cm innerhalb eines Jahres sein.

6.3.1.4 Modellierung von Moorbodenwasserständen und Treibhausgasemissionen

6.3.1.5 Szenario 0 – Modellierter IST-Zustand

Anhand des DGM1 und der Grabensysteme mit ihren mittleren jährlichen Grabenwasserständen wurden Flächenwasserstände für die einzelnen Schläge ermittelt, die mit einem Korrekturfaktor (ΔWS) für die zugrundeliegenden bodenphysikalischen Eigenschaften versehen worden sind. Dazu wurde wie folgt vorgegangen:

- Es wurden Jahresmittelwerte jeweils der Graben- und Moorwasserstände gebildet.

- Es wurde die Differenz zwischen den Graben- und Moorwasserständen an den paarweise angelegten Messstellen ermittelt (ΔWS = Moorwasserstand minus Grabenwasserstand).
- Aus den Profilansprachen an den Standorten der Moorwassermessstellen wurden die kumulierte Mächtigkeit von Kleilagen in 0–1 m Tiefe, die Torfmächtigkeit sowie die Tiefenlage der Torfunterkante entnommen und in einer multiplen linearen Regressionsrechnung mit der o.a. Differenz als abhängiger Größe korreliert. Es ergab sich folgender Zusammenhang: ΔWS [m] = −0,18 − 0,31 x Torfmächtigkeit [m] + 0,40 x Tiefe Torfunterkante [m] + 0,36 x Kleimächtigkeit [m] in 0–1m.
  Alle Regressionskoeffizienten waren von 0 verschieden (p = 0,001−0,04), das Bestimmheitsmaß betrug 0,8656, der Standardfehler 0,046 m.
- Den Standardprofilen aus der Moorkarte wurden über die standardisierten Torf- und Kleimächtigkeiten sowie die Lage der Torfkante (jeweils Mittelwerte der Klassen) folgende Differenzen zugeordnet (Tabelle 8)
- Die Moorwasserstände in m NN wurden für die Pegelgebiete in Abhängigkeit der Bodenprofiltypen durch Addition des mittleren Jahresgrabenwasserstandes und des ΔWS-Wertes ermittelt. Unter Berücksichtigung der mittleren Geländehöhe je Schlag wurden die Moorbodenwasserstände in m u. GOK errechnet.

Tabelle 8 Differenz zwischen mittlerem jährlichen Moor- und Grabenwasserstand (ΔWS)

Boden-profiltyp	**Torfmächtigkeit [m]**	**Torfunterkante [m u GOK)**	**Kleimächtigkeit in 1 m [m]****	**Delta WS [m]**
MN/HN3*	0,60	0,90	0,4	0,14
MN/HN4	1,05	1,35	0,3	0,14
MN/HN5	1,65	1,95	0,3	0,20
MN\HN4	1,05	1,15	0,1	-0,01
HNv3	0,60	0,60	0,4	0,02
HNv4	1,05	1,05	0,0	-0,09
HNv5	1,65	1,65	0,0	-0,03
HNv2	0,30	0,30	0,7	0,10

*/= 0,2–0,4 m Überdeckung; \ = 0–0,2 m Überdeckung; HN3=0,4–0,8 m Torf, HN4=0,8–1,3 m Torf, HN5=1,3–2,0 m Torf; **Kleidecke + 1 m – Torfunterkante (wenn Torfunterkante < 1 m u GOK)

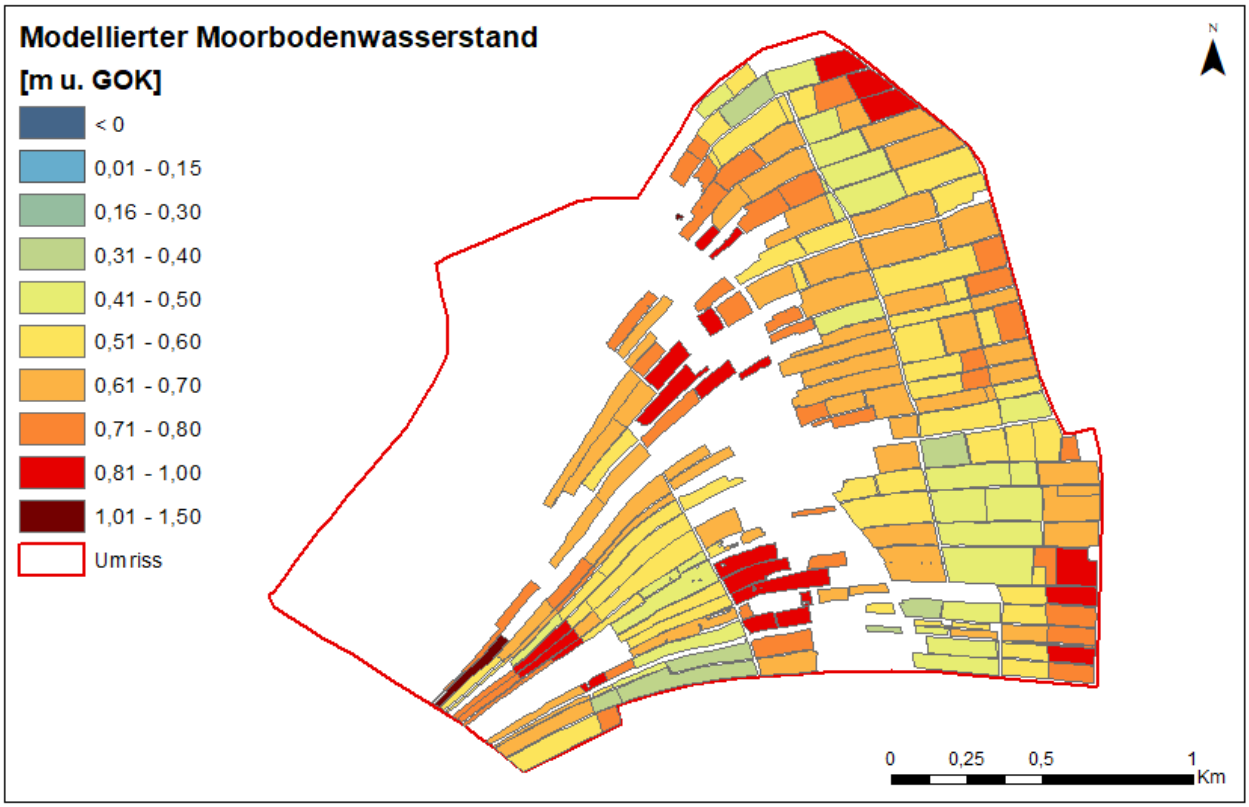


Abbildung 42 Modellierte Moorbodenwasserstände für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet anhand des DGM1, der Grabenwasserstände sowie eines Korrekturfaktors für die bodenphysikalischen Eigenschaften [in m unter Geländeoberkante]

Der Mittelwert der Moorbodenwasserstände lag rechnerisch bei 0,64 m unter Geländeoberkante, der minimale Abstand bei 0,29 m. Die westlichen Flächen, die auf ansteigendem Gelände lagen, hatten die niedrigsten Moorbodenwasserstände, die bis 1,50 m unter der Geländeoberkante im Jahresmittel lagen. (Standardabweichung 0,15 m) (Abbildung 42).

Anhand der jährlichen Wasserstände ließ sich nach TIEMEYER et al. (2020) für die einzelnen Schläge eine CO_2-Bilanz [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}] ableiten. Abweichend von TIEMEYER et al. (2020) wurde allerdings eine Anpassung des Zusammenhangs zwischen CO_2-Emission und mittlerem Jahreswasserstand an eine Gaussche Funktion vorgenommen (Tabelle 9). Lediglich bei oberflächennahen Moorbodenwasserständen (höher als 3 cm unter Flur) oder Überstau wurde die Funktion nach TIEMEYER et al. (2020) verwendet, die hier einen konstanten Wert von −2,35 t CO_2 ergibt. Die Gaussfunktion lieferte bei den sehr hohen Wasserständen unplausibel negative Werte.

Tabelle 9 Gauss-Funktion für den Zusammenhang zwischen mittlerem Jahreswasserstand und jährlicher CO2-Emission, Parameterwerte und Standardfehler, abgeleitet anhand der Daten aus TIEMEYER et al. (2020)

Formel 1: Modellfunktion (Gauss)
CO_2-Emission [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}] = 44/12*(a + b*WS [m] + c*exp(−((WS [m] − d)^2/(2*e^2)))); R^2 = 0.569
WS = mittlerer Jahreswasserstand in m u. GOK

Parameter	Wert	Standardfehler	p-Wert
a	−2.494	2.112	0.240
b	−8.239	2.056	0.000
c	9.675	1.823	0.000
d	−0.470	0.037	0.000
e	0.250	0.059	0.000

Im Median lag die CO_2-Bilanz für den modellierten IST-Zustand rechnerisch bei 38,3 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}. Der minimale Ausstoß befand sich nordwestlich im Untersuchungsgebiet und lag bei 24 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}, Maximalwerte von bis zu 42 t CO_2/ha/Jahr befanden in allen anderen Bereichen des Untersuchungsgebiets (Abbildung 43).

Die Messungen im Pumpgebiet 1 zeigten mittlere CO_2-Emissionen von 45,0 (nördliche Gruppe von Messvarianten) und (südliche Gruppe) 34,4 t CO_2 ha^{-1} a^{-1} (Unterkapitel 7.3.1.4). Somit traf das Modell die gemessenen Werte recht gut.

Insgesamt betrug die CO_2-Bilanz auf einer Gesamtfläche von 210 ha pro ha^{-1} a^{-1} 7.706 t.

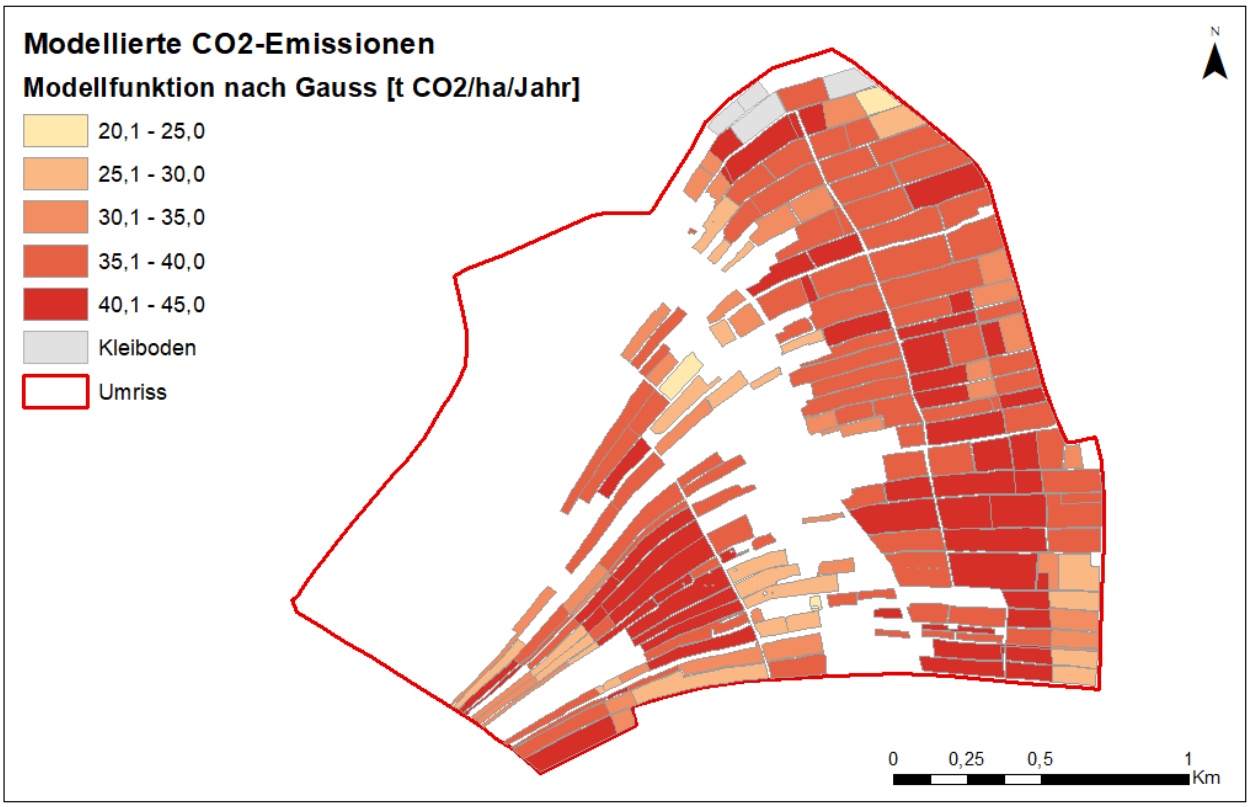


Abbildung 43 Modellierter Ist-Zustand der CO_2-Emissionen für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet nach Modellfunktion (GAUSS) [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}]

6.3.1.6 Szenario 1 – Anheben der jährlichen Grabenwasserstände auf -1,70 m ü NN.

Im Szenario 1 sollten die Wasserstände für das Pumpgebiet einheitlich angehoben werden. Dabei lag der jährliche Zielwasserstand bei −1,7 m ü. NN. Der im Norden liegende Bereich um den Pegel P04, der aufgrund des ansteigenden Geländes höhere Wasserstände führte, wurde auf −1,3 m ü. NN angehoben. Die Grabenwasserstände wurden dabei um durchschnittlich 0,2 m angehoben. Das Pegelgebiet um den Pegel P20, im südlichen Bereich des Untersuchungsgebiets wurde mit einer Anhebung von ca. 0,5 m stark angehoben (Tabelle 10).

Tabelle 10 Veränderungen der Grabenpegel in den verschiedenen Szenarien für die Modellierung der CO2-Bilanz im Pumpgebiet 1 in m ü. NN

Pegel	Pegelgruppe	IST (m ü. NN)	SOLL Szenario 1	SOLL Szenario 2
TI_Graben	1	-1,95	-1,70	-1,70 (-1,40 Teilgebiet östlich)
P01	1	-1,86	-1,70	-1,40
P02	2	-1,72	-1,70	-1,30
P03	1	-1,84	-1,70	-1,60 (-1,50 Teilgebiet östlich)
P04	3	-1,43	-1,30	-1,30
P06	1	-1,95	-1,70	-1,60
P07	1	-1,95	-1,70	-1,60
P08	1	-1,9	-1,70	
P09	2	-1,84	-1,70	-1,50
P10	1	-1,93	-1,70	-1,60
P11	2	-1,83	-1,70	-1,60
P12	X	-	entfällt	entfällt
P13	1	-1,95	-1,70	-1,60, (-1,40 Teilgebiet nördlich)
P14	1	-1,91	-1,70	-1,40
P15	1		entfällt	entfällt
P16	X		entfällt	entfällt
P17	2	-1,87	-1,70	-1,60
P18	X		entfällt	entfällt
P19	X	-	entfällt	entfällt
P20	4	-2,22	-1,70	-1,60

Der Mittelwert der Moorbodenwasserstände lag rechnerisch bei 0,43 m unter Geländeoberkante, der minimale Abstand bei -0,07 m, der maximale Abstand befand sich im Westen auf den ansteigenden Flächen des Untersuchungsgebiets bei 1,34 m unter der Geländeoberkante. Die Standardabweichung lag bei 0,15 m.

Die Flächen, die aufgrund der Anhebung der Wasserstände ganzjährig sehr hohe Moorbodenwasserstände aufwiesen, müssten bei dem vorliegenden Szenario aus der bisherigen Nutzung genommen werden. Dies beträfe fünf Flächen mit einer Gesamtfläche von 5,44 ha.

Davon drei Flächen im Süden des Untersuchungsgebiets und eine Fläche im zentralen, sowie eine im östlichen Bereich (Abbildung 44).

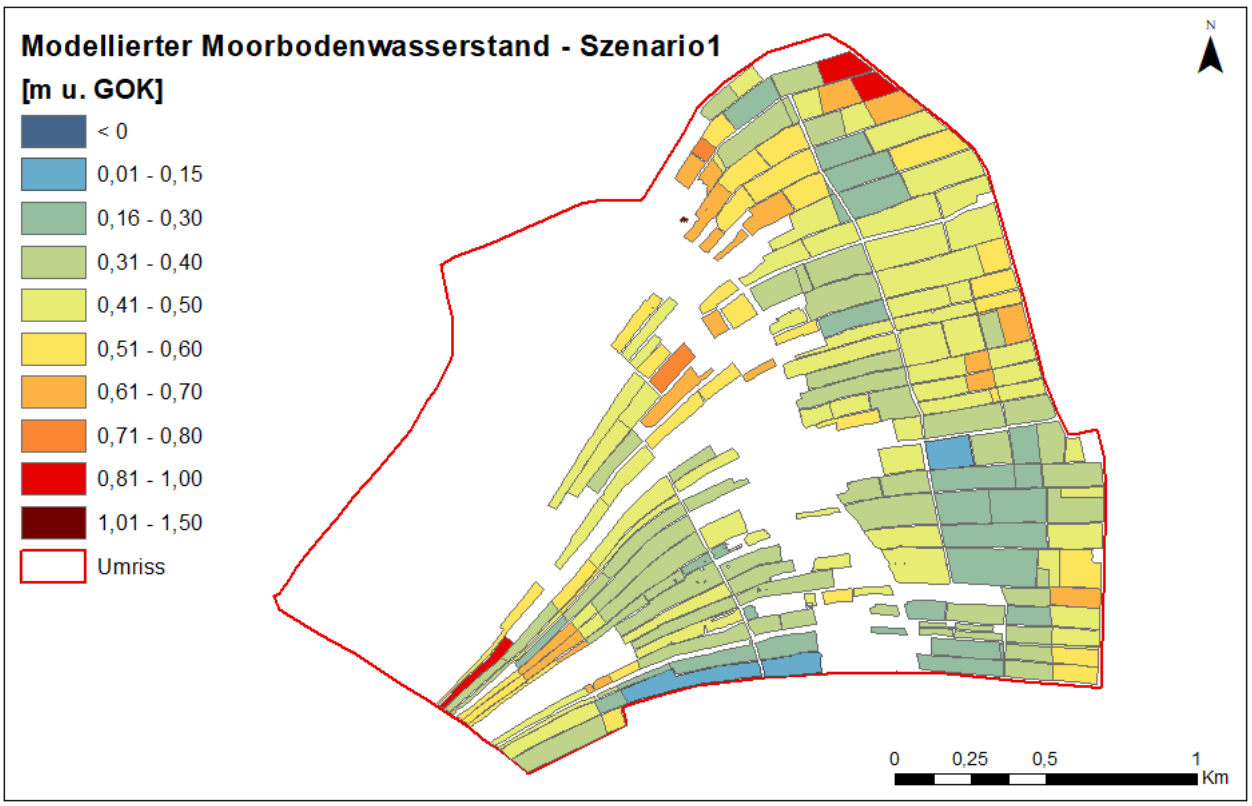


Abbildung 44 Modellierte Moorbodenwasserstände des Szenario 1 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet anhand des DGM1, der Grabenwasserstände sowie eines Korrekturfaktors für die bodenphysikalischen Eigenschaften [in m unter Geländeoberkante]

Die Anhebung der Wasserstände im Pumpgebiet führte zu einer durchschnittlichen CO_2-Bilanz von 34 t CO_2/ha/Jahr. Im Nordosten des Pumpgebiets wurden dabei stellenweise die höchsten Emissionen ausgestoßen. Die Flächen im Süden mit hoch anstehendem Moorbodenwasserstand verzeichneten hingegen signifikante Reduktionen der Treibhausgasemissionen (Abbildung 45).

Für die Gesamtfläche im Szenario 1 betrugen die jährlichen Emissionen der CO_2-Bilanz in t pro ha 7.090 t. Die CO_2-Bilanz fällt um 614 t CO_2 ha^{-1} a^{-1} geringer aus als der IST-Zustand.

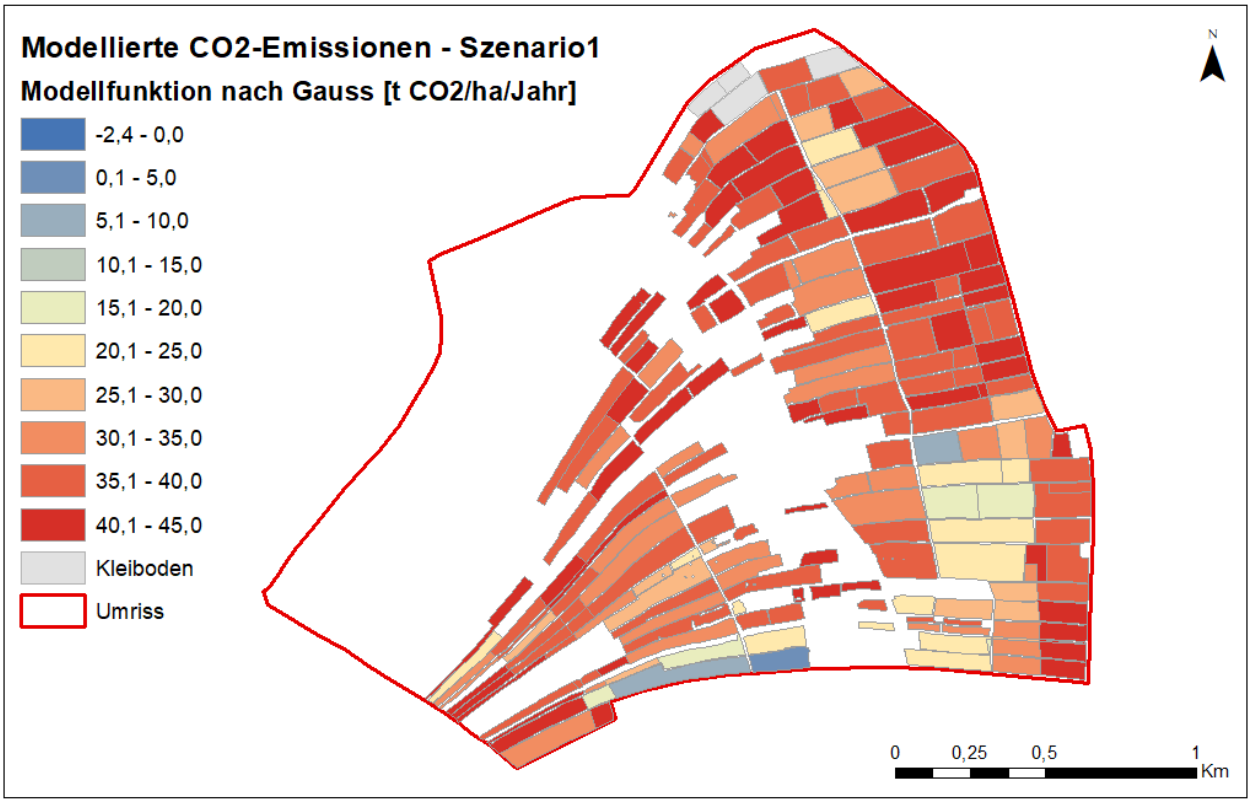


Abbildung 45 Modellierte CO_2-Emissionen im Szenario 1 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet nach Modellfunktion (GAUSS) [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}]

6.3.1.7 Szenario 2 – Starke Anhebung der Wasserstände

Im Szenario 2 wurden die Wasserstände um durchschnittlich 0,37 m angehoben. Alle Pegelgebiete wurden insgesamt angehoben. Die größte Veränderung erfolgte im Graben_TI (Anhebung um 0,55 m, sowie im P15 (Anhebung um −0,51 m). Auch der östliche Bereich des P03 wurde um 0,55 m angehoben).

Einzelne Teilbereiche mancher Pegelgebiete wurden darüber hinaus kaskadenförmig angehoben (Tabelle 10). Dies betraf im Südosten des Untersuchungsgebiets den östlichen Bereich des Grabengebiets Graben_TI, der um weitere 0,3 m angehoben wurde (Pegelgebiete siehe Abbildung 38), sowie den östlichen Bereich des P03, der um 0,3 m angehoben wurde. P13, der im zentralen Bereich lag, wurde im nördlichen Bereich um weitere 0,2 m angehoben.

Die mittleren Moorbodenwasserstände lagen im Szenario 2 bei 0,27 m unter der Geländeoberkante. Der niedrigste Moorbodenwasserstand betrug 1,04 m unter GOK.

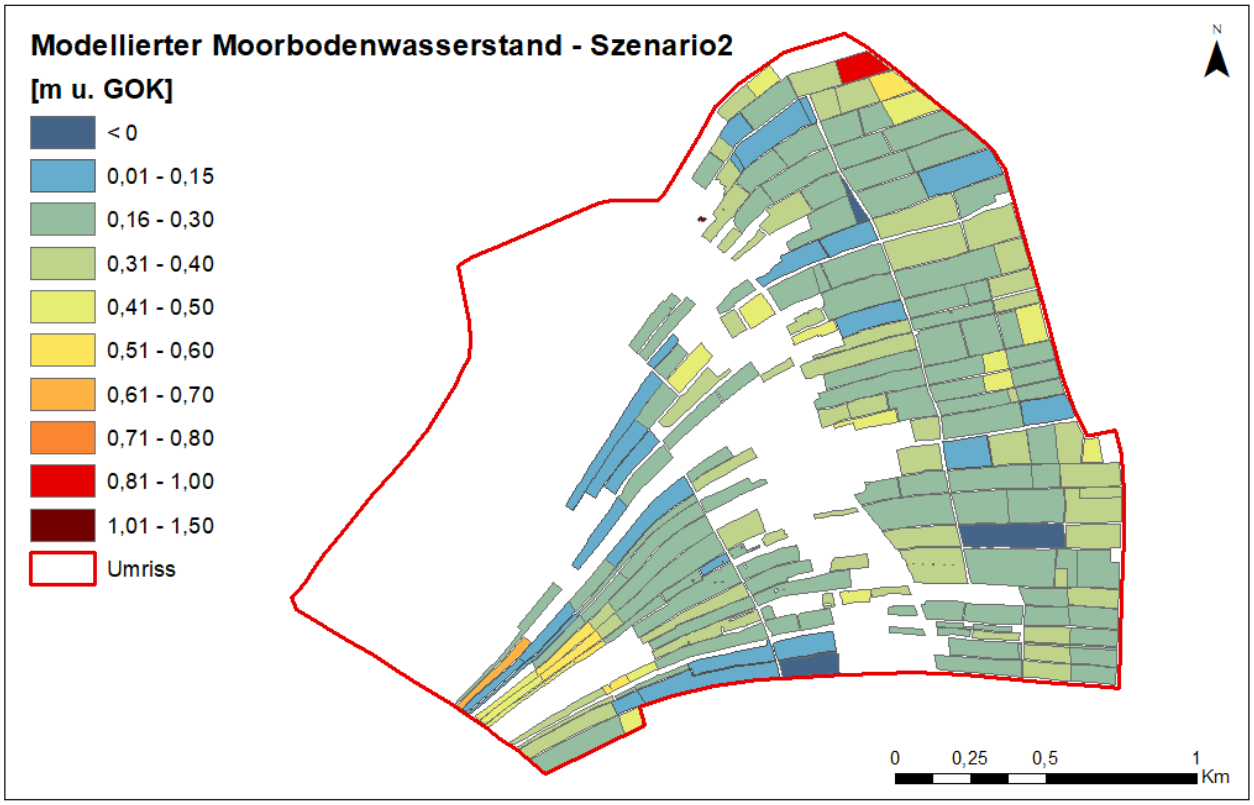


Abbildung 46 Modellierte Moorbodenwasserstände des Szenario 2 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet anhand des DGM1, der Grabenwasserstände sowie eines Korrekturfaktors für die bodenphysikalischen Eigenschaften [in m unter Geländeoberkante]

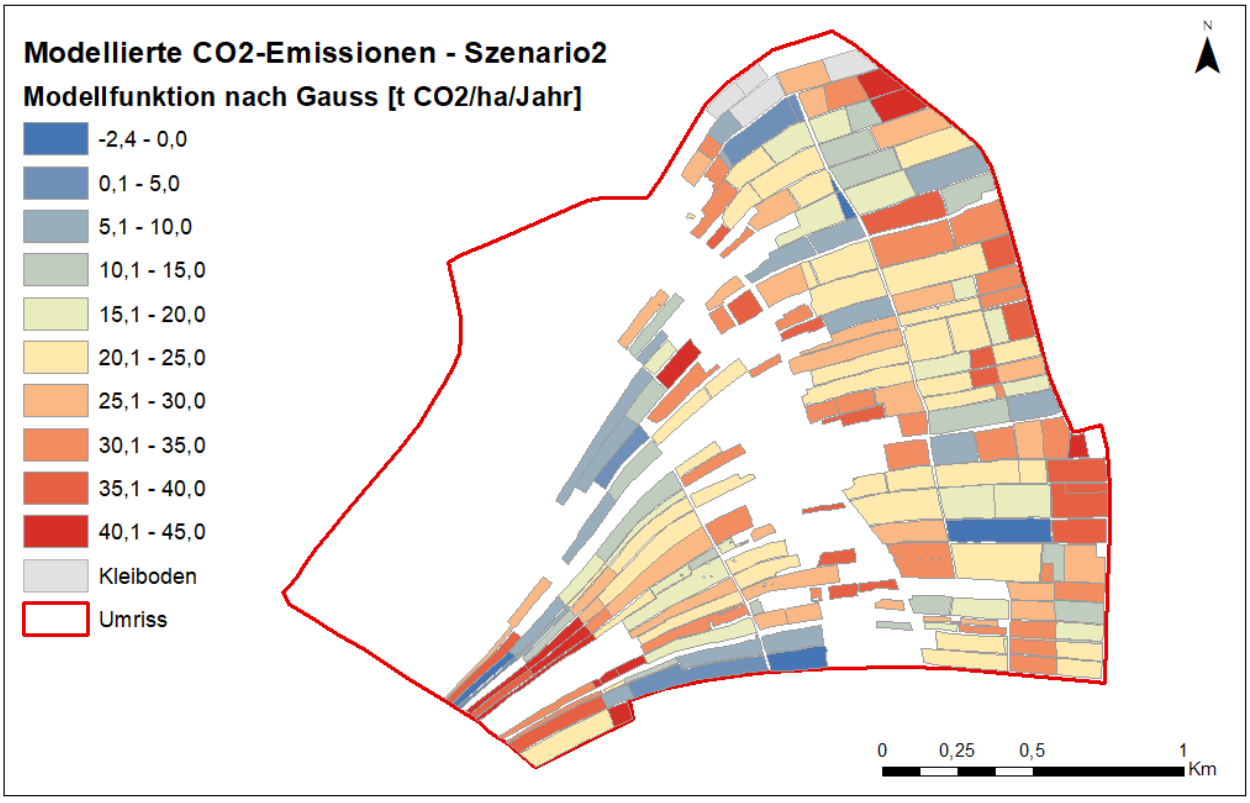
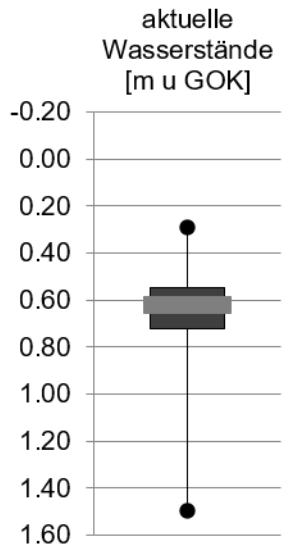
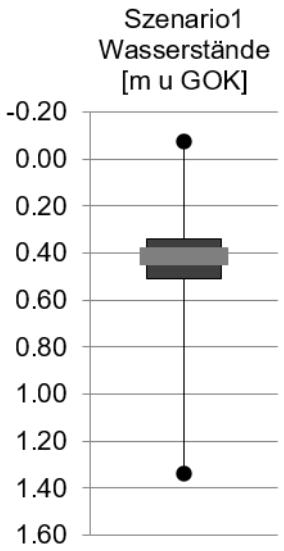
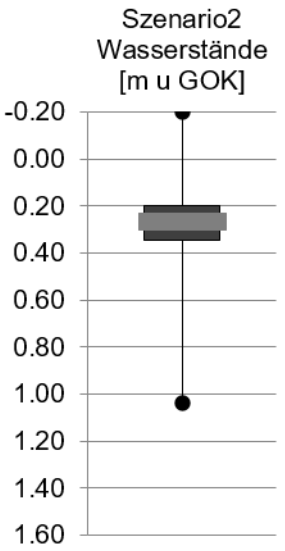
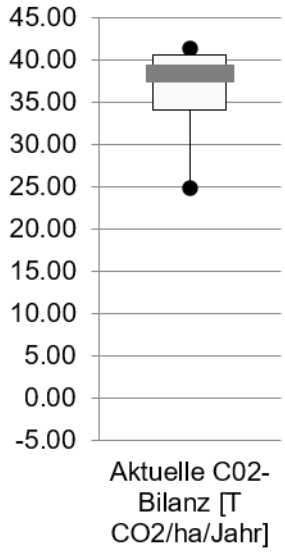
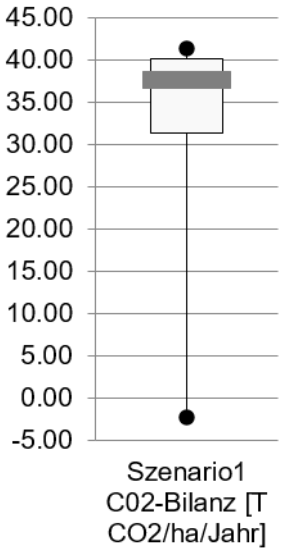
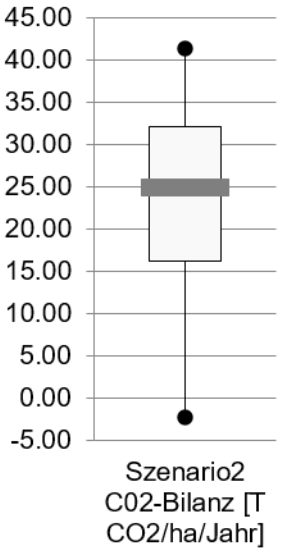


Abbildung 47 Modellierte CO_2-Emissionen im Szenario 2 für alle Schläge mit Grünlandnutzung, berechnet nach Modellfunktion (GAUSS) [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}]

Für die Gesamtfläche im Szenario 2 betrugen die jährlichen Emissionen der CO_2-Bilanz in t pro ha 4,686 t. Die CO_2-Bilanz fiel um 3.019 t CO_2 ha^{-1} a^{-1} geringer aus als der IST-Zustand. Dabei müssten 32 ha mit Flächenwasserstand geringer als 0,15 m aus der Nutzung genommen werden. Die Anhebung der Wasserstände im Pumpgebiet führte zu einer durchschnittlichen CO_2-Bilanz der Flächen von 25 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}. In der Tabelle 11 sind die unterschiedlichen Szenarien sowie der IST-Zustand vergleichend dargestellt.

Tabelle 11 Vergleich der verschiedenen Szenarien bezüglich der Wasserstände, der CO_2-Bilanz der Schläge sowie der CO_2-Bilanz für die gesamte Fläche des Pumpgebiets

	Ist-Zustand	**Szenario 1**	**Szenario 2**
Wasserstände [m u. GOK]			
CO_2-Bilanz der einzelnen Schläge			
Kumulierte CO_2-Bilanz für die Fläche des gesamten Pumpgebiets	7.706 t CO_2 a^{-1}	7.090 t CO_2 a^{-1}	4.686 t CO_2 a^{-1}

6.3.2 Exaktversuch Hammelwarder Moor

Am Standort des Exaktversuches „Hammelwarder Moor“ wurden Bodenprofile auf einem Transekt zwischen dem Nord- und dem Südgraben angesprochen. Der schematische Aufbau der Bodenprofile ist in Abbildung 48 dargestellt. Unter einer vererdeten Niedermooraufl age befand sich ein Horizont aus mittelstark zersetzten Seggentorfen, darunter schwach zersetzter Torf mit Schluffen. Der Torf war ca. 100 cm mächtig. Unter dem Torfkörper befand sich tonig-schluffiges lagunäres Sediment mit Schilf. Die ursprünglichen Dränrohre befanden sich auf einer Höhe von 60 cm unter Geländeoberkante im Boden.

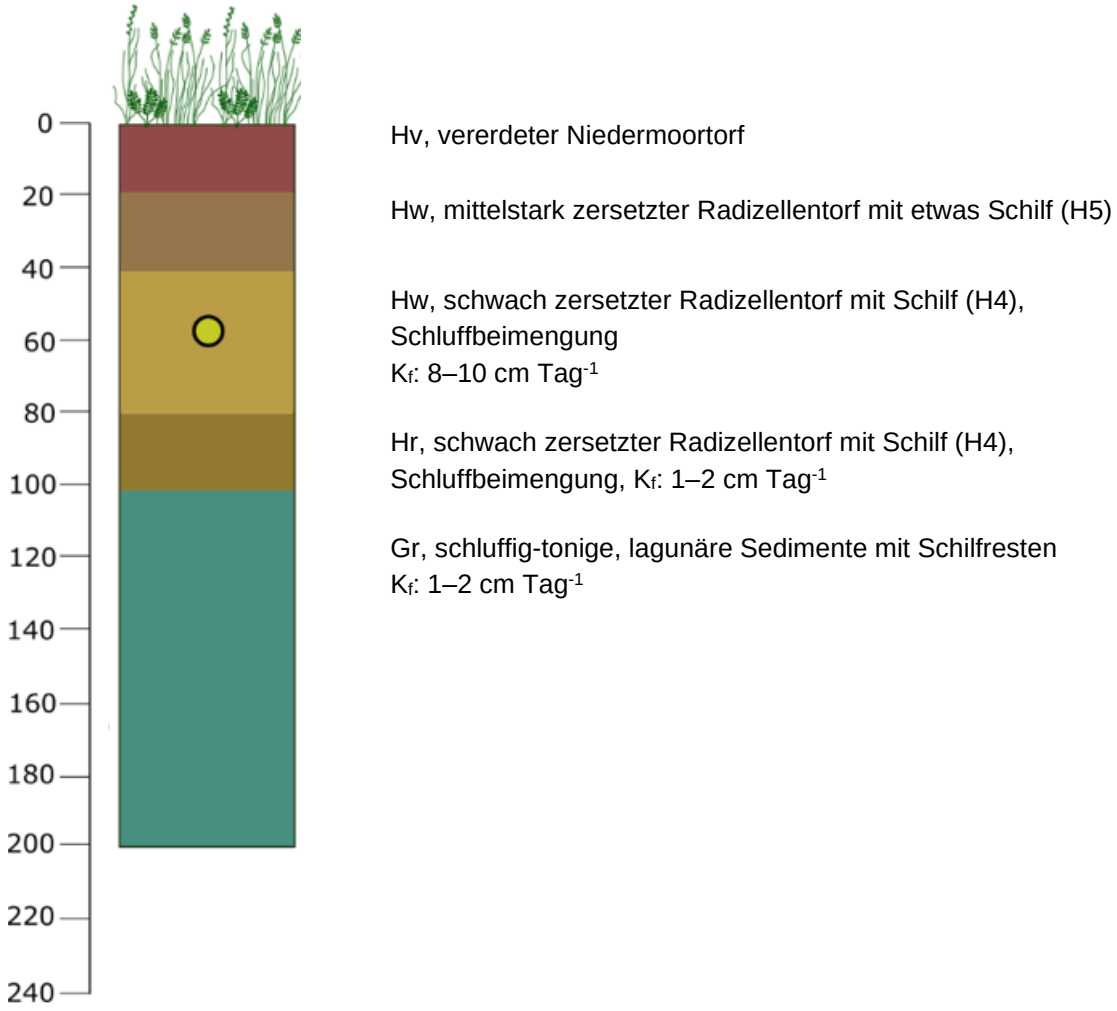


Abbildung 48 Aufbau des Niedermoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Hammelwarder Moor

Die Wasserstände im Hammelwarder Moor wurden durch eine aktive Steuerung mit Pumpen ganzjährig auf einem Niveau von 0,4 m bis 0,5 m unter der Geländeoberkante gehalten und waren damit deutlich höher als im Ipweger Moor (ca. 1 m u. GOK). Die Kontrollfläche zeigte die ursprüngliche Wasserführung während der gesamten Projektlaufzeit. Zeitweise waren zwischen dem Nord- und dem Südgraben Unterschiede von 0,1 m in der Wasserführung.

Die Moorbodenwasserstände der **Kontrolle** zeigten einen typischen jahreszeitlichen Verlauf, mit oberflächennahen Wasserständen im Winterhalbjahr und fallenden Wasserständen im

Sommerhalbjahr. In nassen Wintern stieg der Flächenwasserstand dabei höher als in trockenen Wintern. In den Sommerhalbjahren fielen die Moorbodenwasserstände trotz durchgehend hoher Grabenwasserstände auf 0,7 m bis 0,8 m u. GOK ab.

Bei der Variante **Grabeneinstau** verliefen die Grabenwasserstände parallel zu denen der Unterflurbewässerung, die Flächenwasserstände hingegen verliefen ähnlich wie die Kontrolle.

Ab Juni 2017 wurde die Solarpumpe in Betrieb genommen. Der Wasseraustausch zwischen Nord- und Südgraben wurde mehrfach während der Projektlaufzeit durch Verstopfungen unterbunden. Ab Oktober 2019 verliefen beide Gräben unterschiedlich, erst im Sommer 2020 konnte ein paralleler Verlauf wieder gewährleistet werden. Das Herunterlassen der Wehre für die Mahd war aufgrund des enorm stabilen Grabenwasserstands im Jahr 2020 besonders deutlich erkennbar. In den Jahren 2019 und 2020 konnten in den Sommermonaten die höchsten Grabendwasserstände eingestellt werden. Trotz dieser angehobenen Grabenwasserstände sanken die Flächenwasserstände in den Sommermonaten ähnlich tief wie in der Kontrolle. Die enorme Trockenheit im Jahr 2018 spiegelte sich hier in besonders niedrigen Flächenwasserständen wider. Im Frühjahr 2020 konnte die Pumpe aufgrund eines Defekts nicht wie gewohnt eingesetzt werden, sodass hier eine Unterbrechung des Wassermanagements vorlag. Gleichzeitig sorgte ein undichter Graben für Verzögerungen, nach dem Umsetzen des Grabens im Juni 2020 wurde der Betrieb wie gewohnt wiederaufgenommen. Als Folge auf diese Verzögerung zeigten sich stark sinkende Moorbodenwasserstände auf der Fläche, die erst langsam durch die dann anlaufende Pumpe gefüllt werden konnten.

Bei der **Unterflurbewässerung** wurden die Grabenwasserstände wie in der Variante Grabeneinstau vor allem in den Sommermonaten angehoben. Durch die Unterflur-Rohre lagen die Wasserstände in der Fläche in den Sommermonaten deutlich höher. Im Winter entwässerte die Moorfläche durch die dränende Wirkung der Rohre schneller als die Kontrolle oder die Einstau-Variante. Die Differenz zwischen Graben- und Moorbodenwasserstand betrug in den Sommerhalbjahren ca. 0,2–0,3 m. Besonders deutlich wurde die schnelle Reaktion des Moorbodenwasserstands auf die Steuerung der Wehre für die Bewirtschaftungsmaßnahmen. Das Ablassen im August wurde, begleitet von starken Regenfällen, schnell wieder ausgeglichen, auch im Oktober konnte das Wassermanagement zeitnah die Veränderung der Grabenwasserstände ausgleichen. Der Grabeneinstau zeigte hier keine deutliche Reaktion des Moorbodenwasserstands.

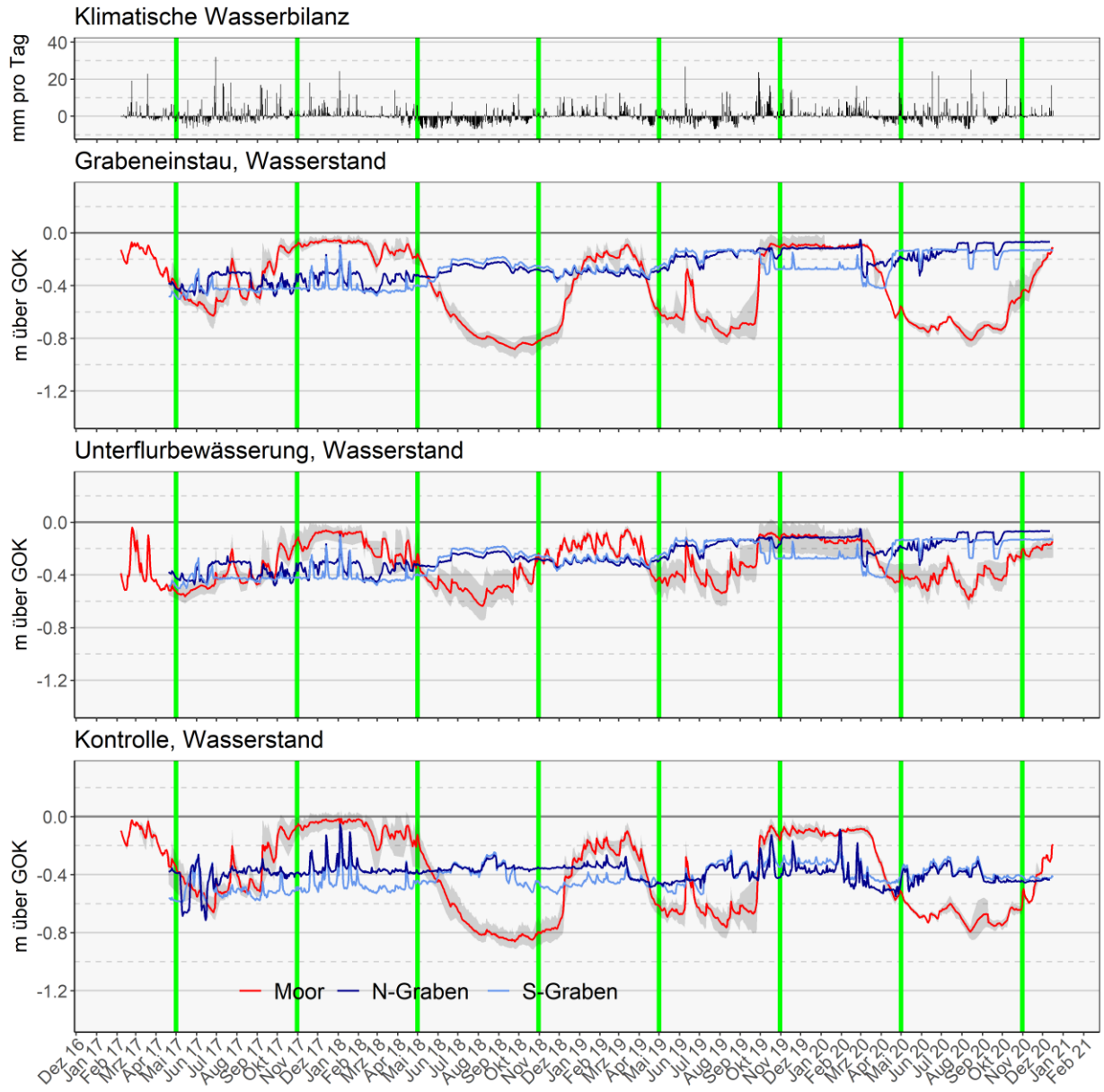


Abbildung 49 Hammelwarder Moor: Grabenwasserstände und mittlere Grundwasserflurabstände mit 90 % Konfidenzintervall über die gesamte Projektlaufzeit in den verschiedenen hydrologischen Varianten. Grüne Linien kennzeichnen Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai–Nov.) (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst, DWD 2021)

Die Abbildung 49 stellt die Moorbodenwasserstände der drei verschiedenen Wassermanagementvarianten vergleichend dar. Hier wurde der parallele Verlauf der Kontrolle und des Grabeneinstaus deutlich. Trotz gleicher Grabenwasserstände zeigte die Unterflurbewässerung konstantere Wasserstände als der Grabeneinstau.

Zu Beginn des Sommers 2017 waren die Moorwasserstände in allen Varianten leicht unter den Grabenwasserständen und stiegen ab Juli aufgrund der starken Niederschläge bald deutlich über die Grabenwasserstände. Anstieg und Schwankungen waren in der UFB etwas schwächer als in Grabeneinstau und Kontrolle. Im Winter 2017/18 stiegen die Moorbodenwasserstände in allen Varianten weit über die Grabenwasserstände und im trockenen Sommer 2018 fielen sie ab Mai weit darunter, allerdings in der UFB weniger tief als in Grabeneinstau und Kontrolle. Im Winter 2019/20 konnten in allen Varianten oberflächennahe Wasserstände erzielt werden, hier zeigte die Unterflurbewässerung zu Beginn des Frühlings jedoch ihre entwässernde Wirkung.

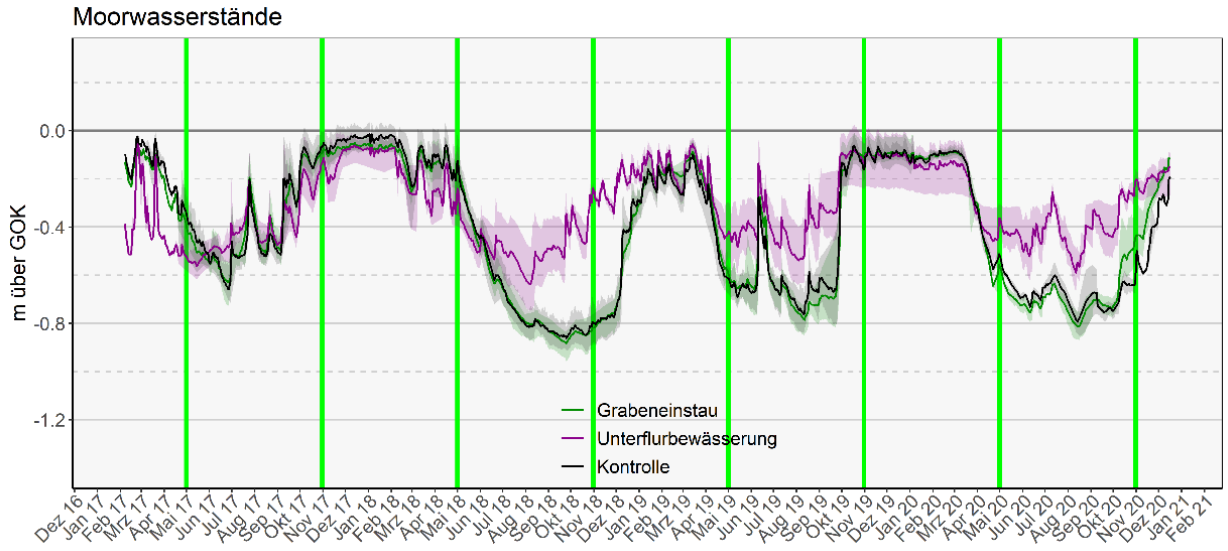


Abbildung 50 Moorbodenwasserstände der verschiedenen hydrologischen Varianten mit 90% Konfidenzintervall über die gesamte Projektlaufzeit. Grüne Linien kennzeichnen Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai - Nov.)

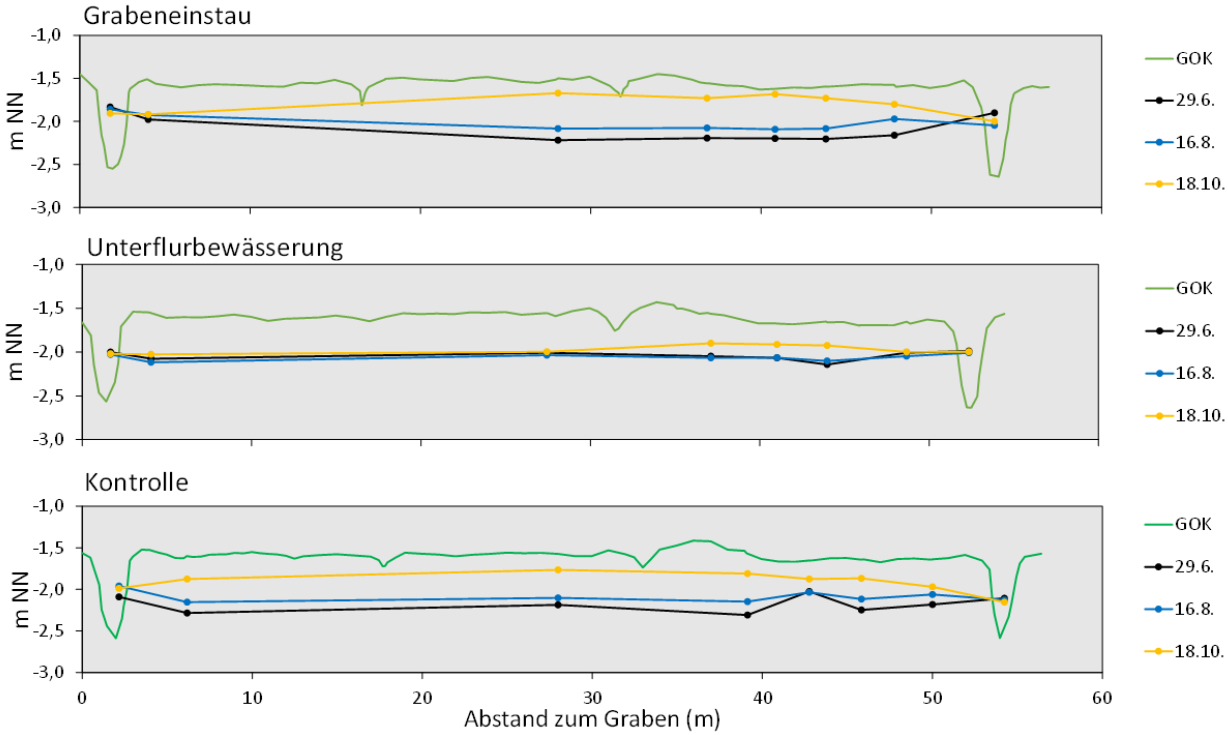


Abbildung 51 Moorbodenwasserstände in den Transekten der hydrologischen Varianten im Exaktversuch Hammelwarder Moor zu ausgewählten Terminen im Jahr 2017

Trotz der im Jahr 2017 noch nicht optimal eingestellten Grabenwasserführung zeigten sich zwischen den hydrologischen Varianten bereits deutliche Unterschiede hinsichtlich der Gewährleistung konstanter und ausreichend hoher Moorwasserstände. In Perioden geringer Niederschläge, z.B. Mitte Juni fielen die Moorwasserstände in den Varianten Grabeneinstau und Kontrolle um 0,2 bis 0,3 m unter die der Gräben und beschrieben zwischen den Gräben eine leicht nach unten gesenkte Kurve (Abbildung 51). Das gleiche galt auch für Anfang August, wobei

da der Wasserstand im Südgraben um 0,2 m unter dem des Nordgrabens lag und damit in beiden Varianten ähnlich tief wie in der Fläche. In der Unterflurbewässerung dagegen war der Wasserstand in der Fläche immer, auch Mitte Juni und Anfang August, genauso hoch, wie in den Gräben. Starke Niederschläge führten in Grabeneinstau und Kontrolle zu steilen Anstiegen der Moorwasserstände um bis zu 0,4 m, die danach über mehrere Wochen allmählich wieder sanken. Anstiege der Moorwasserstände in der Mitte der Unterflurbewässerung dagegen waren bei Niederschlägen nur schwach und von kurzer Dauer. Die größeren und längeren GW-Anstiege an den Messstellen der THG-Sites waren vermutlich durch eine Grüppe bedingt, die diese Bereiche bei hohen Niederschlägen zusätzlich mit Oberflächenwasser versorgte. Ab September waren die Moorwasserstände in Grabeneinstau und Kontrolle, verursacht durch die zum Herbst sich verringernde Verdunstung deutlich höher als in den Gräben. In der Unterflurbewässerung hingegen stiegen die Moorwasserstände (mit Ausnahme der THG-Sites) kaum höher als in den Gräben, was sich auch in einem im Vergleich zu den anderen Varianten viel gleichmäßigerem Verlauf zwischen den Gräben zeigte.

Die Auswertung der in den Flächenmitten aufgezeichneten Wasserständen zeigte, dass in der Unterflurbewässerung im Vergleich zu den Varianten Kontrolle und Grabeneinstau die höchsten Wasserstände eingestellt werden konnten.

Tabelle 12 Kumulative klimatische Wasserbilanz (KWB) und mittlere Wasserstände der Varianten für die Sommermonate 2017–2020 im Hammelwarder Moor

Zeitraum	KWB (mm)	Variante	Mittlerer Moorwasserstand (m u. GOK)	Mittlerer Grabenwasserstand (m u. GOK)
01.05.2017 – 30.09.2017	91	Grabeneinstau	0,39	0,40
		UFB	0,40	0,43
		Kontrolle	0,39	0,48
01.05.2018 – 30.09.2018	-413	Grabeneinstau	0,68	0,27
		UFB	0,48	0,25
		Kontrolle	0,68	0,39
01.05.2019 – 30.09.2019	-21	Grabeneinstau	0,55	0,19
		UFB	0,36	0,16
		Kontrolle	0,54	0,40
01.05.2020 – 30.09.2020	-10	Grabeneinstau	0,68	0,14
		UFB	0,40	0,14
		Kontrolle	0,67	0,39

Für die Wasservarianten waren Zielwasserstände von 0,3 m unter Geländeoberkante im Jahresmittel angestrebt (Tabelle 12). Die Unterflurbewässerung unterschritt im Jahr 2019 erstmals mit einem Mittelwert von 0,28 m u. GOK die geforderten Wasserstände. In den Jahren 2017 sowie 2020 blieben die Jahresmittelwerte knapp unter dem gewünschten Zielwasserstand. Während im Jahr 2017 alle drei Varianten ähnliche Flächenwasserstände erzielten, sanken die mittleren jährlichen Wasserstände des Grabeneinstaus und der Kontrolle in den Jahren 2018 und 2020 auf knapp 0,5 m u. Geländeoberkante (Tabelle 13). Die Möglichkeit, Wasserstände durch Wassermanagement zu steuern zeigte sich mit der UFB deutlich, der Grabeneinstau mit nahezu identischen Wasserständen wie die Kontrolle zeigte keine Anhebung der jährlichen Moorbodenwasserstände.

Tabelle 13 Mittlere jährliche Moorwasserstände (in m u. GOK) der verschiedenen Varianten im Hammelwarder Moor über die gesamte Projektlaufzeit

Jahr	Grabeneinstau	UFB	Kontrolle	Zeitraum
2017	0,28	0,31	0,29	Feb-Dez
2018	0,48	0,39	0,44	Jan-Dez
2019	0,37	0,28	0,38	Jan-Dez
2020	0,47	0,32	0,48	Jan-Dez

Die Moorwasserstände unterschieden sich nicht nur zeitlich, sondern auch räumlich, besonders im Grabeneinstau, was am breiten 90 % Konfidenzintervall in Abbildung 50 erkennbar ist. Diese Variabilität lässt sich durch den Abstand zum Graben erklären (Abbildung 52). In den Sommermonaten wurden mit zunehmender Entfernung zum Graben größere Moorbodenwasserstandsabstände gemessen. Im Winter glichen sich die Wasserstände zwischen den Messstellen einander an. Ein deutlicher Abfall der Moorwasserstände um etwa 0,20 m erfolgte gleich am Übergang von der UFB zum Moorkörper, also beim Übergang des Wassers von den Dränrohren in den Torfkörper. In der UFB dagegen gab es keinen Zusammenhang zwischen Grundwasserflurabstand und Abstand zu Drainagerohr, was bedeutet, dass die Leitfähigkeit der Torfe groß genug für die Funktion der UFB war.

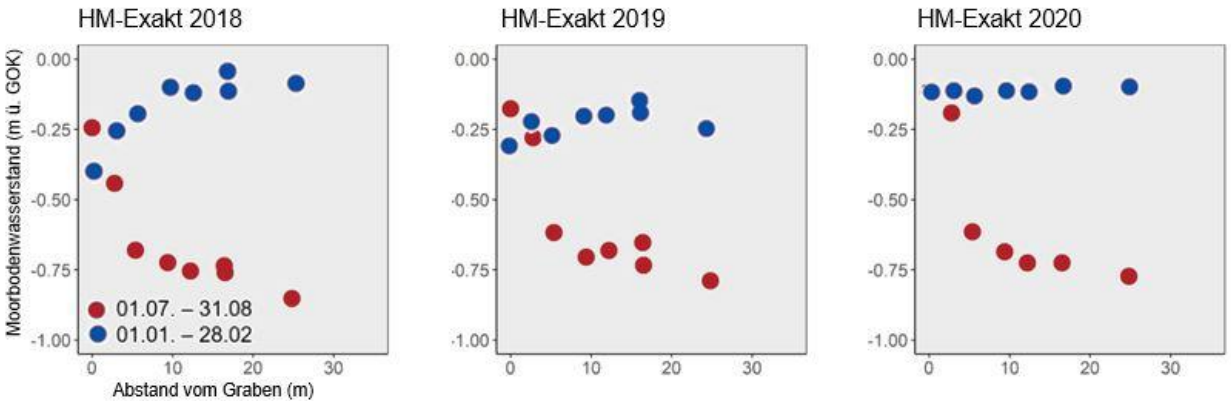


Abbildung 52 Gemittelte monatliche Wasserstände des Grabeneinstaus in Beziehung zur Entfernung zu dem Graben. Jeweils für die Wintermonate Januar–Februar und die Sommermonate Juli–August in m ü. GOK. Der Wert bei 0 entspricht dem Grabenwasserstand

Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Am 13.03.2018 wurden in allen im Exaktversuch installierten Messstellen mittels der Bohrlochmethode K_f-Werte bestimmt. Im Mittel waren die Leitfähigkeiten der Böden sehr gering, wobei bei der Interpretation zu beachten ist, dass die Messrohre und Filterstrümpfe einen zusätzlichen Widerstand für das Wasser darstellten. Die K_f-Werte betrugen durchschnittlich 6 bis 7 cm pro Tag und unterschieden sich kaum zwischen den Varianten, aber auch die Grundwasserflurabstände waren in den Varianten vergleichbar, besonders in Grabeneinstau und Unterflurbewässerung (Tabelle 14). Innerhalb der Varianten gab es dagegen eine große Variabilität der K_f-Werte und GW-Flurabstände. Die GW-Messstelle HM_F08 fiel durch eine im Vergleich besonders hohe Leitfähigkeit von 21 cm pro Tag auf. Die 2017 an HM_F08 gemessenen Grundwasserflurabstände waren den Grabenwasserständen immer sehr ähnlich, was sehr wahrscheinlich durch die hohen K_f-Werte des umgebenen Bodens und die dadurch besonders gute Anbindung an das 1,7 m entfernte Drainagerohr bedingt war. Deshalb wurden im Jahr 2018 alle GW-Messstellen der Unterflurbewässerung mit Datenloggern ausgestattet und HM_F08 für die Analyse der Funktion der Unterflurbewässerung nicht mehr einbezogen.

Tabelle 14 Gesättigte Wasserleitfähigkeit (K_f) und Moorbodenwasserstände an den-Messstellen am 13.03.2018

Variante	K_f [cm pro Tag]		Moorbodenwasserstand [cm u. GOK]		Anzahl
	MW	Quartile 25 % / 75 %	MW	Quartile 25 % / 75 %	
Grabeneinstau	6,0	1,9 / 11,3	14	7 / 23	5
Unterflurbewässerung	4,7	1,7 / 7,1	14	7 / 19	7
Kontrolle	6,7	2,2 / 8,4	8	1 / 12	9

Eindringwiderstände

Durch eine technisch standardisierte Messung des Eindringwiderstandes [MPa] ließ sich eine vergleichbare Einschätzung der Varianten im Jahresverlauf im Hinblick auf die Befahrbarkeit gewinnen (Abbildung 54). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die tatsächliche Befahrbarkeit von verschiedenen weiteren Faktoren abhängt, darunter neben der Bodenfeuchte v. a. von der Radlast und der Auflastfläche (Flächendruck), der Stabilität der Grasnarbe oder auch der Struktur der Torfe des Unterbodens.

In Abbildung 53 sind beispielhaft die in 1-Zentimeter-Tiefenabschnitten gemessenen Eindringwiderstände als Mittelwerte und 2,5 bzw. 97,5-Perzentile der 12 Messungen je Versuchsvariante vom 28.08.2019 dargestellt. Es zeigen sich die höchsten Eindringwiderstände in etwa 5–20 cm Tiefe. Nach unten nehmen die Eindringwiderstände infolge der zunehmenden Wassergehalte kontinuierlich ab. Um die Übersichtlichkeit der Darstellung, v.a. von Zeitreihen zu verbessern, wurden Mittelwerte für die Schichten 5–20 und 21–35 cm gebildet.

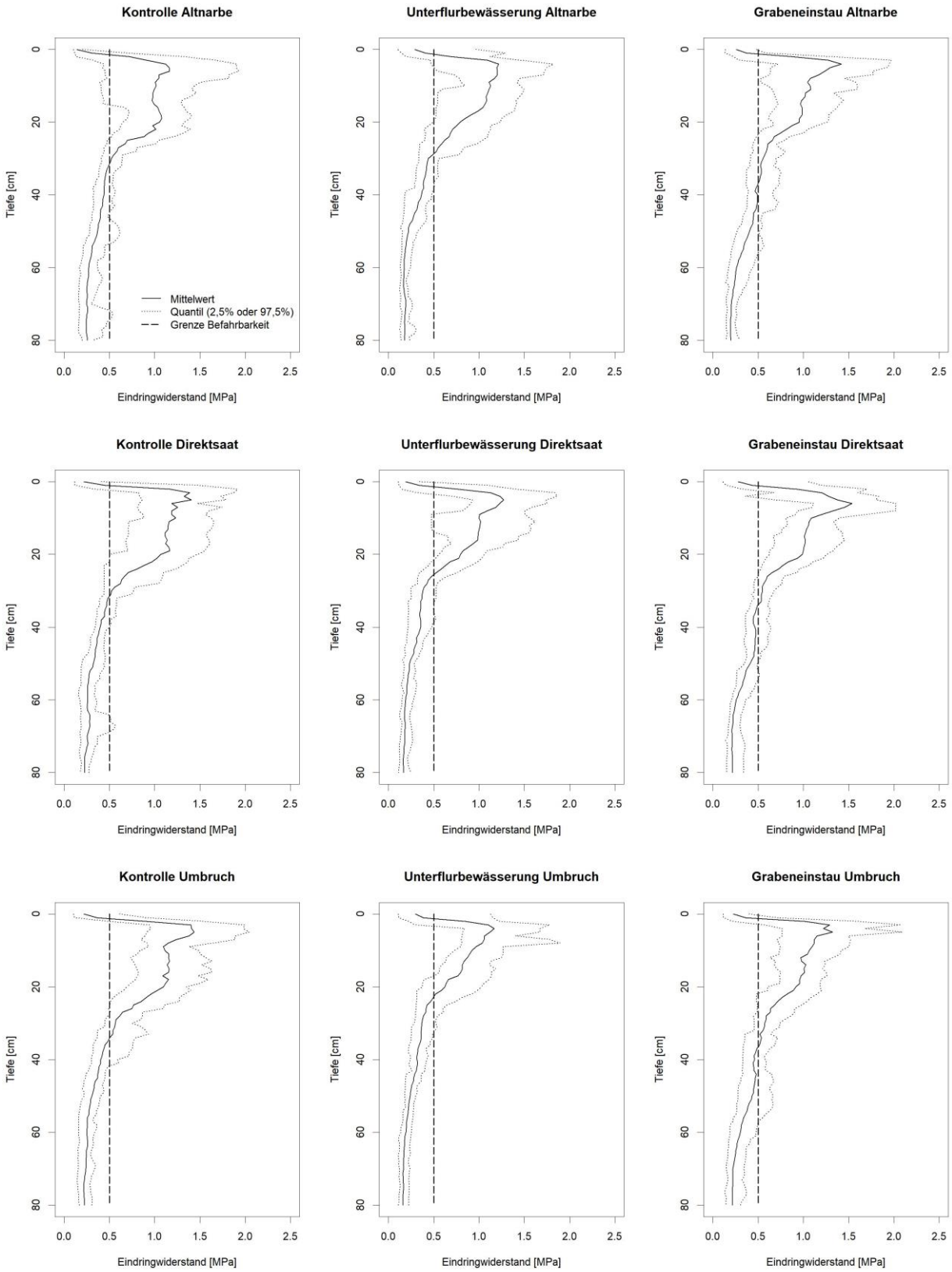


Abbildung 53 Graphische Darstellung der gemessenen Eindringwiderstände im Hammelwarder Moor vom 28.08.2019. Dargestellt wird der Mittelwert der beiden Messungen, 2,5 %-Quantil und 97,5 %-Quantil sowie die Grenze der Befahrbarkeit bei 0,5 MPa (gestrichelte Linie)

Im Hammelwarder Moor waren die Eindringwiderstände generell höher als im Ipweger Moor. In der Spitze wurden Widerstände um 1,3–1,5 MPa erreicht und sie unterschritten selten die Grenze von 0,5 MPa, die als Grenze der Befahrbarkeit angenommen werden kann. Bis August 2019 zeigten die Werte der oberen 5–20 cm eine gute Befahrbarkeit (> 0,75 MPa) (SCHMIDT 1995). Im trockenen Sommer 2018 wurden in allen Varianten Höchstwerte gemessen. Zum Jahresende 2019 sanken die gemessenen Eindringwiderstände im Oberboden unter die 0,5 MPa Linie, stiegen dann aber im Jahresverlauf 2020 an. Die Kontrolle, die mit tendenziell höheren Eindringwiderständen hervorstach, kam zu keiner Zeit unter die 0,5 MPa Linie. In den Sommermonaten 2020 stiegen die gemessenen Werte wieder in allen Varianten an und überschritten im Oberboden erneut die 0,75 MPa. Trotzdem zeigten sich bei der Bewirtschaftung besonders im Grabeneinstau und in der Unterflurbewässerung deutliche Fahrspuren in den feuchten Bereichen der Flächen (Fahrspuren > 10 cm) (Abbildung 55).

Die unteren 21–35 cm zeigten Eindringwiderstände knapp oberhalb der Grenze der Befahrbarkeit. Im Oktober 2017 sanken die Messwerte aller Varianten ab, erholten sich dann aber im Jahr 2018. Hier erreichten Kontrolle und Grabeneinstau Maximalwerte um 0,8 MPa. Dabei lagen die Werte der Unterflurbewässerung deutlich unterhalb der anderen Varianten. Grabeneinstau und Kontrolle verliefen ähnlich, wobei die Kontrolle in den feuchten Wintermonaten bessere Werte der Befahrbarkeit erzielten (Abbildung 54).

Mit dem Einsatz angepasster Technik sollte eine herabgesetzte Befahrbarkeit kein Hindernis für die Befahrbarkeit der Flächen darstellen. Insbesondere in niederschlagsreichen Zeiten konnten bei Verwendung der aktuell eingesetzten Technik jedoch Einschränkungen in der Bewirtschaftung nicht ausgeschlossen werden.

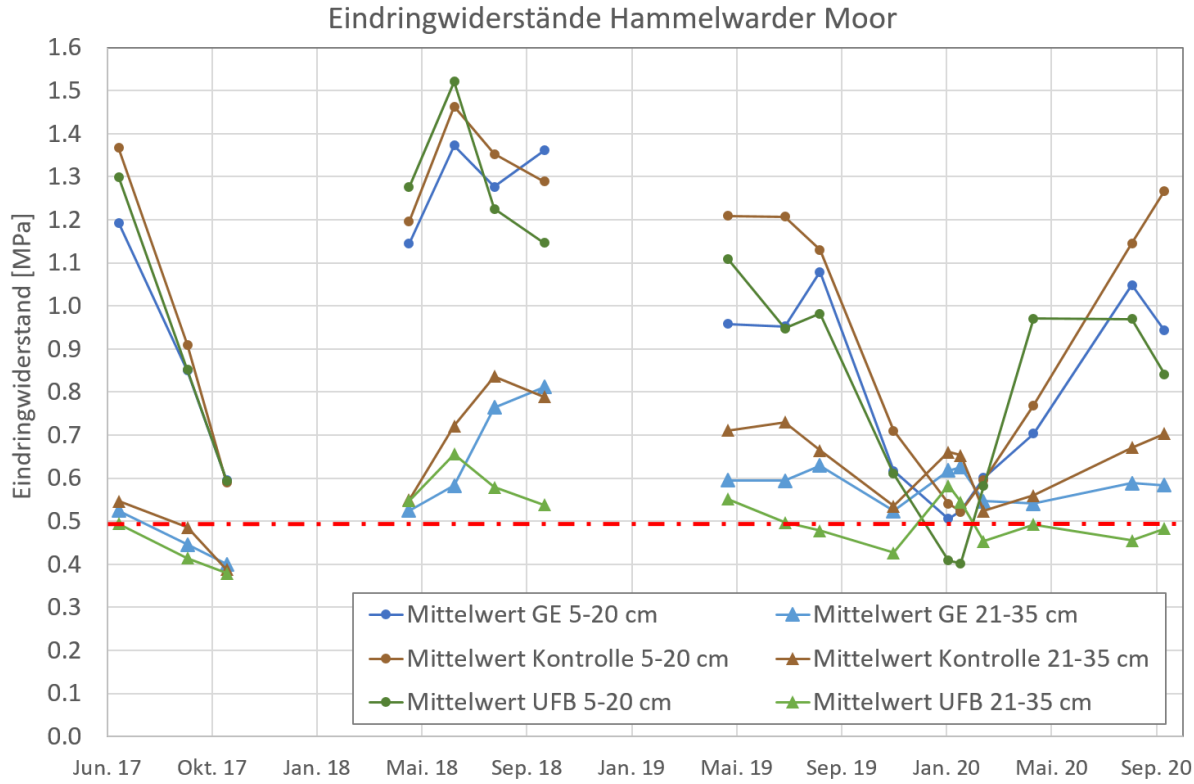


Abbildung 54 Mittlere Eindringwiderstände für das Hammelwarder Moor von 2017 bis 2021 jeweils für die Tiefe 5–20 cm und 21-35 cm. Die rote Linie zeigt die Grenze der eingeschränkten Befahrbarkeit (0,5 MPa)

Abbildung 55 Tiefe Fahrspuren und Pfützenbildung in der Unterflurbewässerung am 12.08.2020 nach der Mahd

Die Eindringwiderstände im Oberboden stiegen mit sinkender Tiefe des Moorbodenwasserstands. Im Oberboden wurden dabei auf dem Niedermoorstandort Eindringwiderstände von 0,4 MPa nicht unterschritten. Der als kritisch angesehene Wert von 0,5 MPa wurde bei Moorbodenwasserständen von 0,1 m unter GOK erreicht.

In der Tiefe von 21–35 cm war der Zusammenhang zwischen Eindringwiderständen und Moorbodenwasserstand noch deutlicher erkennbar: Niedrigere Werte als 0,4 MPa wurden kaum erreicht, ab einem Wasserstand von 0,5 m u. GOK sanken die Eindringwiderstände nicht mehr. Hier war jedoch eine breitere Streuung vorhanden.

Die einzelnen Varianten zeigten auch Unterschiede: Die Kontrolle wies in beiden Tiefen bei gleichen Wasserständen höhere Eindringwiderstände auf als der Grabeneinstau, die Unterflurbewässerung zeigte im Bereich des Oberbodens die breiteste Streuung der Messwerte (Abbildung 56).

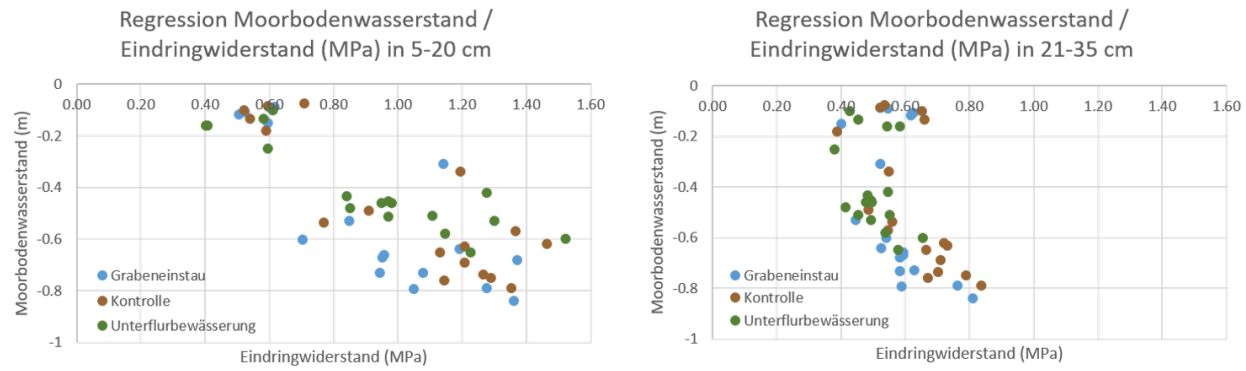


Abbildung 56 Zusammenhang zwischen Moorbodenwasserstand und Eindringwiderstand [MPa] im Oberboden (5–20 cm) (links) sowie in einer Tiefe von 21–35 cm (rechts)

Einfluss der Grünlandneuerungsvarianten

Um zu vergleichen, welchen Einfluss die verschiedenen Varianten der Grünlandneuerung auf die Eindringwiderstände hatten, wurden, wie in Unterkapitel 6.2 Material und Methoden beschrieben, die einzelnen Varianten zu jeder landwirtschaftlichen Maßnahme eingemessen. In Abbildung 57, Abbildung 58 und Abbildung 59 sind die Ergebnisse für die verschiedenen Ansaat-/Bewirtschaftungsvarianten des Oberbodens dargestellt. Dabei wurden drei Varianten der Ansaat: ein Bereich der Altnarbe, ein Umbruch und eine Direktsaat für alle auf jeder Bewässerungsvariante miteinander verglichen. Der Zusammenhang zwischen den hydrologischen Varianten und den Eindringwiderständen wurde deutlich. Die Verläufe der Eindringwiderstände spiegelten die witterungsabhängigen Moorwasserstände gut wider. In den nassen Herbstmonaten stiegen die Moorwasserstände an, die Eindringwiderstände waren kleiner. Bei sinkenden Moorwasserständen stiegen die Eindringwiderstände an, die höchsten Werte der Eindringwiderstände befanden sich in den Sommermonaten, wenn die Moorwasserstände sehr gering waren. Besonders im Jahr 2020 ließ sich aufgrund der kontinuierlichen Messungen das gegenläufige Verhalten von Moorwasserstand und Eindringwiderstand deutlich belegen.

Bei der Unterflurbewässerung zeigte die Umbruchvariante (uu) die kleinsten Eindringwiderstände über den gesamten Zeitraum. Hier zeigte die Altnarbe (ua) die höchsten Eindringwiderstände, die Direktsaat (ud) folgte bis zum Oktober 2018. Ab diesem Zeitraum dominierte die Direktsaat mit deutlich höheren Eindringwiderständen als Umbruch und Altnarbe. Die hohen Moorwasserstände in den Sommermonaten führten in den Jahren 2019 sowie 2020 zu deutlich geringeren Widerständen als in den Sommern 2017 und 2018.

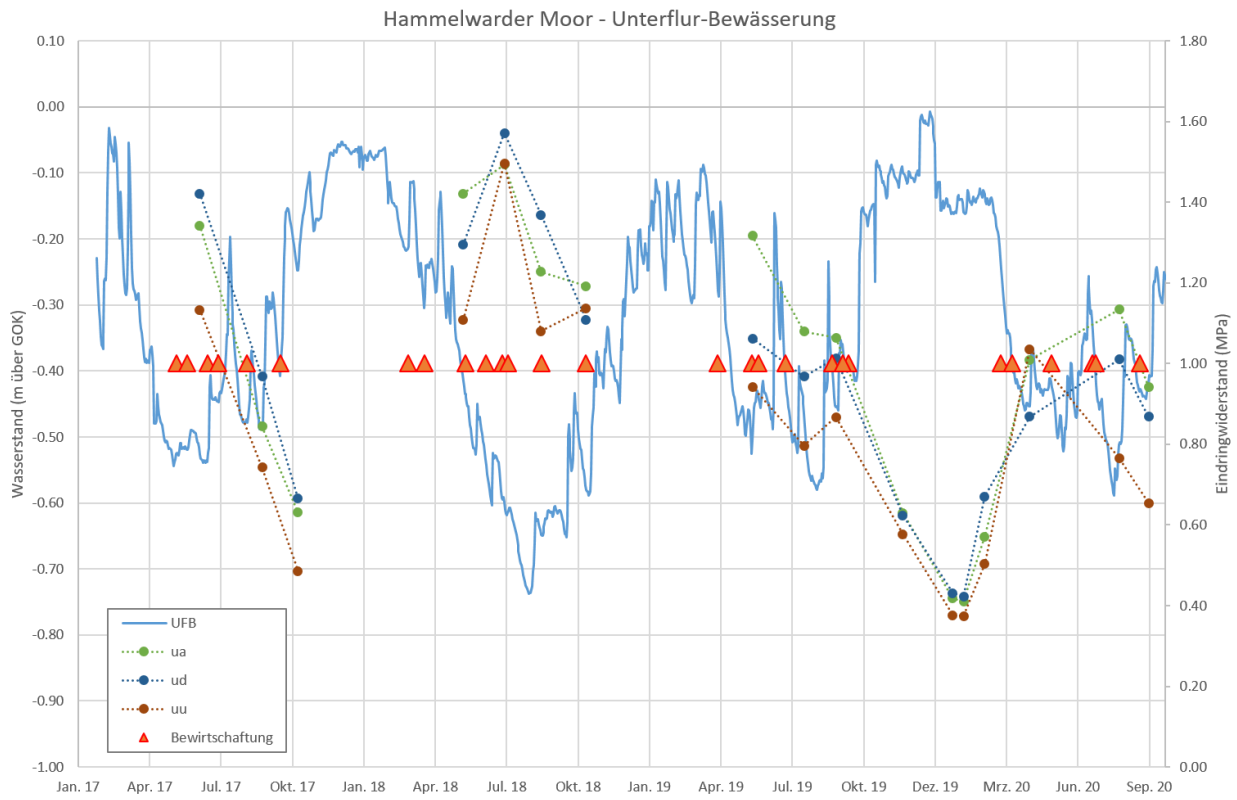


Abbildung 57 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten in der Unterflurbewässerung des Hammelwarder Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ua = Unterflur-Altnarbe, ud = Unterflur-Direktsaat, uu= Unterflur-Umbruch

Die Variante Grabeneinstau glich von den Moorwasserständen der Variante Kontrolle. Die Eindringwiderstände verliefen auch hier stark gegenläufig, wobei die Kontrolle deutlich höhere Werte der Eindringwiderstände im Frühjahr aufwies. Im Sommer 2018 stiegen die Eindringwiderstände auf 1,2–1,6 MPa an. Im Sommer 2019, der im Juni durch einen hohen Moorwasserstand hervorstach, zeigten sich erst ab August steigende Eindringwiderstände.

Weder in der Kontrolle noch im Grabeneinstau waren zwischen den Grünlandneuerungsvarianten extreme Unterschiede hinsichtlich der Eindringwiderständen zu erkennen. Beim Grabeneinstau lagen alle Varianten bis auf den Sommer des Jahres 2018, der starke Schwankungen innerhalb der Varianten aufwies, sehr eng beieinander. In der Kontrolle zeigten sich zu Beginn der Vegetationsperiode deutlich höhere Eindringwiderstände.

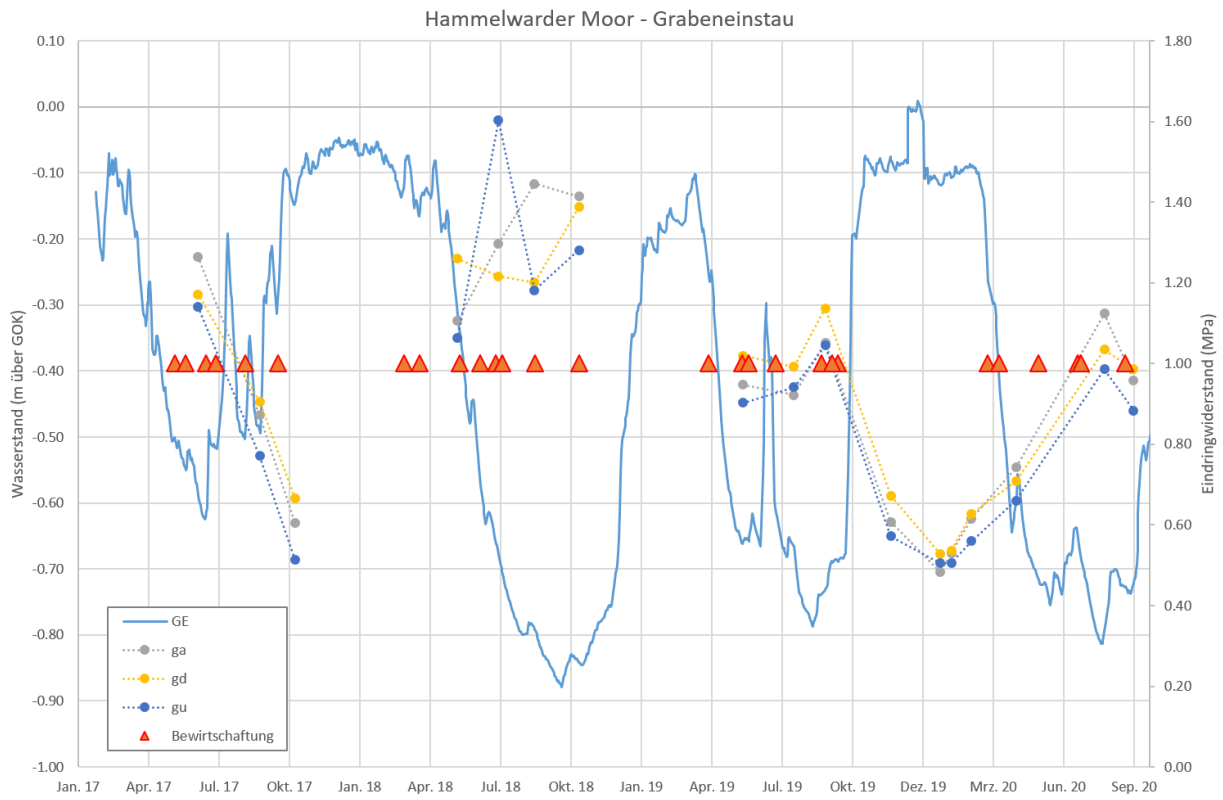


Abbildung 58 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten im Grabeneinstau des Hammelwarder Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ga = Grabeneinstau-Altnarbe, gd = Grabeneinstau-Direktsaat, gu = Grabeneinstau-Umbruch

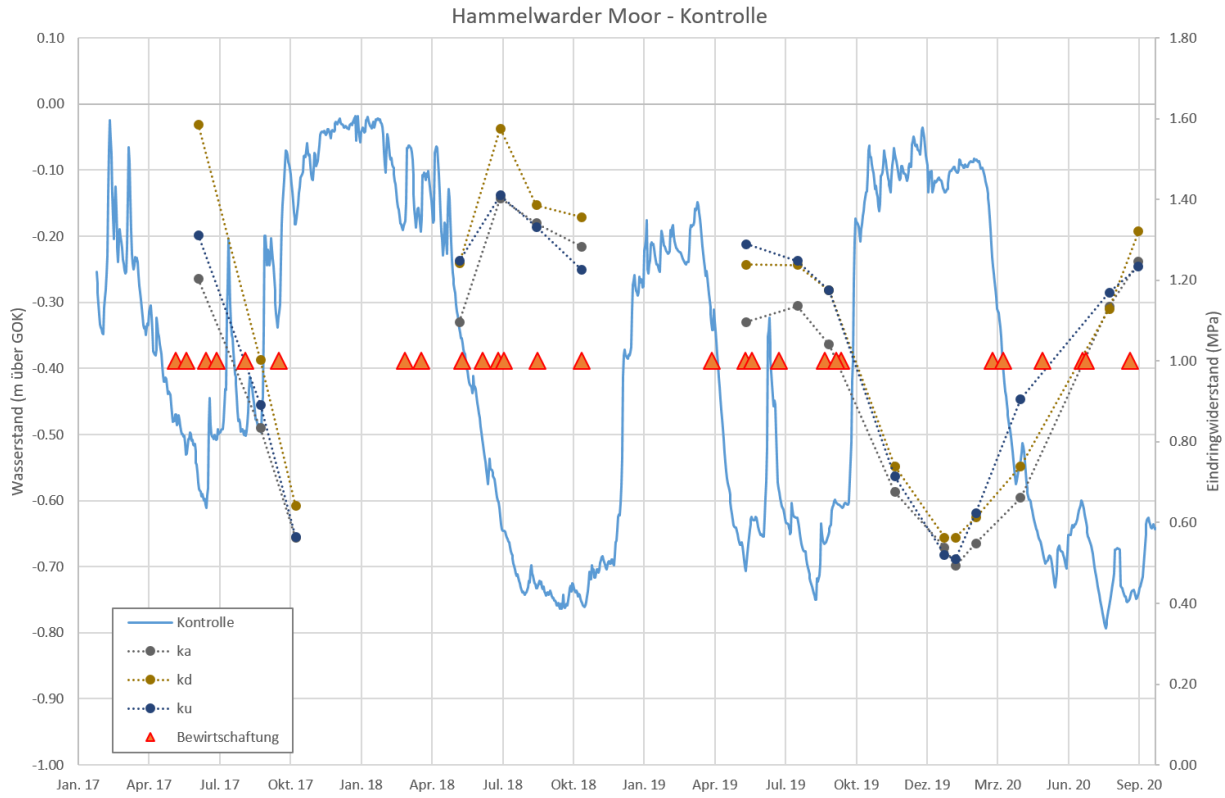


Abbildung 59 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten auf der Kontrolle des Hammelwarder Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ka = Kontrolle-Altnarbe, kd = Kontrolle-Direktsaat, ku = Kontrolle-Umbruch

Höhenmonitoring

Die Geländeoberfläche wurde zu Projektbeginn im Juli 2016 vermessen. Im Juli 2020 erfolgte eine Vergleichsmessung, sodass sich Veränderungen der Oberfläche messen ließen.

Die Kontrollfläche zeigte Höhenverluste von durchschnittlich 12,5 cm (Median). Der niedrigste Flächenverlust betrug dabei 5 cm, der Maximalwert lag bei 21 cm (Abbildung 60).

Der Grabeneinstau verlor im Median 13 cm, die geringste Höhenveränderung war ein Flächenanstieg von etwa 0,5 cm. Der größte Höhenverlust lag bei 23 cm. Hier zeigte sich eine breitere Streuung als bei der Kontrolle.

Die Unterflurbewässerung unterschied sich von den beiden anderen Varianten durch eine deutlich geringere Sackung. Der Höhenunterschied betrug im Median 7 cm, wobei hier ein Flächenanstieg von 1 cm als Maximalwert vorlag. Der höchste Flächenverlust betrug 18 cm. Durch die wasserregulierende Maßnahme zeigten sich in der Unterflurbewässerung die geringsten Höhenverluste im Vergleich zu beiden anderen Varianten. Kontrolle und Grabeneinstau reagierten mit der Sackung auf die Trockenheit der vergangenen Jahre, wohingegen die Unterflurbewässerung durch gleichbleibend hohe Moorwasserflurabstände dem entgegenwirkte.

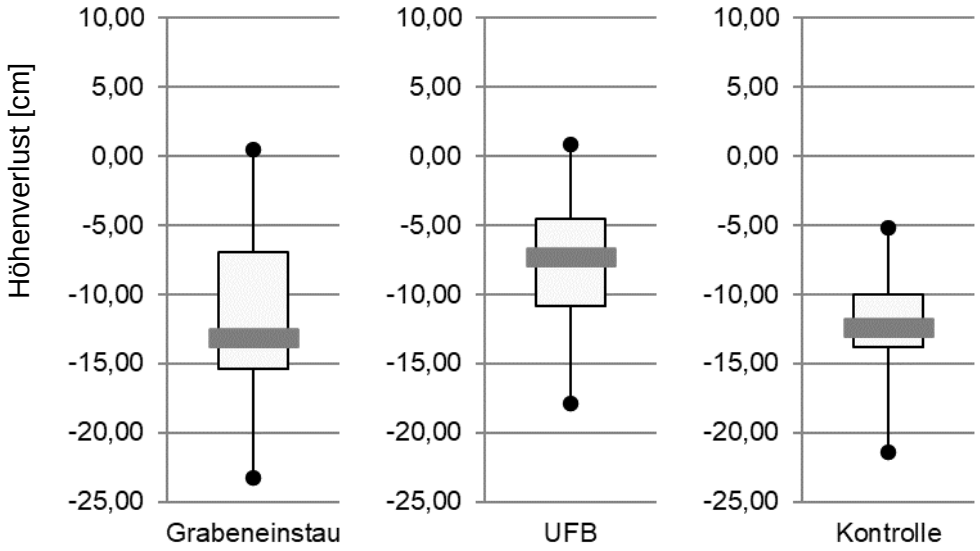


Abbildung 60 Höhenveränderung [cm] in den Exaktversuchen im Hammelwarder Moor von Juli 2016 bis Juli 2020 als Boxplot (GE: n = 45, UFB: n = 45, Kontrolle: n = 45)

Die Geländeoberfläche wurde während der Projektlaufzeit mehrfach vermessen. Zwischen 2016 und Dezember 2018 haben keine Messungen stattgefunden. Die Trockenheit des Jahres 2018 zeigte sich deutlich in der Messung des Dezembers. Durch die regenreichen Wintermonate stieg die Geländeoberkante bis März wieder an. Die Unterflurbewässerung konnte diese Anhebung sogar bis zum Oktober 2019 aufrechterhalten. Bei den Varianten Grabeneinstau und Kontrolle sank die Geländeoberkante ab, wobei der Höhenverlust des Grabeneinstaus geringer war. Im Jahr 2020 sank die Oberfläche aufgrund der Trockenheit der Sommermonate erneut ab. Dies geschah in allen drei Varianten, allerdings zeigte die regulierende Unterflurbewässerung deutlich geringere Verluste. Zum Winter hob sich die Geländeoberkante wieder, hier zeigten die

Unterflurbewässerung und der Grabeneinstau eine Anhebung um etwa 4 cm, die Kontrolle hob sich nur um weniger als einen Zentimeter (Abbildung 61). Das Wassermanagement der Unterflurbewässerung führte im Vergleich zu beiden anderen Varianten zu verminderter Sackung und Schrumpfung und zeigte somit als bodenschonendes Verfahren eine deutliche Sicherung des Produktionsstandorts. Allerdings könnte ein wirklicher Erhalt der Geländeoberkante nur bei Abnahme der oxidativen Torfsubstanzzehrung stattfinden.

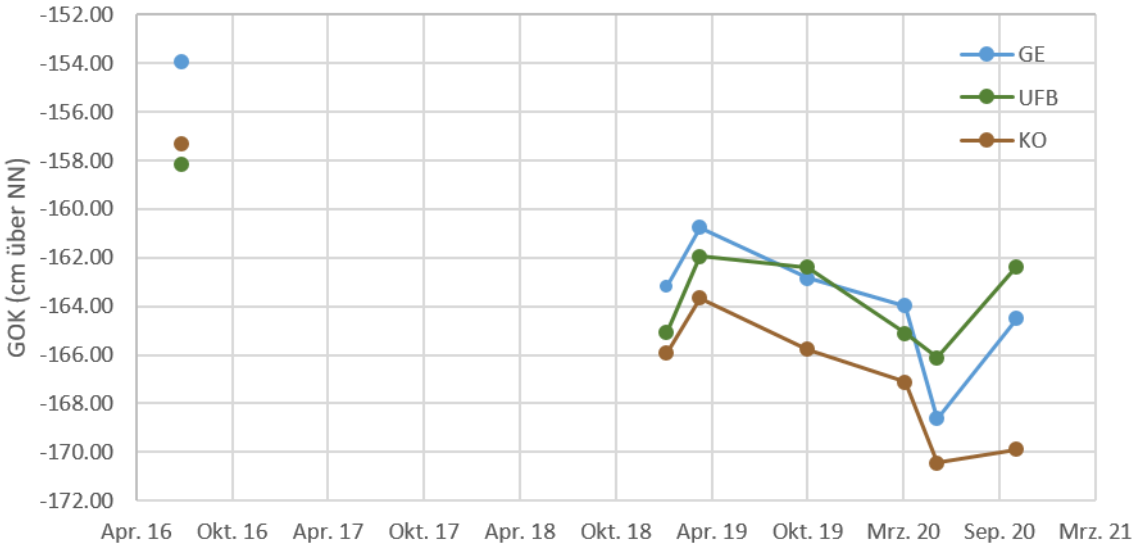


Abbildung 61 Durchschnittliche Veränderung der Geländeoberkante [cm ü. NN] für die gesamte Projektlaufzeit. Median der Varianten gemittelt über alle Werte (GE: n = 45, UFB: n = 45, Kontrolle: n = 45)

6.3.3 Exaktversuch Ipweger Moor

Die Profilansprache im Ipweger Moor zeigte einen Hochmoortorf mit vererdetem Oberboden über leicht zersetztem Sphagnum-Torf (Abbildung 62). Die Leitfähigkeit lag bei 9–15 cm pro Tag. Darunter befanden sich mittel und stark zersetze Hochmoortorfe mit sehr geringer Leitfähigkeit über Sand. Die Torfmächtigkeiten überstiegen auf dem Hochmoorstandort 2 m. Die ursprünglichen Dränrohre befanden sich in der Kontrollfläche in ca. 70 cm Tiefe.

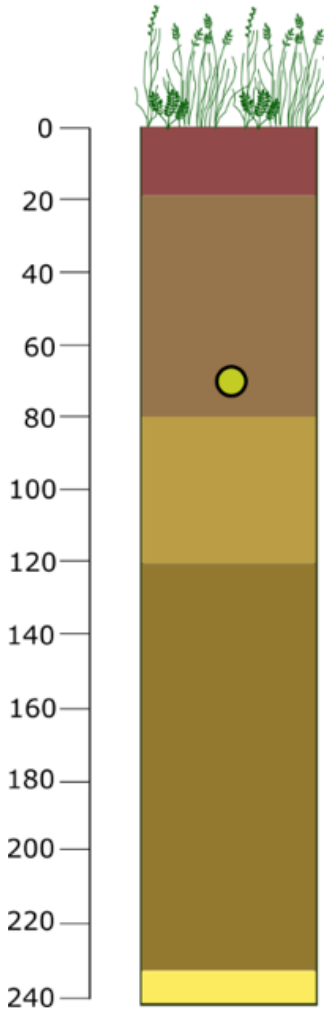


Abbildung 62 Aufbau des Hochmoor-Torfkörpers auf der Fläche des Exaktversuchs im Ipweger Moor

Wassermanagement

Nach dem Einbau der Wehre und der Implementierung der Unterflurbewässerung, sowie dem Einbau der Grundwassermessstellen startete ab Sommer 2017 der Betrieb der Solarpumpe. Die in Abbildung 63 dargestellten Grabenwasserstände (blau) und Moorwasserstände (rot) zeigen den Verlauf der Wasserstände für die gesamte Projektlaufzeit.

In der **Kontrolle** lagen die Grabenwasserstände über alle Jahre ca. 1 m unterhalb der Geländeoberkante und stiegen nur kurzzeitig nach starken Regenfällen an. Die Moorwasserstände folgten einem zeitlichen Verlauf mit hohen Wasserständen in den Wintermonaten und tiefen, sogar unter den Grabenwasserstand fallenden, Wasserständen in den Sommermonaten. Tiefstwerte wurden im trockenen Sommer 2018 erreicht, wo der Moorwasserstand auf fast 1,2 m abfiel. Die Folgejahre konnten diese Trockenheit nicht ausgleichen, in den darauffolgenden Wintern stieg der Moorwasserspiegel nicht höher als 0,3 m unter die Geländeoberkante an.

Durch den **Grabeneinstau** konnte der Grabenwasserstand im Vergleich zur Kontrolle deutlich angehoben werden. Ab dem Frühjahr 2018 konnte ein Grabenwasserstand von ca. 0,3 m unter Geländeoberkante eingestellt werden, im Sommer 2019 wurde der Wasserstand erneut angehoben und erreichte im Mittel ca. 0,2 m. Mit Beginn der Pumpsaison Mitte April wurde der

Grundwasserspiegel direkt angehoben, im Winter 2017/2018 stand der Moorbodenwasserstand oberflächennah an. Der trockene Sommer 2018 wirkte sich auf den Grabeneinstau aus, indem der Flächenwasserstand auf 0,6 m absank. Das Konfidenzintervall zeigte hier allerdings eine massive Streuung der Werte. Da der Herbst 2018 nicht die üblichen Regenmengen brachte, stieg der Moorbodenwasserstand erst zum Jahreswechsel an. Hier wurde der Grabenwasserstand konstant hoch eingestellt (etwa 0,15 m unter Geländeoberkante). Mit dem Grabeneinstau ließen sich auch im Sommer 2019 und 2020 höhere Moorbodenwasserstände als auf der Kontrolle erzielen. Die Wintermonate führten durch den Einstau zu oberflächennah anstehenden Moorbodenwasserständen. Dabei ließen sich Pfützenbildung und überstauendes Wasser auf der Fläche beobachten.

Bei der **Unterflurbewässerung** wurde der Grabenwasserstand ganzjährig auf das gleiche Niveau von 0,2 m unter der Geländeoberkante eingestellt. Dabei wurde die entwässernde Wirkung in den Wintermonaten deutlich, hier konnte das Wasser aus der Fläche abfließen, sodass der Moorbodenwasserstand deutlich niedriger ausfielen als beim Grabeneinstau. Im Winter 2018/2019 konnte der Moorbodenwasserstand auf der gesamten Fläche stabil gehalten werden, hier war das 90 % Konfidenzintervall sehr nah am Mittelwert des Flächenwasserstandes. Im Frühjahr und Herbst wurden aufgrund der starken Pfützenbildung und der Einschätzung der Landwirte, die Fläche sei nicht befahrbar, das Grabendwasser abgelassen und die Wehrsteuerung unter Geländeoberkante abgesenkt. Folglich sanken die Flächenwasserstände deutlich unter Geländeoberkante ab, konnten aber bald durch die Zuwässerung der Pumpe stabilisiert werden.

Im Jahr 2020 war deutlich erkennbar, wie schnell die Unterflurbewässerung auf Veränderungen des Wassermanagements reagieren konnte. Dabei erfolgte die entwässernde Reaktion schneller als der Wasserzustrom in die Fläche. In Monaten mit positiver Wasserbilanz lag der Wasserstand nur ca. 0,1–0,2 m über und in Monaten mit negativer Wasserbilanz ca. 0,2 m unter dem Grabenwasserstand.

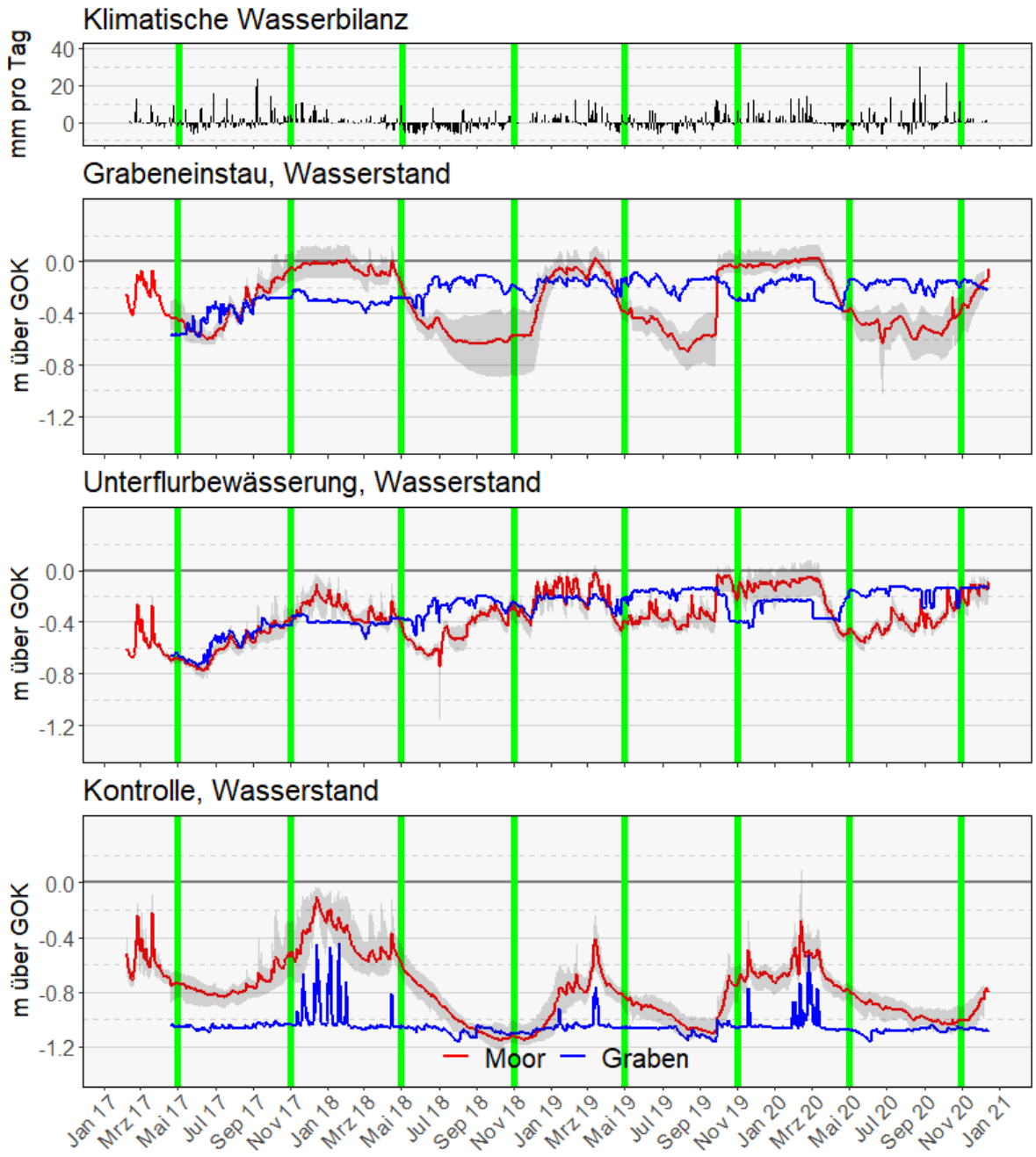


Abbildung 63 Ipweger Moor: Grabenwasserstände und mittlere Grundwasserflurabstände mit 90 % Konfidenzintervall für die gesamte Projektlaufzeit in den verschiedenen hydrologischen Varianten. Die Grüne Linie kennzeichnet Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai bis Nov.) (Datenquelle, DWD, 2021)

Die Abbildung 64 stellt die Moorbodenwasserstände der drei hydrologischen Varianten im Vergleich dar. Der große Unterschied der Wasserstände in den Sommermonaten bei den Wassermanagementvarianten zur Kontrolle wird deutlich. Die Grabeneinstau-Variante zeigte ähnliche Tendenzen wie die Kontrolle, jedoch mit deutlich angehobenen Moorbodenwasserständen. Die wasserregulierende Wirkung der Unterflurbewässerung wurde in den Wintermonaten deutlich, hier konnte man die entwässernde Funktion im Vergleich zum Grabeneinstau erkennen. Der gefüllte Graben wirkte sich hier insbesondere ab der Jahresmitte auf die Fläche des Grabeneinstaus aus.

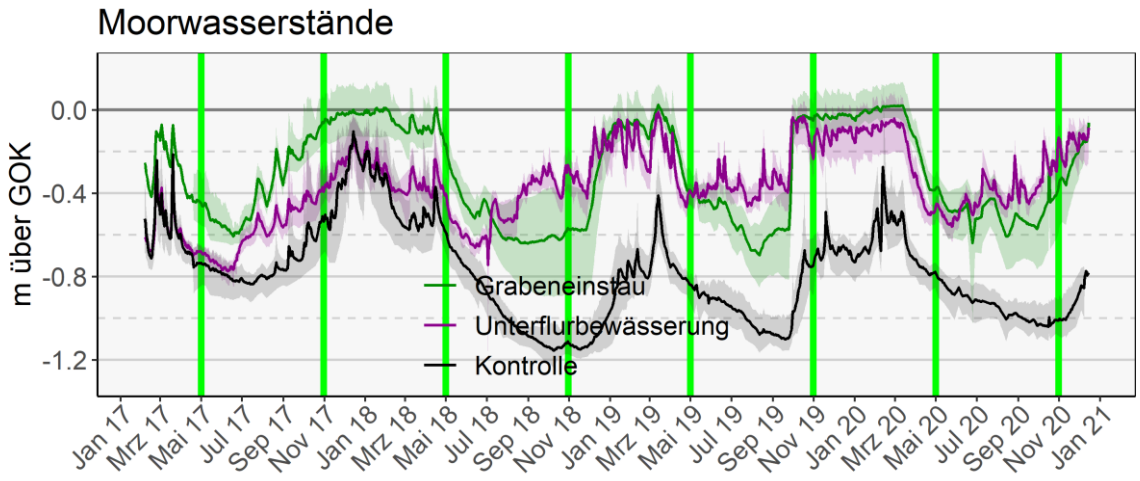


Abbildung 64 Moorbodenwasserstände der hydrologischen Varianten im Ipweger Moor, mit 90 % Konfidenzintervall für die gesamte Projektlaufzeit. Grüne Linien kennzeichnen Anfang und Ende der Vegetationsperiode (Mai–Nov.)

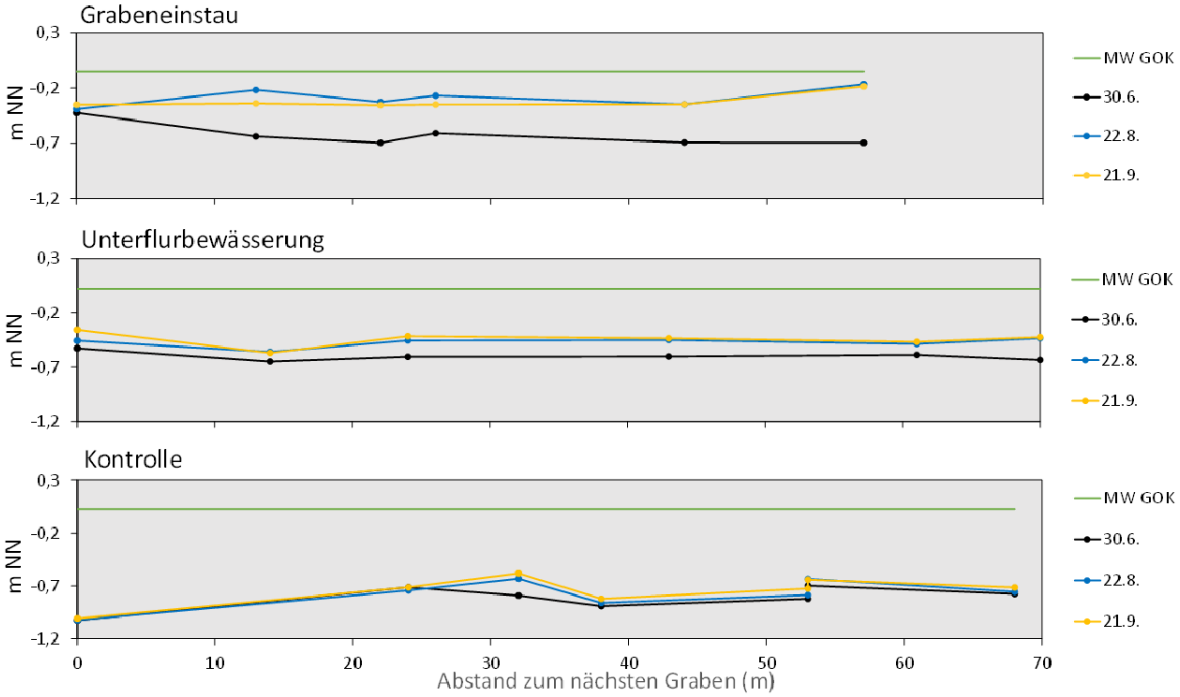


Abbildung 65 Wasserstandsprofile durch die hydrologischen Varianten im Exaktversuch Ipweger Moor zu ausgewählten Terminen 2017

Bei nicht optimaler Grabenwasserführung im Jahr 2017 waren Unterschiede zwischen den hydrologischen Varianten hinsichtlich der Moorwasserstände deutlich. In der Unterflurbewässerung verliefen die Moorwasserstände zeitlich parallel zum Grabenwasserstand und reagierten schnell auf dessen Änderungen. Daher fielen sie in der Flächenmitte im trockenen Juni nur 0,10 m unter den Grabenwasserstand, im Grabeneinstau aber bis zu 0,3 m. Der Unterschied zeigte sich auch in einem stärkeren Wasserstandsgradienten von der Fläche zum Graben im Grabeneinstau als in der Unterflurbewässerung (Abbildung 65). Ab Ende August bewirkte die zurückgehende Verdunstung in Kombination mit Niederschlägen Anstiege der Moorwasserstände bis auf wenige Zentimeter unter die Geländeoberkante, während sie in der Unterflurbewässerung etwa 0,30 m darunterblieben. Auch in der Kontrolle bewirkten Niederschläge an einigen Messpunkten größere und länger anhaltende Anstiege der

Moorwasserstände als in der Unterflurbewässerung. Allerdings lagen in der Kontrolle die Grabenwasserstände immer etwa einen Meter unter der Geländeoberkante und die Moorwasserstände an den meisten Messpunkten gleichmäßig auf etwa 0,7 m unter GOK, was sich mit der Wirkung der dort vorhandenen Drainagerohre erklären ließ.

Der Sommer 2017 war mit einer klimatischen Wasserbilanz (KWB) von 91 mm nass und zeigte in den Varianten Grabeneinstau und Unterflurbewässerung gleich hohe Graben- und Moorbodenwasserstände. Dabei lag der Moorbodenwasserstand nur gering unterhalb des Grabenwasserstands.

Im sehr trockenen Sommer 2018 hingegen wies die KWB einen Wert von −413 mm aus. Die Grabenwasserstände wurden deutlich angehoben. Die Moorbodenwasserstände lagen in der Variante Grabeneinstau bei 0,56 m unter Geländeoberkante und in der Unterflurbewässerung konnte der Moorbodenwasserstand auf 0,48 m angehoben werden.

Die Jahre 2019 und 2020 zeichneten sich durch ausgeglichene Wasserbilanzen in den Sommermonaten aus (2019: −21 mm und 2020: −10 mm). Hier wurden die Grabenwasserstände auf unter 0,2 m unter Geländeoberkante angehoben. Im Jahr 2019 zeigten sich mittlere Moorbodenwasserstände von 0,33 m in der Unterflurbewässerung und 0,47 m in der Einstau-Variante. Bei gleich hohen Grabenwasserständen schaffte die Unterflurbewässerung im Jahr 2020 einen Moorbodenwasserstand von 0,4 m unter Geländeoberkante, der Grabeneinstau hatte einen durchschnittlichen Moorbodenwasserstand von 0,49 m.

Tabelle 15 Kumulative klimatische Wasserbilanz (KWB) und mittlere Wasserstände der Varianten für die Sommermonate 2017–2020 im Ipweger Moor

Zeitraum		KWB (mm)	Variante	Mittlerer Moorwasserstand (m u. GOK)	Mittlerer Grabenwasserstand (m u. GOK)
01.05.2017	–	91	Grabeneinstau	0,40	0,38
30.09.2017			UFB	0,58	0,54
			Kontrolle	0,75	1,05
01.05.2018	–	−413	Grabeneinstau	0,56	0,19
30.09.2018			UFB	0,48	0,28
			Kontrolle	0,99	1,08
01.05.2019	–	−21	Grabeneinstau	0,47	0,17
30.09.2019			UFB	0,33	0,19
			Kontrolle	0,95	1,08
01.05.2020	–	−10	Grabeneinstau	0,49	0,17
30.09.2020			UFB	0,40	0,17
			Kontrolle	0,95	1,08

Die für das Projekt geplanten Zielwasserstände von 0,3 m im Jahresmittel konnten im Jahr 2019 sowie 2020 erreicht werden (Tabelle 16). Der Grabeneinstau lag dabei im Jahresmittel 2017 bei 0,31 m, 2019 bei 0,29 m und 2020 bei 0,32 m. Die Unterflurbewässerung erreichte 2019 einen mittleren jährlichen Wasserstand von 0,25 m und erreichte 2020 die 0,3 m. Die Kontrolle zeigte 2017 den höchsten Moorbodenwasserstand von 0,64 m und lag in den folgenden Jahren zwischen 0,81–0,84 m. Wasserregulierende Maßnahmen zeigten hier eine deutliche Wirkung, was die Auswirkung auf den Moorbodenwasserstand angeht.

Tabelle 16 Mittlere jährliche Moorwasserstände (in m u. GOK) der verschiedenen Varianten im Ipweger Moor über die gesamte Projektlaufzeit

Jahr	Grabeneinstau	Unterflurbewässerung	Kontrolle	Zeitraum
2017	0,31	0,52	0,64	Feb–Dez
2018	0,38	0,39	0,81	Jan–Dez
2019	0,29	0,25	0,84	Jan–Dez
2020	0,32	0,30	0,83	Jan–Dez

Bei den Moorbodenwasserständen in der Variante Grabeneinstau war dabei eine starke räumliche Streuung vorhanden. Das breite Konfidenzintervall, das in Abbildung 63 und Abbildung 64 abgebildet ist, lässt sich durch den Abstand zum Graben erklären (Abbildung 66). Am Projektbeginn waren die Wasserstände in Grabennähe deutlich tiefer als zum Ende der Messungen 2020. Hier zeigte die zeitliche Verteilung ein Anheben der Moorbodenwasserstände innerhalb der Projektlaufzeit. Je weiter es vom Graben in die Fläche ging, desto tiefer sank der Moorbodenwasserstand in den Sommermonaten ab. Die Messungen zeigten ab einem Abstand von 18 m die niedrigsten Wasserstände innerhalb der Fläche. Der positive Einfluss des Grabeneinstaus auf die Moorbodenwasserstände war somit nur in Grabennähe zu erzielen.

In der Unterflurbewässerung zeigte der Moorbodenwasserstand eine kontinuierliche Anhebung der Moorbodenwasserstände innerhalb der Projektlaufzeit. Hier zeigte sich, dass sich die hohe Leitfähigkeit der Torfe positiv auf die Unterflurbewässerung auswirkte und das Wasser aus den Dränrohren in den Sommermonaten in den Torfkörper strömte. Die tiefsten Moorbodenwasserstände wurden im Jahr 2017 und 2018 in einem Abstand von 1–2 m vom Dränrohr gemessen. Die höchsten Wasserstände konnten im Jahr 2020 gemessen werden, in dem auch die Grabenwasserstände am höchsten eingestellt waren.

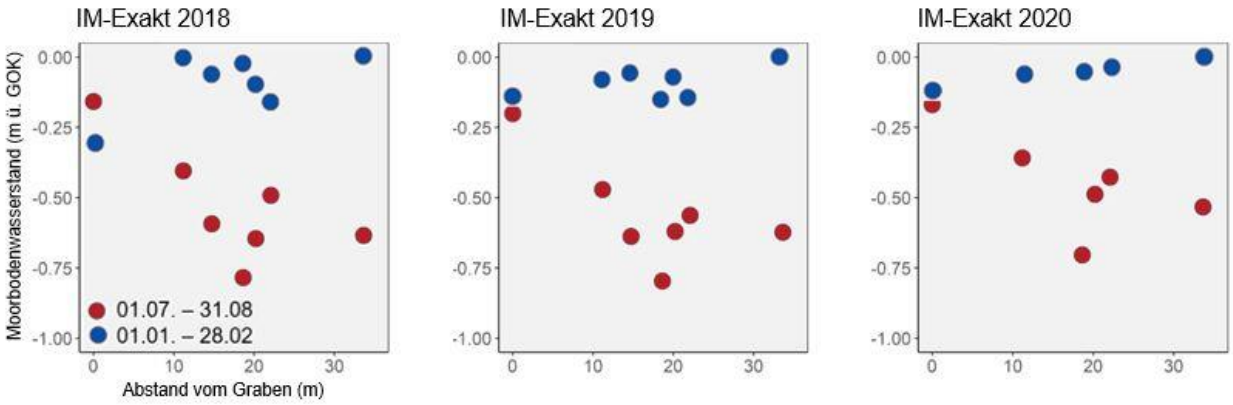


Abbildung 66 Gemittelte monatliche Wasserstände des Grabeneinstaus in Beziehung zur Entfernung zu dem Graben. Jeweils für die Wintermonate Januar–Februar und die Sommermonate Juli–August in m ü. GOK. Der Wert bei 0 entspricht dem Grabenwasserstand

Der durch Unterflurbewässerung im Vergleich zum Grabeneinstau deutlich verbesserte Wasseraustausch zwischen Graben und Moorkörper wurde auch deutlich bei der Regression zwischen der summarischen klimatischen Wasserbilanz von 14 Tagen und der Differenz aus täglichen Graben- und Moorwasserständen (Abbildung 67). Bei negativer Wasserbilanz ist diese Differenz positiv, bei positiver Wasserbilanz negativ. Der negative Anstieg der linearen Regression und die Streuung der Werte war in der Unterflurbewässerung viel geringer als im Grabeneinstau. Sowohl klimatischer Wasserüberschuss als auch Wassermangel wurden in der

UFB schneller durch den Graben ausgeglichen als im Grabeneinstau. Dennoch konnte die Differenz bei stark negativer klimatischer Wasserbilanz in der Unterflurbewässerung 0,30 m betragen, d.h., der Graben musste dann bis zu 0,3 m höher angestaut werden als der vorgesehene Zielwasserstand im Moor.

Der Zusammenhang zwischen klimatischer Wasserbilanz (Summe der letzten 14 Tage) und der Differenz Graben minus Moorwasserstand war für alle GW-Messstellen im Ipweger Moor gegeben, jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt (Abbildung 67). An allen Standorten nahm bei steigender KWB die Differenz zwischen Graben und Moor ab. Die Streuung und Steigung der Regression variierten, wobei eine geringe Steigung auf einen guten Wasseraustausch zwischen Graben und Moor hinwies. Eine große Streuung und Steigung dagegen deutete einen eingeschränkten Wasserfluss zwischen Graben und Moor und somit geringe k_f-Werte an.

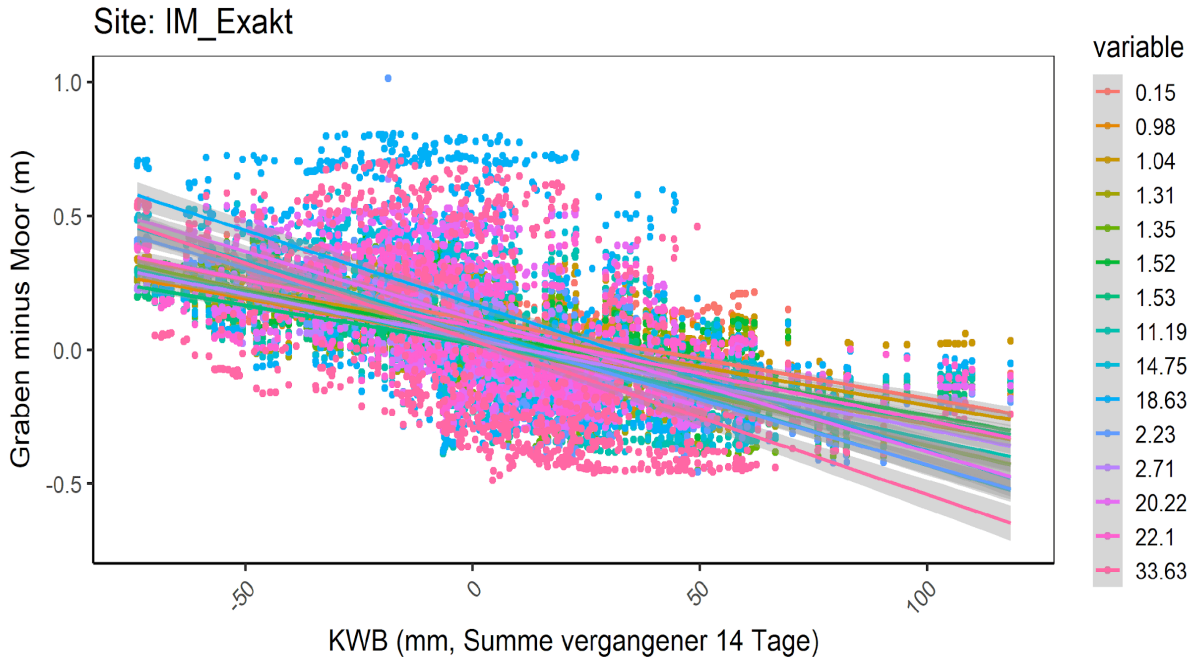


Abbildung 67 Beziehung zwischen 14-tägiger KWB und der Differenz Graben minus Moorwasserstand für die GW-Messstellen im Ipweger Moor, die Variable bezeichnet den Abstand der Messstelle zum Graben/UFB-Rohr

Eindringwiderstände

Der mit dem Penetrologger gemessene, punktuelle Eindringwiderstand (MPa) gilt als grobe, reproduzierbare Beschreibung der Tragfähigkeit eines Standortes. Weitere wichtige Faktoren sind darüber hinaus die Beschaffenheit der Grasnarbe, die Verflechtung der Graswurzeln, die Torfstruktur, der Anteil von Fasern oder festen Bestandteilen im Boden. Die Befahrbarkeit kann somit allein durch die Penetrologger-Werte nicht gänzlich abgebildet werden. Die zum Teil an der Grenze der Befahrbarkeit geltenden MPa-Werte spiegeln die tatsächlich erfolgreich durchgeführte Bewirtschaftung zu diesem Zeitpunkt damit nur teilweise wider.

Die Abbildung 68 zeigt den zeitlichen Verlauf der Eindringwiderstände für die drei unterschiedlichen Varianten jeweils für den Oberboden 5–20 cm sowie für den Bereich von 21–35 cm Tiefe. Die gemessenen Werte wurden jeweils als Mittelwerte der Messpunkte pro Ansaatvariante dargestellt. In Rot ist der Eindringwiderstand von 0,5 MPa als untere Grenze der

eingeschränkten Befahrbarkeit gekennzeichnet (Fahrspuren bis 10 cm Tiefe möglich). Für eine gute Befahrbarkeit sind laut Literatur Eindringwiderstände von > 0,75 MPa erforderlich (SCHMIDT 1995).

Zu Beginn der Projektlaufzeit lagen die gemessenen Eindringwiderstände im Oberboden im Grabeneinstau und in der Kontrolle bei 0,6 MPa und fielen in den Herbstmonaten auf 0,4 MPa. Die Unterflurbewässerung lag 0,1 MPa darunter. Im Jahr 2018 stieg der Eindringwiderstand stark an, dabei zeigte die Kontrolle die höchsten Widerstände, die Unterflurbewässerung hatte einen ähnlichen Jahresverlauf, zeigte aber deutlich schwächere Werte. Der Grabeneinstau hingegen zeigte deutliche Schwankungen und zeigte im August einen deutlich stabilen Oberboden, im September wurde ein starker Einbruch der Eindringwiderstände unter 0,5 MPa gemessen, der sich zum Jahresende aber auf 0,7 MPa stabilisierte.

Mit Beginn des Jahres 2019 zeigten sich in der Kontrolle MPa-Werte zwischen 0,8 und 0,9 MPa, zum Jahresende sank der Wert auf 0,6 MPa. Der Grabeneinstau startete bei 0,55 MPa in die Saison, erreichte im September einen Maximalwert von 0,75 MPa und fiel dann unter die 0,5 MPa Grenze. Die Unterflurbewässerung schaffte es nur am Jahresbeginn im Oberboden Werte über 0,5 MPa zu überschreiten, die Sommermonate lagen mit Eindringwiderständen von 0,5 MPa bis 0,4 MPa unter der Grenze der Befahrbarkeit. Trotz der geringen Eindringwiderstände konnten im Jahr 2019 Düngemaßnahmen sowie die ersten drei Schnitte erfolgreich durchgeführt werden. Im Herbst 2019 konnte witterungsbedingt und wegen Fraßschäden durch eine erhöhte Mauspopulation der vierte Schnitt nicht vorgenommen werden, wovon alle Varianten inklusive der Kontrolle betroffen waren. Die Wintermonate zeigten einen deutlichen Verlust der Befahrbarkeit, nur die Kontrolle blieb hier oberhalb der 0,5 MPa-Grenze. Mit Beginn des Frühjahrs 2020 zeigten Grabeneinstau und Kontrolle einen parallelen Verlauf mit Spitzenwerten im September.

Der Bereich von 21–35 cm Bodentiefe zeigte die Kontrolle kontinuierlich die höchsten Eindringwiderstände. Zu Beginn der Projektlaufzeit 2017 wurden in der Kontrolle die niedrigsten Werte gemessen, diese lagen um 0,35 MPa. Im Jahr 2016 begannen die Messungen unterhalb der 0,5 MPa Grenze und schafften im Herbst in der Spitze Eindringwiderstände von bis zu 0,75 MPa. Der Sommer 2019 zeigte Werte von 0,6 MPa, diese sanken in den Wintermonaten 2019/2020 bis knapp unter 0,4 MPa ab. Im Jahr 2020 erreichten die Eindringwiderstände im Maximum 0,45 MPa und kamen nicht über die Grenze der eingeschränkten Befahrbarkeit.

Grabeneinstau und Unterflurbewässerung zeigten im Bereich von 21–35 cm Tiefe ein ähnliches Verhalten, die Kurven verlaufen ähnlich wie die des Oberbodens. Dabei lagen die gemessenen Eindringwiderstände zwischen 0,27 und 0,4 MPa. Grabeneinstau und Unterflurbewässerung zeigten nur im Sommer 2018 einen Anstieg der Widerstände.

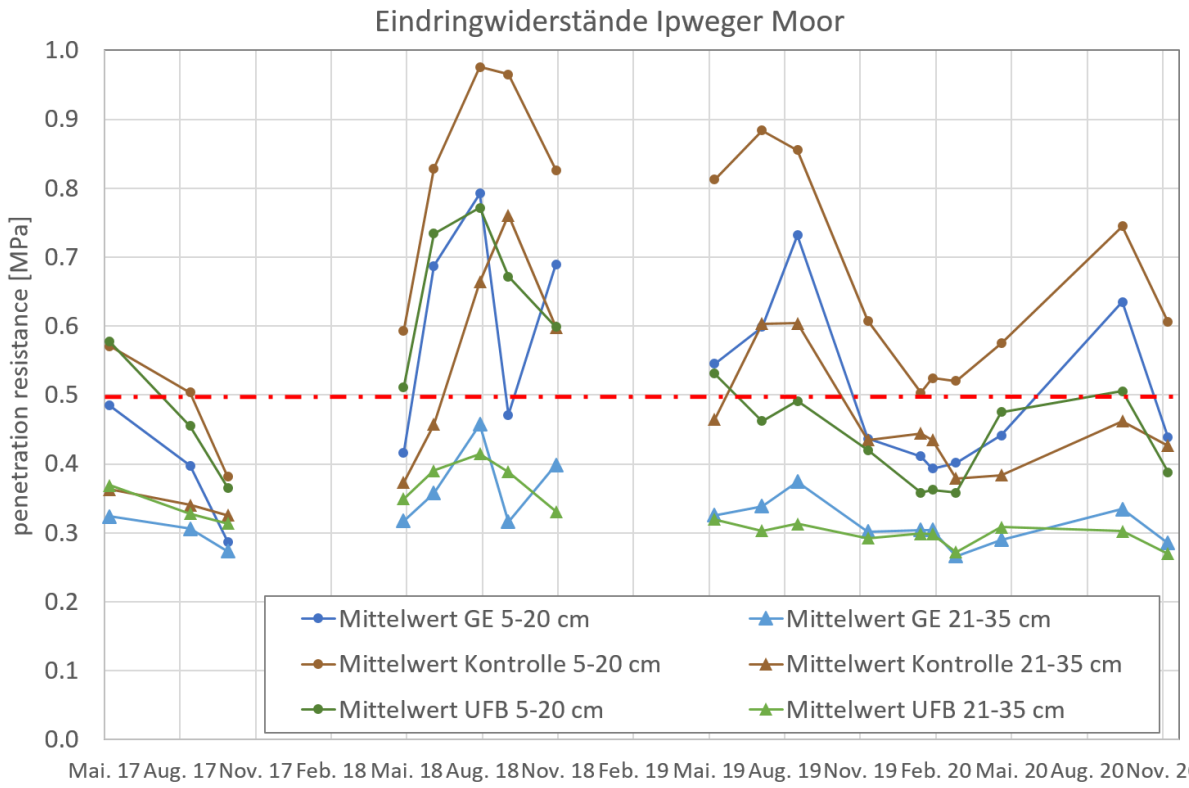


Abbildung 68 Gemittelte Eindringwiderstände von 2017 bis 2020 jeweils für die Tiefe der oberen 5–20 cm und für die Tiefe von 21–35 cm. In rot ist die Grenze der eingeschränkten Befahrbarkeit (0,5 MPa) gekennzeichnet

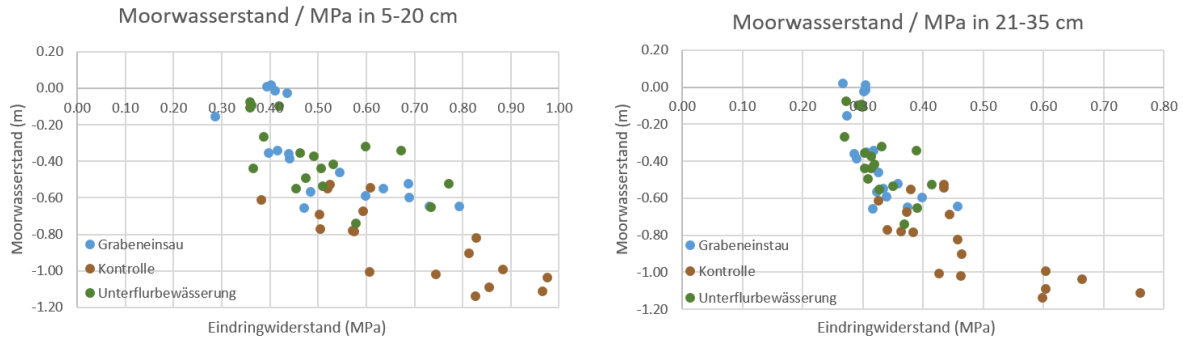


Abbildung 69 Zusammenhang zwischen Moorbodenwasserstand und Eindringwiderstand [MPa] im Oberboden (5–20 cm) (links) sowie in einer Tiefe von 21–35 cm (rechts) für das Ipweger Moor

Die Abbildung 69 zeigt den Zusammenhang zwischen den Einflussgrößen Moorbodenwasserstand und Eindringwiderstand für den untersuchten Moorstandort im Ipweger Moor. Daraus geht hervor, dass ein geringerer Moorbodenwasserstand zu höheren Eindringwiderständen führt. Insbesondere in der trockenen Kontrollfläche zeigten sich im Oberboden Werte bis zu 1 MPa, der Bereich von 21–35 cm Tiefe erreichte Maximalwerte von bis zu 0,8 MPa. Selbst bei oberflächennahen Moorbodenwasserständen wurden Eindringwiderstände von 0,3–0,4 MPa selten unterschritten, wobei der Oberboden geringere Widerstände als der untere Bereich von 21–35 cm aufwies.

Bei dieser Betrachtung ist zu beachten, dass der Eindringwiderstand nur zur Orientierung dient und die tatsächliche Befahrbarkeit ebenfalls durch die Tragfähigkeit der Grasnarbe, die Struktur der Torfe und die eingesetzten Maschinen und deren technische Ausstattung beeinflusst wird.

Einfluss der Grünlandneuerungsvarianten

Die Eindringwiderstände folgten in inverser Form den Wasserständen. Bei hohen Wasserständen sanken die Widerstände auf dem Hochmoorstandort bis unter 0,3 MPa ab, bei niedrigen Wasserständen stiegen sie auf bis zu 1 MPa an. In der Kontrolle zeigten Direktsaat und Altnarbe höhere Widerstände als die Umbruch-Variante. Dies entsprach den Erwartungen, da durch den Umbruch die Grasnarbe vollständig gestört wurde. Diese teilweise Herabsenkung der Tragfähigkeit hielt so lange an, bis sich ein neuer Grasbestand mit entsprechendem Wurzelsystem etabliert hatte. Im zweiten Sommerhalbjahr 2019 deutete sich dieser Wandel an, allerdings nahm nicht die Tragfähigkeit der Grasnarbe beim Umbruch zu, sondern vor allem bei der Direktsaat ab. Zu diesem Zeitpunkt wirkten sich die steigenden Wasserstände ggf. in Verbindung mit Narbenschäden infolge eines Befalls von Feldmäusen allgemein negativ auf die Tragfähigkeit der Grasnarbe aus (Abbildung 70).

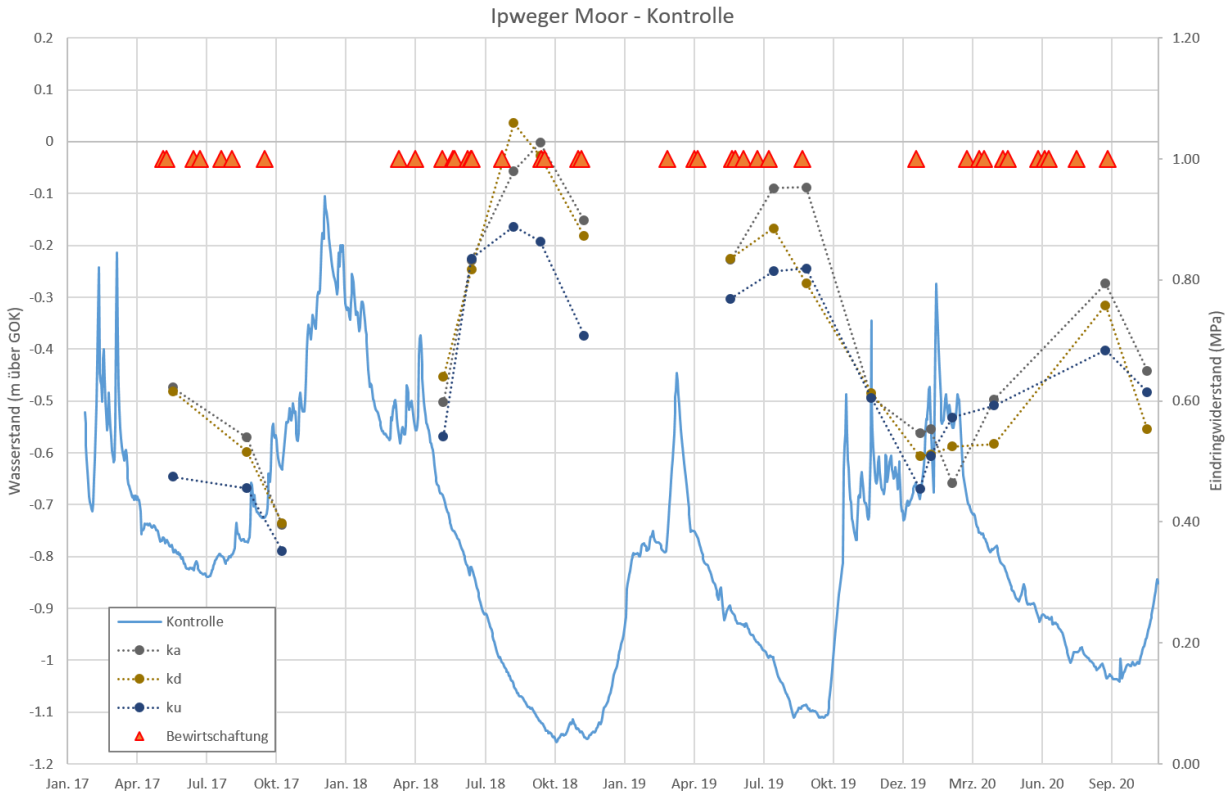


Abbildung 70 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten in der Kontrolle des Ipweger Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ka = Kontrolle-Altnarbe, kd = Kontrolle-Direktsaat, ku = Kontrolle-Umbruch

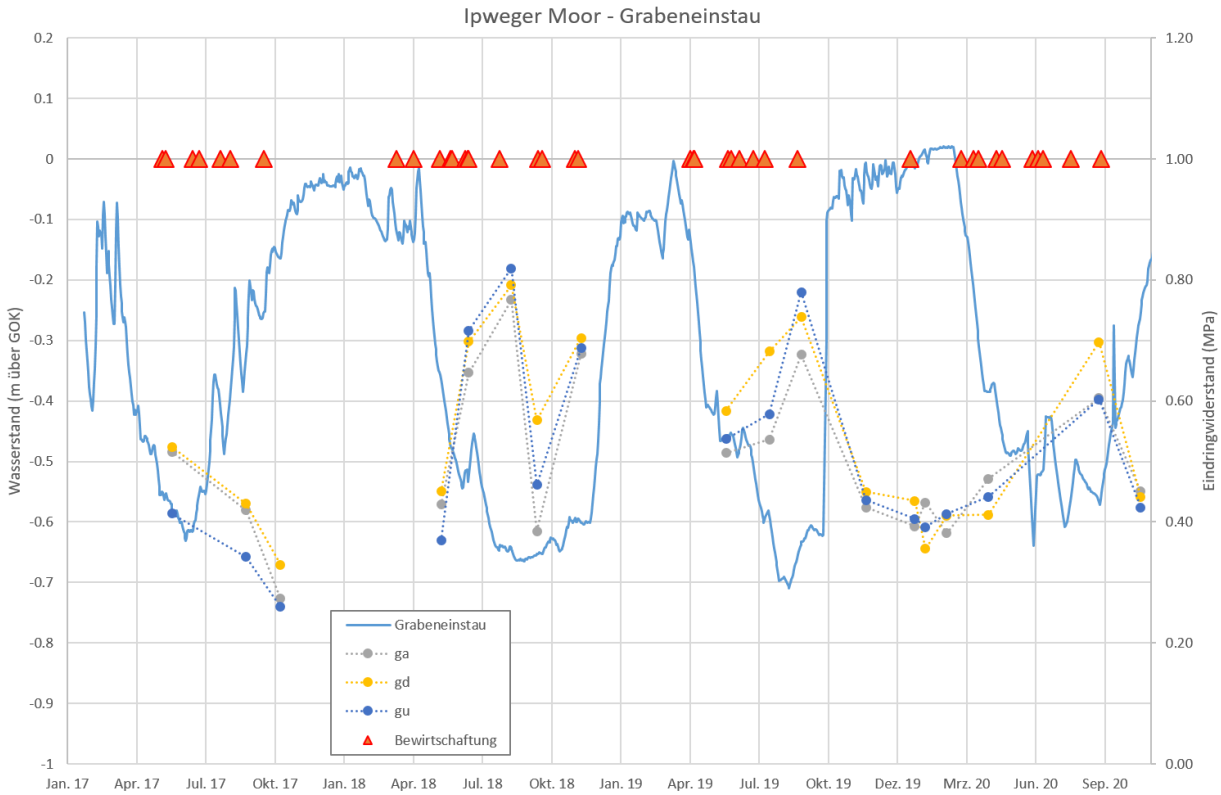


Abbildung 71 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten im Grabeneinstau des Ipweger Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ga = Grabeneinstau-Altnarbe, gd = Grabeneinstau-Direktsaat, gu = Grabeneinstau-Umbruch

Bei der Grabeneinstau-Variante zeigte sich ein ähnlicher inverser Verlauf der Eindringwiderstände zu den Moorbodenwasserständen. Jedoch mit niedrigeren Eindringwiderständen, die bis auf maximal 0,8 MPa anstiegen, wohingegen die Moorbodenwasserstände in den Wintermonaten oberflächennah anstanden (Abbildung 71). Die niedrigsten Werte der Eindringwiderstände wurden im Oktober 2017 gemessen (unter 0,3 MPa). Im Grabeneinstau begannen die Grünlandneuerungsvarianten Altnarbe und Direktsaat mit leicht höheren Eindringwiderständen als die Umbruchvariante. Allerdings zeigte die Umbruchvariante schon im Juli 2018 eine gleiche Befahrbarkeit. Zu Beginn des Jahres 2019 dominierte die Direktsaat, die Altnarbe schwächelte hier im Vergleich. In den Jahren 2019 und 2020 erreichten die Varianten im Grabeneinstau auf dem Hochmoorstandort erst zum Ende des Sommers gute Befahrbarkeit (> 0,6 MPa).

Die Unterflurbewässerung zeigte durch das Wassermanagement deutlich höhere Moorwasserstände in den Sommermonaten. Dies ging zulasten der Eindringwiderstände, die 2017 noch ähnliche Werte wie in der Kontrolle und im Einstau aufwiesen. 2018 dominierte die Direktsaat, wohingegen Altnarbe und Umbruch ab Juli deutlich schwächere Eindringwiderstände aufwiesen. 2019 wurden die Grabenwasserstände angehoben, und somit auch die Moorbodenwasserstände deutlich höher gefahren als in den Vorjahren. Die Eindringwiderstände starteten bei 0,6 MPa, sanken dann kontinuierlich bis Dezember 2019 auf 0,4 MPa ab. Dabei zeigte die Direktsaat die höchste Befahrbarkeit. Im März 2020 stiegen die Eindringwiderstände als Reaktion auf den sinkenden Moorbodenwasserstand an. Dabei wurden im gesamten Jahr 2020 Werte von 0,5 MPa nur knapp überschritten (Abbildung 72).

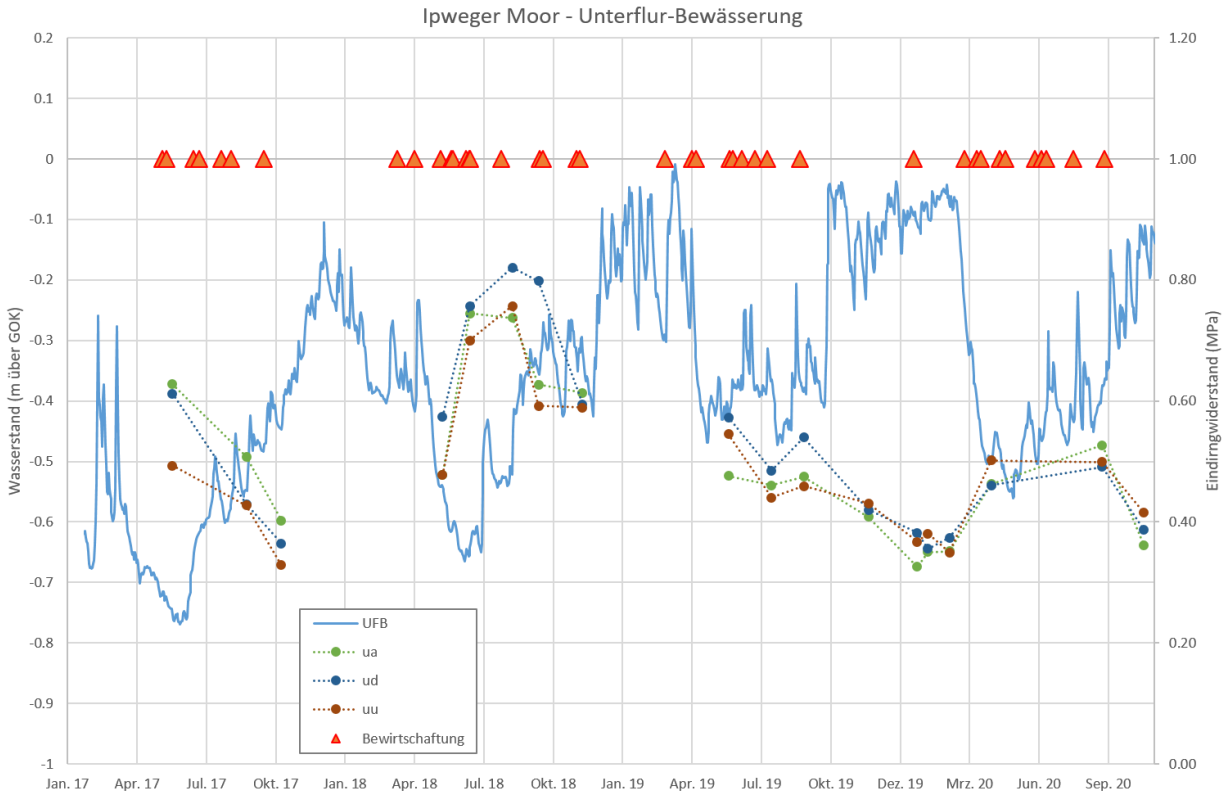


Abbildung 72 Mittlere Eindringwiderstände (Tiefe: 5–20 cm) und Moorwasserstände (blaue Linie) für die Ansaatvarianten in der Unterflurbewässerung des Ipweger Moores, Termine der Bewirtschaftung sind orange markiert. ua = Unterflurbewässerung-Altnarbe, du = Unterflurbewässerung-Direktsaat, uu = Unterflurbewässerung-Umbruch

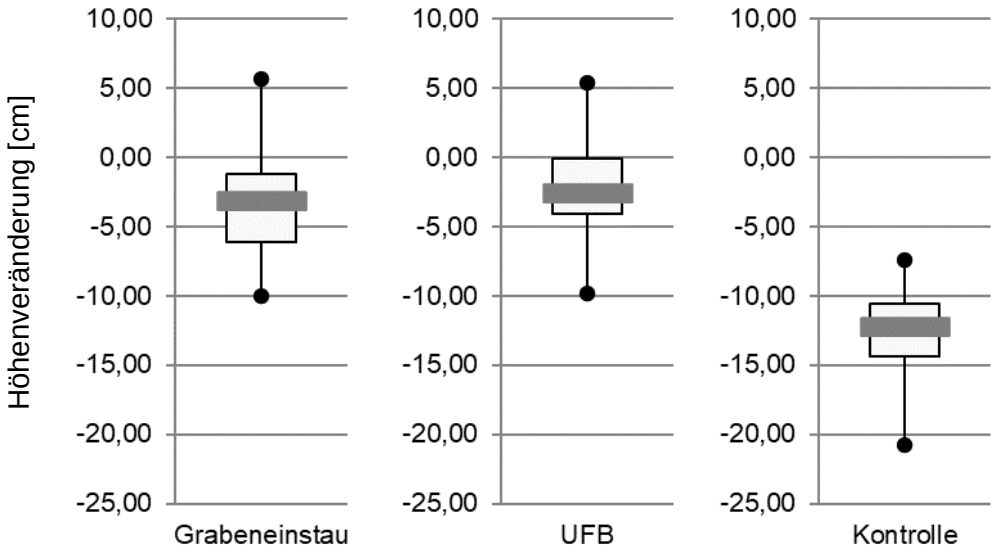


Abbildung 73 Höhenveränderung [cm] in den Exaktversuchen im Ipweger Moor von Juli 2016 bis Juli 2020 als Boxplot (GE: n = 42, UFB: n = 41, Kontrolle: n = 48)

Das Monitoring der Geländehöhen erfolgte erstmalig im Juli 2016 und wurde im Juli 2020 wiederholt.

Die Kontrolle hat innerhalb von vier Jahren einen Höhenverlust von 12 cm im Median aufgewiesen. Dabei lag der geringste Höhenverlust bei 7,5 cm und der maximale Verlust bei 21 cm. Der Flächenverlust erfolgte auf der gesamten Versuchsfläche gleichmäßig (Abbildung 73).

Für die Fläche des Grabeneinstaus ergab sich ein Median von 3 cm Höhenverlust. Die Abbildung 73 zeigt jedoch eine breite Streuung mit Ausreißern von 10 cm Höhenverlust bis zu einem Zuwachs von knapp 6 cm. Dies war in der Struktur des Grabeneinstaus begründet, die grabennahen Flächen quollen auf und profitierten durch das hoch anstehende Grabenwasser, wohingegen die zentralen Bereiche des Standorts durch die jährlich stark schwankenden Moorbodenwasserstände in den Sommermonaten erhebliche Flächenverluste verzeichneten.

Durch das aktive Wassermanagement der Unterflurbewässerung mit ganzjährig hohen Moorbodenwasserständen auf der gesamten Fläche reduzierte sich der Höhenverlust auf 2,5 cm im Median. Starke Sackungsprozesse waren nur im östlichen Bereich zum Ende der Unterflur-Rohre zu beobachten, hier wurden Flächenverluste von knapp 10 cm gemessen. An den Randbereichen zum Graben hin fanden die größten Quellungen statt, allerdings zeigte der zentrale Bereich eine Stabilisierung der Oberfläche.

Die Abbildung 74 zeigt den Verlauf der mittleren Geländehöhen in allen drei Varianten über die gesamte Laufzeit. Bis zum Dezember 2018 war die Geländeoberkante deutlich gesackt, über die Wintermonate konnte ein „Aufschwimmen“ der Torfe durch den steigenden Moorbodenwasserstand gemessen werden. Im Jahr 2018 verhielten sich Grabeneinstau und Unterflurbewässerung stabil, wohingegen die Kontrolle deutliche Höhenverluste zeigte. Im Jahr 2020 sank die Geländeoberkante der Wassermanagementvarianten im Sommer leicht ab. Hier zeigte die Unterflurbewässerung in den Wintermonaten ein Aufschwemmen, sodass insgesamt ein Höhenverlust von weniger als 2 cm über die gesamte Projektlaufzeit zu verzeichnen war. Die Variante Grabeneinstau verhielt sich ähnlich. Anders die Kontrolle, bei der seit März 2019 ein kontinuierliches Absinken der Oberfläche gemessen wurde. Insgesamt betrugen die Flächenverluste hier über 14 cm.

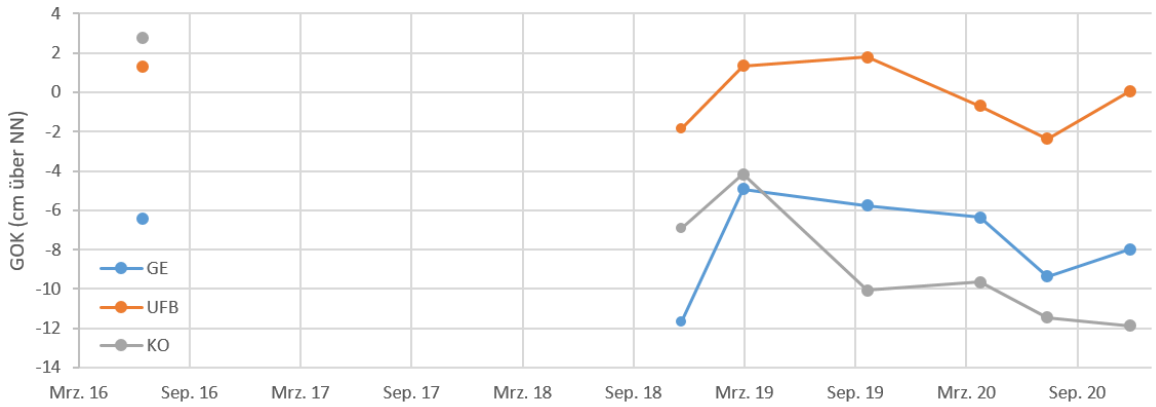


Abbildung 74 Durchschnittliche Veränderung der Geländeoberkante [cm ü. NN] für die gesamte Projektlaufzeit (bis Dezember 2020). Median der Varianten gemittelt über alle Werte (GE: n = 45, UFB: n = 45, Kontrolle: n = 45)

Gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f-Werte)

Zur Beurteilung der Vergleichbarkeit der Grundwasser (GW) Messstellen und zur Einschätzung der gesättigten Leitfähigkeit der obersten Weißtorfe wurden am 13.03.2018 an allen im Exaktversuch im Moor installierten Messstellen mittels der Bohrlochmethode k_f-Werte bestimmt. Die Rohre waren bis in 15–40 cm Tiefe geschlossen, darunter über einen Bereich von 2 m mit Schlitzen verfiltert. Für die Messung wurde das Wasser um ca. 20 cm unter den Ruhewasserstand abgepumpt, dann sechs Minuten der Anstieg gemessen und anschließend die

gesättigte Leitfähigkeit nach VAN BEERS (1962) berechnet. Im Mittel betrugen die k_f-Werte zwischen 4,7 (Kontrolle) und 9,6 (Grabeneinstau) cm pro Tag und lagen damit deutlich unter Werten vergleichbarer Torfe in der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (AD-HOC AG BODEN 2005). Sie waren auch etwas geringer als die im Jahr 2017 im Exaktversuch für Weißtorfe gleicher Humifizierungsstufe (H3) in 0,6 m bis 1,2 m Tiefe bestimmten k_f Werte von durchschnittlich 13 cm pro Tag. Der Grund dafür bestand möglicherweise in dem mit Filterstrumpf ummantelten Filterrohr, das ein zusätzliches Hindernis darstellte und dadurch die gesättigte Wasserleitfähigkeit verringerte. Unterschiede zwischen den Varianten waren durch unterschiedliche Wasserstände bedingt; im Grabeneinstau waren Wasserstand und k_f am höchsten, in der Unterflurbewässerung beides niedriger und in der Kontrolle am niedrigsten. Das deutete darauf hin, dass die gesättigten Leitfähigkeiten in den obersten Weißtorfschichten am höchsten waren, vermutlich bedingt durch geringere Auflast und dadurch lockere Lage. Keine GW-Messstelle war durch ungewöhnlich stark abweichende k_f-Werte aufgefallen.

Die gute Wasserleitfähigkeit der obersten Weißtorfschichten bestätigte sich auch bei einer erneuten Messung der Leitfähigkeiten am 14.03.2019 an frischen Bohrlöchern, bei höheren Wasserständen, vor allem im Grabenanstau und in der Unterflurbewässerung. Bei der Wahl der Bohrlöcher wurde darauf geachtet, diese auf kleine Geländeerhebungen zu platzieren, um oberflächlichen Wasserzufluss zu verhindern. Auch wurden potenzielle Standorte mit erkennbaren Mäuseaktivitäten ausgeschlossen. Bei Wasserständen von höher als 0,1 m unter Flur werden gesättigte Wasserleitfähigkeiten zwischen 69 und 129 cm pro Tag gemessen, während in der Kontrolle, bei Wasserständen von 0,17 m unter Flur die Leitfähigkeit bereits auf 11 cm pro Tag zurückgeht. Eine anhand der Torfstratigrafie begründete Beurteilung der gesättigten Wasserleitfähigkeiten erscheint jedoch schwierig. Der vererdete Oberboden sollte eher eine geringe Wasserleitfähigkeit haben, diese wird aber offensichtlich durch die höhere Wasserleitfähigkeit der liegenden schwach zersetzten Weißtorfe des Hw-Horizontes in den wasserregulierten Varianten kompensiert. Auch in der Kontrolle steht das Wasser im Hw-Horizont, wenn auch etwas tiefer als in den wasserregulierten Varianten. Im unteren Bereich des Hw.Horizontes sind allerdings Torfe mit einem höheren Zersetzungsgrad zu finden, so dass die Wasserleitfähigkeit mit tieferem Wasserstand abnehmen sollte..

Tabelle 17 Gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f) und Moorbodenwasserstände an den-Messstellen am 13.03.2018

Variante	**K_f [cm pro Tag]**		**Moorbodenwasserstand [cm u. GOK]**		**Anzahl**
	MW	**Quartile 25 % / 75 %**	**MW**	**Quartile 25 % / 75 %**	
Grabeneinstau	9,6	8,0 / 11,9	15	2 / 18	6
Unterflurbewässerung	5,3	3,2 / 7,2	28	23 / 34	7
Kontrolle	4,7	2,2 / 5,5	48	39 / 59	8

Tabelle 18 Gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f) und Moorbodenwasserstände an den Messstellen am 14.03.2019

Variante	**K_f [cm pro Tag]**	**Moorbodenwasserstand [cm u. GOK]**	**Anzahl**

	MW	Quartile 25 % / 75 %	MW	Quartile 25 % / 75 %	
Grabeneinstau	129	80 / 161	7	5 / 8	4
Unterflurbewässerung	69	27 / 80	6	4 / 7	4
Kontrolle	11,1	5,4 / 13,9	17	17 / 19	4

6.4 Zusammenfassung und Ausblick

In zwei Moorgebieten, einem Niedermoor- und einem Hochmoorgebiet, wurde erstmals in Deutschland eine Unterflurbewässerung im Parzellenmaßstab (ca. 3.500 m²) aufgebaut. Damit ließ sich dieses System im Hinblick auf die Steuerung optimieren und Randbedingungen untersuchen. Dies betraf vor allem die witterungsabhängige Steuerung der Grabenwasserstände, mit dem Ziel, auch in den Sommermonaten möglichst hohe Moorwasserstände zu erreichen und gleichzeitig die Grünlandwirtschaft zu ermöglichen. Erst wenn eine optimale Steuerung gelingt, können auch die Auswirkungen dieser neuen Wassermanagementvariante auf Treibhausgasemissionen, Erträge, Stoffausträge und Biodiversität beurteilt werden.

Der Niedermoorstandort Hammelwarder Moor liegt in einem Pumpgebiet, das regelmäßig in die Weser abgepumpt werden muss. Die Gräben führten daher ganzjährig Wasser, was die Wasserbereitstellung für den Versuch erleichtert hat, aber auch dazu führte, dass in der Kontrollvariante bereits ein ganzjährig hoch wasserführender Graben vorhanden war. Allerdings sind die Torfe durch eine geringe Wasserleitfähigkeit gekennzeichnet, so dass trotz hoher Grabenwasserstände die Moorwasserstände in den Sommermonaten deutlich abfielen. Dieses Phänomen wurde im trockenen Sommer 2018 in der Kontrollvariante und beim Grabeneinstau besonders deutlich, führte aber dazu, dass in der Unterflurbewässerung trotz der engen Dränabstände von 4 m der Zielwasserstand von 0,3 m unter GOK erst bei hoher Grabenwasserführung erreicht werden konnte.

Der Hochmoorstandort Ipweger Moor ist durch eine tiefe Entwässerung geprägt. Der Wasserrückhalt bzw. das Zupumpen von Wasser in den Sommermonaten führte dazu, dass die Standorte zeitweise nässer wurden. Im Ipweger Moor wurden die Dränrohre für die Unterflurbewässerung in die etwas besser Wasser leitenden Weißtorfe gelegt. Die Unterflurbewässerung funktionierte gut und Moorwasserstände von 0,3 m unter GOK konnten erreicht werden. Allerdings gelang dies nur durch hohe Wasserführung in den Gräben während der Sommermonate.

Die Moorbodenwasserstände in landwirtschaftlich genutzten, entwässerten Mooren sind sehr variabel und reagieren nachhaltig auf Niederschlagsereignisse. Nach Niederschlägen können sie tagelang auf einem hohen Niveau verbleiben. In Trockenperioden fallen sie hingegen stärker ab. Zum Erreichen der Zielwasserstände wurde das Wassermanagement über die Grabenwasserstände im Jahr 2016 installiert und in Betrieb genommen.

Die Zuwässerung von Grabenwasser über Tauchpumpen und die Einstellung der Grabenwasserstände über Stauwehre hat prinzipiell funktioniert. Die Unterflurbewässerung zeigte mit der Wasserleitung in die Torfe über die eng liegenden Dränrohre eine stark wasserregulierende Wirkung. Im Jahr 2017 fiel allerdings die vernässende Wirkung geringer aus, da der Betrieb erst im Laufe des Sommers etabliert werden konnte und der Sommer recht früh

von einem niederschlagsreichen Herbst abgelöst wurde, der bei allen Varianten zu hohen Wasserständen führte. Der Sommer 2018 war dagegen außergewöhnlich trocken, so dass es schwierig war, in der Unterflurbewässerung die Zielwasserstände zu erreichen, wenngleich eine deutliche Wasserstandsanhebung erreicht werden konnte. In den Jahren 2019 sowie 2020 konnten die Zielwasserstände erreicht werden.

Der Grabeneinstau zeigte hingegen auf dem Niedermoorstandort keine Anhebung der Wasserstände in allen Jahren, da in dem Pumpgebiet im Sommerhalbjahr auch in der nicht vernässten Kontrolle ganzjährig ausreichend hohe Wasserstände zu beobachten waren. Der Hochmoorstandort hingegen erreichte mit der Einstauvariante deutlich höhere Moorbodenwasserstände als die Kontrolle, die hier durch für das Gebiet typische tiefe Grabenwasserstände gekennzeichnet war. Die Moorbodenwasserstände lagen in der Einstauvariante im Hochmoor etwas tiefer als in der Unterflurbewässerung und unterschritten im Jahr 2019 einmalig im Jahresmittel die geforderte Marke von 0,3 m unter Geländeoberkante.

Technische Herausforderungen standen einer optimalen Umsetzung der Unterflurbewässerung entgegen, v.a. Engpässe bei der Bereitstellung von Grabenwasser, der hohe Schwebstoff- und (Torf-)Faseranteil im Wasser, der sowohl beim Zupumpen von Grabenwasser als auch in den Dränrohren leicht zu Verstopfungen führte, als auch Undichtigkeiten der Wehre, z.B. durch Bisamaktivitäten. Die Wartungsintensität der Gräben und der Pumpen, insbesondere die Reinigung und Reparatur, stellte sich dabei als Manko für eine großflächige Umsetzung heraus. Allerdings bieten großflächige Anlagen auch bessere Möglichkeiten, z.B. bei der Wahl der Pumpentechnik und der Stromversorgung, als im Versuchsmaßstab.
Für eine optimale Wasserzufuhr insbesondere in den sehr trockenen Monaten sollte der Solarbetrieb um einen Akkubetrieb ergänzt werden, um vor allem bei hohen Verdunstungsraten ausreichend Wasser in den Gräben zur Verfügung zu stellen. Darüber hinaus sollte die Filtertechnik verbessert werden, da sich die Filter schnell mit organischem Material aus den Gräben vollsetzten und somit eine verminderte Durchlässigkeit der Unterflurrohre eintrat, die sich nur durch ständigen Personalaufwand (händische Säuberung) beheben ließ.

Die Unterflurbewässerung ermöglichte es, relativ kurzfristig auf die Moorbodenwasserstände Einfluss zu nehmen. Anders als beim Grabeneinstau zeigten sich Reaktionen auf veränderte Grabenwasserstände binnen weniger Tage. Allerdings bereitete die teilweise geringe Leitfähigkeit der Torfe auch bei der Unterflurbewässerung Probleme, so dass in den warmen Sommermonaten die Grabenwasserstände deutlich über den Zielwasserständen (ca. 0,2 bis 0,3 m darüber) im Moor gefahren werden mussten. Nicht zuletzt erhöhte sich bei den niedrigen Leitfähigkeiten die räumliche Heterogenität der Moorwasserstände und erschwerte die Erfassung repräsentativer Mittelwerte. In den Wintermonaten sorgten die hoch anstehenden Moorwasserstände für große Bereiche mit Überstau in den Varianten Grabeneinstau und Unterflurbewässerung. Unklar ist, ob die Unterflurbewässerung geeignet ist, in nassen Jahren, in denen große Niederschlagsmengen auftreten, die Wassermengen erfolgreich abzuleiten. Gerade in Hinsicht auf die Gewährleistung der Befahrbarkeit zu den notwendigen Terminen konnte hier bisher keine Aussage getroffen werden.

Auf beiden Standorten zeigten die Vernässungsvarianten deutliche Einbußen in der Befahrbarkeit, wobei die Varianten zur Narbenneuerung auch Einfluss auf die Eindringwiderstände hatten. Der Hochmoorstandort tendierte dazu, die Grenze der Befahrbarkeit, bewertet anhand von Messungen der Eindringwiderstände, zu unterschreiten. Allerdings konnten

sich hier die gut strukturierten Weißtorfschichten des Unterbodens, trotz niedriger gemessener Eindringwiderstände, positiv auf die Befahrbarkeit des Standortes auswirken. Im Niedermoor, wo die Torfe durch eine gewisse Durchschlickung mit Klei gekennzeichnet waren, war der Einfluss der Wasservarianten hinsichtlich der Befahrbarkeit geringer, obgleich deutlich herabgesetzt verglichen mit der dortigen Kontrolle. Ob der Trend, der im Versuchsverlauf leicht sinkenden Eindringwiderstände anhält oder ob die Werte bei 0,4 MPa stagnieren, kann ohne weitere Studien nicht geprüft werden.

Die Wasservarianten zeigten im Untersuchungszeitraum einen positiven Einfluss auf die Erträge. Durch die Zuwässerung konnte eine Ertragssicherung in den trockenen Jahren nachgewiesen werden und darüber hinaus zeigten die Vernässungsvarianten deutliche Vorteile hinsichtlich des Auftretens von Feldmaus- und Tipulaschäden.

Besonders positiv hat sich die Unterflurbewässerung auf den Erhalt der Geländehöhe ausgewirkt. Sowohl im Ipweger Moor als auch im Hammelwarder Moor zeigten der Grabeneinstau und die Kontrolle nennenswerte Höhenverluste innerhalb der Projektlaufzeit, die zwar jahreszeitlichen Schwankungen (Mooratmung) unterlagen, jedoch auf physikalische Veränderungen (Sackung und Schrumpfung) und weiteren Substanzverlust durch Mineralisation der Torfe hingewiesen haben. Die Höhenverluste waren in trockenen Sommern dabei deutlich gravierender als in nassen Sommern. Allein die Unterflurbewässerung verhinderte durch das aktive Wassermanagement ein Austrocknen des Torfkörpers und konnte die Geländeoberkante auf nahezu gleichem Niveau halten. Über das Ausmaß der Torfdegradation im Oberboden konnte dabei keine Auskunft gegeben werden, allerdings ließen sich die sinkenden Eindringwiderstände als Indiz für Masseverluste und Abbauprozesse innerhalb des Torfkörpers aber auch für eine stärkere Durchfeuchtung der Torfe deuten.

Das Jahr 2018 sowie die erste Hälfte von 2019 waren von besonders trockenen Bedingungen geprägt, das Gesamtjahr 2019 sowie 2020 entsprachen hinsichtlich der Niederschläge eher normalen Verhältnissen, so dass man hinsichtlich der Witterung davon ausgehenen kann, bei den Untersuchungen der wasserregulierenden Varianten die Bandbreite der zukünftig zu erwartenden hydrologischen Bedingungen gut abgebildet zu haben. Es ist dabei auch klar geworden, dass v.a. in trockeneren Perioden mit einem erhöhten Arbeits- und Wartungsaufwand zur Sicherstellung der Wasserversorgung zu rechnen ist.

Aus Sicht des Moorbodenschutzes stellte einzig die Unterflurbewässerung eine sinnvolle Möglichkeit zur Stabilisierung der Geländeoberfläche dar, da höhere und stabilere Moorbodenwasserstände als in den anderen Varianten erreicht wurden. Die Grabeneinstau-Variante stellte, aufgrund der im Vergleich zur Kontrolle nur unwesentlich verminderten Höhenverluste keine Möglichkeit dar, aktiven Bodenschutz durch Wassermanagement zu betreiben.

Im Pumpgebiet galt es den Ist-Zustand der Flächen hinsichtlich ihrer Emissionen zu prüfen. Anhand von bodenkundlichen Profilaufnahmen und Laboranalysen konnte eine aktualisierte Bodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzung erstellt werden und mithilfe der installierten Grabenwasser-Pegel konnten Pegelgebiete gleicher Grabenwasserstände ausgewiesen werden. Für diese Gebiete wurden anhand gemessener Wasserstände sowie des DGM1 Moorbodenwasserstände flächenhaft ermittelt, mit denen sich nach Modellfunktionen die CO_2-Bilanz ableiten ließ. Im Ist-Zustand war das Pumpgebiet durch einen durchschnittlichen Moorbodenwasserstand von 0,64 m unter Geländeoberkante gekennzeichnet und setzte im Mittel

8.477 t CO_2 $Jahr^{-1}$ frei. Die Freisetzung von Lachgas wurde hierbei nicht berücksichtigt, die Methanemissionen können auf entwässerten Standorten vernachlässigt werden.

Im Szenario 1 wurden alle Wasserstände um durchschnittlich 0,2 m angehoben, sodass der Mittelwert der Flächen bei 0,43 m unter Geländeoberkante lag. Hierbei fielen fünf Flächen (5,12 ha) aus der Nutzung (Moorbodenwasserstand < 0,2 m im Jahresmittel). Durch dieses Szenario könnten 511 t CO_2 $Jahr^{-1}$ eingespart werden. In einem weiteren Szenario 2 wurden für Teilgebiete jeweils optimale Wasserstände modelliert. Dieses setzt eine aktive Umverteilung des Wassers voraus, da Staue einzurichten sind und, insbesondere bei der Wasserzufuhr, die Staue aktiv mittels Pumpen zu überbrücken sind. Es ist also aufwändiger, aber auch effektiver im Hinblick auf eine Emissionsminderung. Der mittlere Moorwasserstand wurde auf 0,27 m unter Geländeoberkante anhoben, für etwa 32 ha wurde angenommen, dass eine Produktion infolge hoher Wasserstände hier nicht mehr stattfinden kann. Die CO_2-Emissionen könnten durch Szenario 2 um gut 3.000 t CO_2 $Jahr^{-1}$ und damit 36 % gegenüber dem Ist-Zustand gemindert werden.

7 Modul D: Messung der Treibhausgasemissionen

Dr. Bärbel Tiemeyer, Sebastian Heller, Sebastian Willi Oehmke, Melanie Bräuer, Dr. Ullrich Dettmann

7.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung

Das Projekt SWAMPS zielte u.a. auf die Beantwortung folgender Fragen:

- Welche Auswirkungen haben Kleiüberdeckungen unterschiedlicher Mächtigkeiten auf Treibhausgasemissionen und agronomische Parameter?
- Welche Minderung von Treibhausgasemissionen lässt sich durch eine Anhebung von Grabenwasserstände auf ein für die Landwirtschaft tolerierbare Maß erreichen?
- Wie wirkt sich die Unterflurbewässerung im Vergleich zum Grabeneinstau auf Treibhausgasemissionen und agronomische Parameter aus?
- Lassen sich die durch eine Grünlandnarbenerneuerung ausgelösten Treibhausgasemissionen durch schonendere Verfahren (Direktsaat) im Vergleich zur flachen Bodenbearbeitung reduzieren?

In diesem Kontext war das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz für die Messung der THG-Emissionen und deren Steuerfaktoren an den Versuchsstandorten sowie die wissenschaftliche Auswertung der gewonnen Daten zuständig. Die Geländearbeiten zur Messung der Lachgas- und Methanflüsse wurden größtenteils von Peter Gatersleben (LWK) durchgeführt.

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Messvarianten

Insgesamt wurde der Austausch der Treibhausgase Kohlendioxid (CO_2), Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) über zwei Jahre an 6 Varianten im Pumpgebiet 1 (siehe Kapitel 2) und über vier Jahre an weiteren 13 Varianten an den Exaktversuchen (siehe Kapitel 3) im Hammelwarder und Ipweger Moor gemessen (Tabelle 19). Eine der Varianten im Hammelwarder Moor (HKU) wurde für nur drei, eine über ein Jahr gemessen (HUD).

Im ersten und zweiten Projektjahr erfolgte die Erfassung des *Status Quo* im Pumpgebiet (THG-Messungen von Mai 2016 bis Mai 2018). Die Messvarianten PG1 bis PG6 im Pumpgebiet unterscheiden sich in der Nutzung, den Grundwasserständen sowie in den Bodenkohlenstoffgehalten und -vorräten der Kleiauflage. Bei den Exaktversuchen im Hammelwarder Moor und Ipweger Moor wurden die Messungen der N_2O- und CH_4-Emissionen im September 2016 kurz vor der Einrichtung der Versuchsflächen gestartet, um potenzielle Effekte der Grünlanderneuerung erfassen zu können. Mit den CO_2-Messungen wurde im Dezember 2016 nach Einsetzen der Stauwehre begonnen. Die letzten Messungen erfolgten jeweils im Januar 2021.

Eine unvorhergesehene Herausforderung bestand darin, dass es im Sommer bzw. Herbst 2019 zu einer starken Schädigung der Grasnarbe durch Mäuse kam und dadurch eine Veränderung im Versuchsdesign notwendig wurde (Tabelle 19). Im Hammelwarder Moor wurde die Variante „Kontrolle Umbruch“, die im Vergleich zum gesamten Versuch überproportional durch Mäuse geschädigt war, im März 2020 in die Variante „Unterflurbewässerung Direktsaat“ verlegt. Dies geschah auch, weil sich die CO_2-Emissionen zwischen den beiden Messvarianten in der

Unterflurbewässerung erheblich unterschieden (Unterkapitel 7.3.2). Die Altnarben wurden gewalzt (Messplots: Simulation durch Andrücken) und nachgesät, die Direktsaat bzw. der Umbruch Unterflurbewässerung zusätzlich gestriegelt.

Im Ipweger Moor wurde die gesamte Kontrolle 2019 zu fast 100 % durch Feldmäuse geschädigt. Daher war eine Neuanlage der Flächen notwendig. Um 2020 auch in der Kontrolle Messungen an einer Variante mit existierender Grasnarbe durchführen zu können, wurde die Grasnarbe incl. des Oberbodens (15 cm) aus dem Grabeneinstau in die Messvariante „Direktsaat“ in der Kontrolle „transplantiert“, indem Quadrate in der Größe des Messplots ausgestochen und mittels Planen jeweils in einem Stück umgesetzt wurden. Auch das Umfeld der Bodentemperatur- und Feuchtesensoren wurde auf diese Weise mit einer gut ausgebildeten Grasnarbe versehen. Die Umbruchsvariante wurde nachgesät, gestriegelt (Messplots: Simulation durch Handharke) und gewalzt (Simulation durch Andrücken), während bei der ehemaligen Altnarbe keine weiteren Aktivitäten ergriffen wurden („Sukzession“). Das Umsetzen der Grasnarbe funktionierte so gut, dass die Erträge der Messplots mit denen der Wassermanagementvarianten vergleichbar waren, während die der beiden anderen Kontrollvarianten deutlich darunter lagen.

Tabelle 19 Messvarianten zur Erfassung der THG-Emissionen, IM = Ipweger Moor, HM = Hammelwarder Moor, PG = Pumpgebiet 1, n.b. = nicht bestimmt. Der Austausch der Variante HKU gegen HUD erfolgte aufgrund der Mäuseschäden und der widersprüchlichen Messergebnisse von HUA und HUU

Stand-ort	Kürzel	Wassermanagement	Grünlanderneuerung	Bodentyp	Moor-mächtigkeit
IM	IKA	Kontrolle (Rohrdränung)	Altnarbe (2020: Sukzession)	Erdhochmoor	*n.b.*
IM	IKU	Kontrolle (Rohrdränung)	Umbruch (2020: Striegeln und Nachsaat)	Erdhochmoor	2,00 m
IM	IKD	Kontrolle (Rohrdränung)	Direktsaat (ab 2020: transplantierte Grasnarbe)	Erdhochmoor	*n.b.*
IM	IUA	Unterflurbewässerung	Altnarbe	Erdhochmoor	2,18 m
IM	IUU	Unterflurbewässerung	Umbruch	Erdhochmoor	2,35 m
IM	IGA	Grabeneinstau	Altnarbe (2020: Nachsaat)	Erdhochmoor	2,55 m
HM	HKA	Kontrolle (Gräben + Grüppen)	Altnarbe	Erdniedermoor	*n.b.*
HM	HKU	Kontrolle (Gräben + Grüppen)	Umbruch (bis Anfang 2020)	Erdniedermoor	1,35 m
HM	HKD	Kontrolle (Gräben + Grüppen)	Direktsaat	Erdniedermoor	1,21 m
HM	HUA	Unterflurbewässerung	Altnarbe	Erdniedermoor	1,35 m
HM	HUD	Unterflurbewässerung	Direktsaat (nur 2020)	Erdniedermoor	1,50 m
HM	HUU	Unterflurbewässerung	Umbruch	Erdniedermoor	1,48 m
HM	HGA	Grabeneinstau	Altnarbe	Erdniedermoor	1,35 m

PG	PG1	Rohrdränung	Altnarbe, aber leichte (1,7 %) Torfbeimengung in Kleischicht	Flusskleimarsch (0,30 m) über Erdniedermoor	0,90 m
PG	PG2	Rohrdränung + Grüppen	Altnarbe, aber Torfbeimengung (11,7 %) in Kleischicht	Flusskleimarsch (0,30 m) über Erdniedermoor	1,25 m
PG	PG3	Rohrdränung + Grüppen	Altnarbe	Flusskleimarsch (0,40 m) über Erdniedermoor	1,05 m
PG	PG4	Rohrdränung	Altnarbe	Flusskleimarsch (0,31 m) über Erdniedermoor	0,95 m
PG	PG5	Rohrdränung	Altnarbe	Flusskleimarsch (0,29 m) über Erdniedermoor	1,09 m
PG	PG6	Rohrdränung	Altnarbe, aber leichte (2,3 %) Torfbeimengung in Kleischicht	Flusskleimarsch (0,26 m) über Erdniedermoor	1,11 m

7.2.2 Umweltparameter und Biomasseaufwuchs

Die Bodeneigenschaften und Umweltparameter dienen zum Verständnis der gemessenen THG-Emissionen, der Entwicklung von Skalierungsmethoden (Modul C) sowie zur Interpolation der Jahresbilanzen (Unterkapitel 7.2.4). Die Kohlenstoffimporte durch organischen Dünger sowie Exporte durch Ernte sind essenzielle Bestandteile der Treibhausgasbilanz.

7.2.2.1 Bodeneigenschaften der THG-Messvarianten

Zur Bestimmung der Bodeneigenschaften wurden nahe der Messplots Bodenprofile aufgegraben und bodenkundlich nach KA5 (AD-HOC AG BODEN 2005) angesprochen. Zusätzlich wurde, wenn notwendig, zur Bestimmung der Moormächtigkeit mit einer Klappsonde bis zum Mineralboden gebohrt und die vorgefundenen Torfe angesprochen. Aus jedem Horizont des Bodenprofils wurden gestörte Beutelproben zur Bestimmung chemischer Bodeneigenschaften und im Falle der Kleiüberdeckung und des unterliegenden lagunären Materials auch zur Bestimmung der Textur gewonnen. Zur Bestimmung der Trockenrohdichte und der bodenphysikalischen Eigenschaften wurden jeweils 6 Stechzylinder (244,29 cm³) vertikal entnommen.

Die pH-Werte wurden mit einer Glaselektrode mit einem Lösungs- zu Bodenverhältnis von 5:1 in $CaCl_2$ gemessen. Proben zur Bestimmung der chemischen Eigenschaften wurden bei 80 °C getrocknet, auf 2 mm gesiebt und fein vermahlen. Gehalte an Bodenkohlenstoff (C_{org}) und Gesamt-Stickstoff (N_t) wurden mittels Elementaranalyse (LECO TruMac CN) gemessen. Die Textur wurde anhand der Sieb-Pipett-Analyse (Sedimat 4-12, UGT) nach Zerstörung von Aggregaten und der Entfernung von Salzen sowie von organischer Bodensubstanz durch H_2O_2 bestimmt (DIN ISO 11277). Bodenhydraulische Eigenschaften wurden an drei der sechs Zylinder mit der Verdunstungsmethode (Details in DETTMANN et al. 2019) ermittelt. Alle sechs Zylinder wurden bei 80 °C zur Bestimmung der Trockenrohdichte (TRD) getrocknet.

Da sich dabei im Pumpgebiet 1 deutliche Unterschiede zwischen den C_{org}-Gehalten der Profile und den entsprechenden Werten aus der Vorerkundung der Standorte zeigten, ist von einer hohen kleinräumigen Variabilität der Bodeneigenschaften und insbesondere der Kleidecke

auszugehen. Um den Zusammenhang zwischen THG-Emissionen und Eigenschaften der Kleidecke analysieren zu können, wurden die Messplots im Pumpgebiet (Varianten PG1 bis PG6) horizontal in zwei Tiefenstufen aufgegraben, fotografiert und beprobt.

Aus jedem Plot und jeder Tiefenstufe wurden aus Klei und Torfbeimengung (wenn visuell erkennbar) 5 Mini-Stechzylinder (28,3 cm^3) entnommen. Die Proben wurden bei 80°C getrocknet, auf 2 mm gesiebt, Wurzeln aussortiert und C_{org}- sowie N_t-Gehalte mittels Elementaranalyse (LECO TruMac CN) gemessen. Zusätzlich wurde die TRD berechnet. Die Fotos wurden entzerrt, Torfanteile visuell und aus Feldprotokollen abgeschätzt (Abbildung 75) und flächengewichtete mittlere C_{org}-Gehalte sowie C_{org}-Vorräte der Kleidecken berechnet.

Abbildung 75 Horizontal aufgegrabene Messplots der Variante PG2 (untere Tiefenstufe) sowie abgegrenzte Torfeinschlüsse

Die TRD ist ein essenzieller Parameter zur Quantifizierung von Stoffvorräten im Boden. Da erste Ergebnisse im Ipweger Moor Unterschiede in den TRD der Wassermanagementvarianten im Vergleich zu den Kontrollen gezeigt hatten, wurden die Oberböden (hHv-Horizont) im Dezember 2020 in Zusammenarbeit mit der Universität Oldenburg gezielt beprobt. Dabei wurden insgesamt 54 Stechzylinderproben (244,29 cm^3) aus jeder Wassermanagementvariante entnommen (insgesamt 162 Stechzylinder). Die Hälfte der Proben entstammte aus der Tiefe 3–8 cm, die andere Hälfte aus 10–15 cm. Wenn vor Ort geringer mächtige Oberböden angetroffen wurden, wurde die Beprobungstiefe entsprechend angepasst. Innerhalb der Wassermanagement-varianten wurden die Probenahmestandorte gleichmäßig auf die Umbruchsvarianten verteilt. Zur Ermittlung der TRD wurden die Proben zwei Wochen bei 105 °C getrocknet.

7.2.2.2 Hydro-meteorologische Parameter

An jeder Messvariante wurden die Grundwasserstände in geschlitzten und mit Nylonstrümpfen verfilterten PVC-Rohren mit Mini-Divern (Absolutdrucksensoren, Schlumberger Water Services) gemessen. Die Korrektur des Luftdrucks erfolgte über Baro-Diver. Manuelle Messungen während der Messkampagnen dienten der Funktions- und Qualitätskontrolle sowie der Umrechnung von Drücken in Grundwasserflurabstände (GWFA). Um GWFA für die Messplots angeben zu können, wurden die Pegel und die Messplots mit einem Nivelliergerät (Leica) vermessen. Entsprechend beziehen sich alle angegebene GWFA auf die Messplots und *nicht* auf die Bodenoberfläche direkt am Pegel; dabei geben negative Werte einen GWFA unter der Geländeoberkante und positive Werte einen Überstau an. Halbstündliche Messdaten wurden für die weitere Auswertung zu Tageswerten aggregiert.

Neben mittleren Grundwasserflurabständen für das gesamte Jahr und den Sommer (Mai bis Oktober) wurde die Schiefe der Grundwasserstandsverteilung berechnet (Gleichung 1). Dabei ist *n* die Länge der Zeitreihe, d.h. üblicherweise 365.

$$g1 = \frac{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(GWFA_i - \overline{GWFA})^3}{\left[\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(GWFA_i - \overline{GWFA})^2\right]^{\frac{3}{2}}} \quad [1]$$

Wasserstandsganglinien mit einzelnen sehr tiefen GWFA haben eine negative Schiefe, da das Maximum der Häufigkeitsverteilung näher am höchsten Wasserstand liegt. An Standorten, an denen ein spezifischer Mindestwasserstand nicht unterschritten wird, treten dagegen häufig positive Werte der Schiefe auf.

Zur Kombination der Wasserstandsdynamik mit den Bodeneigenschaften können aus den GWFA [m], den Trockenrohdichten (TRD) [g cm³], den C_{org}-Gehalten [g kg^{-1}] sowie den Mächtigkeiten M [m] der Horizonte bzw. beprobten Schichten (i) tägliche Werte der belüfteten Bodenkohlenstoffvorräte (C_{org_air}) [kg m^{-2}] berechnet werden (Details in TIEMEYER et al. 2016).

$$C_{org_{air}}(GWFA) = \sum_{i=1}^{GWFA} TRD_i \times C_{org,i} \times M_i \quad [2]$$

An Tagen mit Grundwasserflurabständen ≥ 0 wird C_{org_air} Null gesetzt. Aus den Tageswerten wurden Mittelwerte für die Einzeljahre und den Sommer berechnet.

An einer Wetterstation wurden halbstündliche Werte der Lufttemperatur, Luftfeuchte, Global- und Rückstrahlung, photosynthetisch aktive Strahlung (PAR), Windgeschwindigkeit und Windrichtung aufgezeichnet. Die Wetterstation stand zunächst im Pumpgebiet 1 und ab Mai 2019 im Ipweger Moor. Daneben wurden zusätzliche PAR-Sensoren an den Standorten der Exaktversuche installiert, da dieser Parameter zentral wichtig für die Interpolation der CO_2-Flüsse ist. Alle verwendeten PAR-Sensoren wurden gegen einen Referenzsensor kalibriert.

An allen Messvarianten wurden die Bodentemperaturen in 2, 5, 10 und 30 cm Tiefe und die Bodenfeuchten in 10, 20 sowie teilweise in 40 cm Tiefe gemessen (GS3, Decagon Devices). Diese kapazitativen Sensoren sind speziell für hohe Bodenfeuchten in Torfen gut geeignet (DETTMANN & BECHTOLD 2018). Nach Abschluss der Arbeiten im Pumpgebiet 1 wurden auf den Altnarben der Exaktversuche zusätzliche Bodenfeuchtesensoren direkt in den Messplots (0 bis 5 cm) installiert.

An jedem Messtermin für Lachgas und Methan wurden sechs (Pumpgebiet) bzw. neun (Exaktversuche) Bodenproben in der Nähe der Bodenrahmen entnommen (0–30 cm) und zu einer Mischprobe zusammengeführt. In Fällen extremer Trockenheit wurden Proben aus 11 Einstichen entnommen. Zur Bestimmung des N_{min}-Gehalts (VDLUFA 2002) wurden diese Proben mit einer 0,0125 molaren $CaCl_2$-Lösung extrahiert. Dazu wurde die Proben mit der Extraktionslösung eine Stunde geschüttelt, gefiltert und das Filtrat an einem Continuous Flow Analyzer (Skalar) auf Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) analysiert. Daneben wurde eine Aliquot der Probe zur Bestimmung des gravimetrischen Wassergehalts bei 105 °C getrocknet.

7.2.2.3 Vegetation, Biomasseaufwuchs und Düngung

Die Messplots wurden entsprechend der Mahdtermine der entsprechenden Versuchsfläche manuell beerntet. Nach Bestimmung der Feuchtmasse wurde die Probe gehäckselt und durch Trocknung bei 60 °C für drei Tage die Trockenmasse bestimmt. Nach Durchmischen wurde ein Aliquot (ebenfalls per Messplot) entnommen, vermahlen und die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte per Elementaranalyse (LECO TruMac CN) bestimmt. Die Erntemengen weichen aufgrund der geringen Größe der Plots teilweise von den Ergebnissen von Modul E ab. Für die Bilanzierung des CO_2-Austauschs müssen jedoch die Werte der Messplots herangezogen werden, da das durch die *in den Plots* gewachsenen Pflanzen durch Photosynthese fixierte CO_2 mit der Messung des Nettoökosystemaustauschs erfasst wird und die oberirdische Biomasse somit einen Durchlaufposten der Kohlenstoffbilanz darstellt.

Zusätzlich wurde bei jeder Messkampagne die Vegetationshöhe bestimmt und die Messplots fotografiert. Aus den Fotografien wurde der Verlauf der durch Feldmäuse verursachten Schäden im Jahr 2019 abgeleitet. Die Vegetationszusammensetzung und die Deckung der einzelnen Arten wurde von Peter Gatersleben (LWK) bzw. Jana Packmor und Lea Kupke (Universität Oldenburg) bestimmt.

Während der Düngung der Versuchsfläche wurden die Messplots abgedeckt. Die Düngung der Messplots erfolgte dann manuell in gleicher Menge wie auf den entsprechende Versuchsflächen, um den zugeführten Dünger genau quantifizieren zu können. Proben des organischen Düngers (Rindergülle) wurden zu jedem Düngetermin von den Landwirten zur Verfügung gestellt und die Gehalte an organischem Kohlenstoff, Stickstoff sowie der Wassergehalt von der LUFA analysiert.

7.2.3 Messung des THG-Austauschs

An den in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**Tabelle 19 dargestellten M essvarianten wurden zur Ermittlung des **CO_2-Austauschs** alle drei bis vier Wochen ganztägige Intensivmesskampagnen mit abwechselnd transparenten und nicht-transparenten Hauben (0,78 m x 0,78 m x 0,5 m) durchgeführt. Die einzelnen Messstationen bestehen aus Stegen, mit jeweils drei gasdicht in den Boden eingelassenen Rahmen („Messplots“) zum Aufsetzen der Gassammelhauben und den unter Punkt 7.2.1 beschriebenen Sensoren (Abbildung 76a). Zur Messung wurden die Hauben über eine Gummidichtung und Klemmen gasdicht mit den Rahmen verbunden (Abbildung 76b). Die Dichtigkeit der einzelnen Hauben wurde mehrmals in der Werkstatt des Thünen Instituts mit Prüfgas getestet.

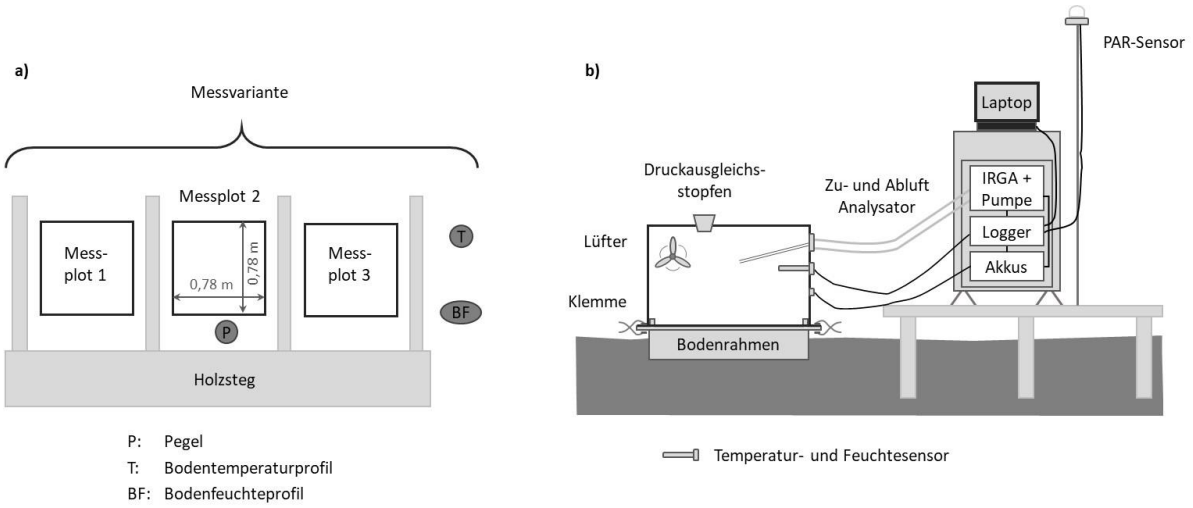


Abbildung 76 a) Aufbau der THG-Messvarianten (Draufsicht), b) Schematische Darstellung des mobilen Messsystems zur Erfassung des CO_2-Austauschs. IRGA: Infrarotgasanalysator, PAR: Photosynthetisch aktive Strahlung

Die CO_2-Konzentrationen wurden direkt im Feld mittels eines mobilen Analysators mit Infrarotgasanalysegeräts (IRGA, LI-820, Licor, Lincoln, USA) gemessen und mit einem Datenlogger aufgezeichnet (Abbildung 76b). Die Hauben waren mit einem Lüfter zur Durchmischung der Haubeninnenluft, einem Druckausgleichsventil, einem Temperatursensor zur Überwachung der Innentemperatur sowie einem Luftfeuchtesensor zur Dichtekorrektur der gemessenen CO_2-Konzentrationen (WEBB et al. 1980) ausgestattet. Daneben werden die PAR-Werte während der Messung aufgezeichnet. Änderte sich der PAR-Wert während einer Messung mit einer transparenten Haube um mehr als ± 10 %, wurde diese Messung wiederholt. Alle Messwerte wurden sekündlich erfasst. Vor allem transparente Hauben wurden bei Bedarf mit Kühlakkus gekühlt, um den Temperaturanstieg während der Messung auf 1,5 °C zu begrenzen.

Die Intensivmesskampagnen erfolgten von ca. einer Stunde vor Sonnenaufgang bis zum Erreichen des Bodentemperaturmaximums am Nachmittag (LEIBER-SAUHEITL et al. 2014). Um die jahreszeitlich mögliche Spannbreite der photosynthetisch aktiven Strahlung abzudecken, wurden die CO_2-Messungen nach Möglichkeit an sonnigen Tagen durchgeführt. Daneben wurden Kampagnen möglichst direkt vor den Ernten durchgeführt, um das komplette Spektrum der Biomasseentwicklung abzudecken. Unter Lichtbedingungen (transparente Hauben) wurde der Nettoökosystemaustausch (NEE = „*net ecosystem exchange*“) direkt gemessen, während mit den nicht-transparenten Hauben die Ökosystematmung (R_{eco} = „*ecosystem respiration*“) erfasst wurde. Die Bruttoprimärproduktion (GPP = „*gross primary production*“) ergibt sich aus der Differenz zwischen NEE und R_{eco} (siehe Unterkapitel 8.3.4.1). In Abhängigkeit von der jahreszeitlich bedingten Änderungsrate der CO_2-Konzentrationen blieben die Hauben 90–120 (transparent) bzw. 120–180 (nicht transparent) Sekunden geschlossen. Pro Messplot und Kampagne wurden mindestens vier Flüsse mit transparenten Hauben und vier Flüsse mit nicht-transparenten Hauben aufgezeichnet

Die Messungen der **CH_4- und N_2O-Flüsse** erfolgte im 14-tägigen Rhythmus mit den nicht-transparenten Hauben. Nach einer Düngung erfolgten zusätzliche Messungen im Abstand von einem, drei und sieben Tagen. Zur Messung wurden die Hauben für ca. 80 Minuten auf die Messplots aufgesetzt und im Abstand von jeweils ca. 20 Minuten insgesamt fünf Gasproben entnommen sowie die Haubeninnentemperatur notiert. Dabei wurden Glasvials zunächst für 90 Sekunden mit der Luft aus der Messhaube gespült und dann Proben mit leichtem Überdruck

abgefüllt. Die Proben wurden dann im Labor an einem Gaschromatographen (GC) (Shimadzu) mit Flammenionisationsdetektor (FID) für CH_4 and Elektroneneinfangdetektor (ECD) für N_2O analysiert.

7.2.4 Berechnung von THG-Flüssen und Jahresbilanzen

Sämtliche Flussberechnungen für alle drei Gase wurden skriptbasiert mit R (R CORE TEAM 2020) durchgeführt (Details in OESTMANN et al. 2021), wobei für alle Daten, beginnend mit den sekündlichen Rohdaten der CO_2-Messkampagnen bzw. den GC-Daten aus dem Labor, die gleichen Skripte verwendet wurden. Somit ist ausgeschlossen, dass für einzelne Messvarianten systematische Fehler (Umrechnungen von Einheiten etc.) auftreten.

7.2.4.1 Kohlendioxid

Im ersten Schritt wurden aus dem Konzentrationsanstieg oder dem Konzentrationsabfall während einer Messung die CO_2-Einzelflüsse linear mittels eines „*moving windows*“ berechnet, d.h. in den aufgezeichneten 90 bis 180 Sekunden wurde das Fenster mit dem höchsten Bestimmtheitsmaß (R^2) der linearen Regression ausgewählt. Die Länge dieses Fensters variierte in Abhängigkeit von der Tageslänge zwischen 40 Sekunden im Sommer und 50 Sekunden im Winter. Wenn sich im Zeitraum aller möglichen Fenster die Haubeninnentemperatur um mehr als 1,5 °C oder die photosynthetisch aktive Strahlung um mehr als 10 % des Startwerts änderte, wurde kein Fluss berechnet. Mit der Ausnahme von sehr niedrigen CO_2-Flüssen (Anstieg oder Abfall der Konzentrationen um < 3 % der mittleren Konzentration) wurden CO_2-Flüsse mit $R^2 < 0{,}75$ ausgeschlossen. Insgesamt erfüllten mehr als 97 % der gemessenen CO_2-Flüsse die Qualitätsanforderungen.

Im nächsten Schritt wurde für jede Messkampagne das temperaturabhängige Lloyd-Taylor-Modell (LLOYD & TAYLOR 1994) für die Ökosystematmung R_{eco} [mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}] parametrisiert (Gleichung 3). Dabei wurden die Flüsse aller drei Messrahmen kombiniert. Aufgrund der geringen Aktivität der Vegetation und der häufig geringen Temperaturamplitude im Tagesgang wurden die Winterkampagnen eines Winters (jeweils Dezember bis Februar) ebenfalls kombiniert.

$$R_{eco}(T) = R_{ref} \times \exp\left[E_0 \times \left(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T - T_0}\right)\right] \quad [3]$$

Dabei ist T die Bodentemperatur [K] in 2 cm Tiefe. Die beiden anzupassenden Parameter sind R_{ref} [mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}] – die Ökosystematmung bei der Referenztemperatur T_{ref} (283,15 K) – und der Aktivierungsenergie-ähnliche Parameter E_0 [K]. T_0 ist die Temperaturkonstante für den Start biologischer Prozesse (227,13 K).

Im nächsten Schritt wurden anhand der kontinuierlich aufgezeichneten Bodentemperaturen Zeitreihen von R_{eco} modelliert. Für jeden Zeitschritt, d.h. jede halbe Stunde zwischen zwei Messkampagnen, wurden zwei Werte von R_{eco} berechnet: $R_{eco,1}$ ergibt sich aus den Parametern der Kampagne, die zum Zeitpunkt t_1 vor dem jeweiligen Zeitschritt stattgefunden hat und $R_{eco,2}$ aus der Kampagne danach (Zeitpunkt t_2). Der finale Werte von R_{eco} zum Zeitschritt t_i ergibt sich dann als gewichteter Mittelwert der beiden Flüsse (Gleichung 4).

$$R_{eco,i} = \frac{t_i - t_1}{t_2 - t_1} \times R_{eco,2} + \frac{t_2 - t_i}{t_2 - t_1} \times R_{eco,1} \quad [4]$$

Mittels der modellierten Werte von R_{eco} konnte nun die Bruttoprimärproduktion (GPP) aus den Messungen des Nettoökosystemaustauschs (NEE) berechnet werden:

$$GPP = NEE - R_{eco} \quad [5]$$

Zur Modellierung von GPP wurde eine von der Photonenflussdichte der photosynthetisch aktiven Strahlung PAR [W m^{-2}] abhängige Funktion genutzt (MICHAELIS UND MENTEN 1913, FALGE et al. 2001) (Gleichung 6). Die PAR wurde anhand der Lichtdurchlässigkeit der transparenten Haube korrigiert.

$$GPP(PAR) = \frac{GPP2000 \times \alpha \times \mathrm{PAR}}{GPP2000 + \alpha \times \mathrm{PAR} - \frac{GPP2000}{2000} \times \mathrm{PAR}} \quad [6]$$

Die beiden anzupassenden Parameter sind GPP_{2000}, d.h. die Kohlenstofffixierung bei einem PAR von 2000 W m^{-2} [mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}] und α, d.h. die Lichtnutzungseffizienz bzw. der initiale Anstieg der Kurve [mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}/W m^{-2}].

Die Modellierung von GPP erfolgt analog zu R_{eco} mit den an der Wetterstation bzw. in den Teilgebieten aufgezeichneten halbstündlichen PAR-Daten. Nach den Ernten wurde GPP auf null gesetzt, d.h. GPP-Werte ergeben sich aus gewichteten Mittelwerten der mit den Parametern der darauffolgenden Kampagne berechneten GPP-Werte und null. Somit wird das Aufwachsen des Grünlands nach dem Schnitt simuliert. Bis zum Erntetermin wurden nur die Parameter der letzten Kampagne vor dem Schnitt genutzt.

Die halbstündlichen Werten von NEE ergaben sich schließlich als Summe von GPP und R_{eco} und wurden zu jährlichen Werten aufsummiert. Unsicherheiten des jährlichen NEE wurden mittels Bootstrapping-Verfahren abgeschätzt, indem Gleichungen 3 und 6 durch zufälliges samplen (n = 2000) neu parametrisiert und mit den sich daraus ergebenden Werten der Parameter R_{ref}, E_0, α und GPP_{2000} jeweils Jahresbilanzen berechnet wurden. Aus den Ergebnissen lässt sich der Standardfehler der Jahresbilanz von NEE ableiten.

Die Ökosystematmung R_{eco} setzt sich aus der heterotrophen Atmung R_h der Mikroorganismen und der (autotrophen) Pflanzenatmung R_a zusammen. Die Pflanzenatmung hängt stark von der Bruttoprimärproduktion (GPP) ab und kann vereinfacht als GPP/2 angenommen werden (z.B. GILMANOV et al. 2007, LUYSSAERT et al. 2009). Entsprechend ergibt sich eine Schätzung für R_h vereinfacht als:

$$R_h = R_{eco} - 0{,}5 * GPP \quad [7]$$

Um mögliche Unterschiede von R_h zwischen den Messvarianten ohne einen Einfluss von Interpolationsunsicherheiten analysieren zu können, wurde R_h für die Tage berechnet, an denen Messkampagnen durchgeführt wurden. Anschließend wurde das Lloyd-Taylor-Modell (Gleichung 3) separat für jedes Untersuchungsjahr an die R_h-Daten und die Tagesmittelwerte der Bodentemperaturen der einzelnen Untersuchungsvarianten angepasst.

7.2.4.2 Methan und Lachgas

Die CH_4- und N_2O-Flüsse wurden aus dem Konzentrationsanstieg oder dem Konzentrationsabfall während einer Messkampagne linear oder nichtlinear separat für jeden einzelnen Messplot berechnet (FUß 2019). Die Entscheidung zwischen robust linearer (HUBER 1981) und nichtlinearer

Methode (HMR = „Hutchinson-Mosier-Regression“, PEDERSEN et al. 2010) erfolgte anhand des sogenannten „κ_{max}-Kriteriums“ (HÜPPI et al. 2018). HMR wurde gewählt, wenn der Wert des nichtlinearen Formparameter des HMR-Ansatzes κ den Wert κ_{max} nicht überschritt. Der Wert von κ_{max} ergab sich aus dem mittels linearer Regression berechneten Fluss, der Genauigkeit der GC-Messungen und der Verschlussdauer der Hauben (HÜPPI et al. 2018).

Die parallel am GC bestimmten CO_2-Konzentrationen wurden genutzt, um eventuelle Undichtigkeiten, Ausreißer oder vertauschte Proben zu identifizieren, da bei der Verwendung nicht-transparenter Hauben ein Absinken der CO_2-Konzentrationen in der Messhaube biologisch nicht erklärbar ist. Wenn CO_2-Konzentrationen eines Messpunkts mehr als 10 ppm niedriger waren als die des vorhergehenden Messpunkts, wurde einer der beiden Messpunkte je nach Güte der linearen Regression des CO_2-Flusses von der weiteren Flussberechnung ausgeschlossen. Flussmessungen mit mehr als einem Ausreißer wurden komplett verworfen. Schließlich wurden Flussmessungen eines Messplots ausgeschlossen, wenn der CO_2-Fluss niedriger als 30 % des maximalen CO_2-Flusses der beiden anderen Messplots war.

Aus verbliebenen Flüssen wurden dann mittels linearer Interpolation Jahreswerte des N_2O- und CH_4-Austauschs berechnet. Die Abschätzung der Standardfehler der Jahresbilanzen erfolgte über eine Kombination von Bootstrapping und Jackknife (GÜNTHER et al. 2014).

7.2.4.3 Treibhausgasbilanz

Neben den gasförmigen THG-Flüssen muss auch der Export von Kohlenstoff durch die Ernte sowie der Import durch organische Düngung (jeweils in t CO_2 ha^{-1} a^{-1}) in die Gesamtbilanz in CO_2-Äquivalenten (CO_2-Äq.) einbezogen werden. Methan und Lachgas besitzen nach dem 5^{ten} IPCC Assessment Report (AR5) ein auf 100 Jahre gerechnet 28mal (CH_4) bzw. 265mal (N_2O) höheres Treibhauspotenzial (GWP = „*global warming potential*“) als CO_2 (MHYRE et al. 2013). Die bisher benutzten GWP von 25 (CH_4) und 298 (N_2O) aus dem AR4 werden nur noch für Treibhausgas-inventare des Jahres 2020 verwendet und dann durch die neueren Werte ersetzt. In neueren wissenschaftlichen Publikationen werden ebenfalls mittlerweile meist die auf dem AR5 beruhenden GWP verwendet. Daher wurden hier ebenfalls die Werte des AR5 verwendet, CH_4 und N_2O aber auch auf molekularer Basis angegeben, so dass eine Berechnung der THG-Bilanz nach AR4 möglich ist. Die THG-Bilanz ergibt sich entsprechend aus Gleichung 8:

$$\text{THG-Bilanz [t } CO_2\text{-Äq. } ha^{-1}\ a^{-1}] = \text{NEE + C-Export + C-Import + 28 } CH_4 + 265\ N_2O \qquad [8]$$

Flüsse in Richtung Atmosphäre haben ein positives, Flüsse in Richtung Boden ein negatives Vorzeichen, d.h. beispielsweise hat der Import aus organischer Düngung immer ein negatives Vorzeichen. Der Standardfehler der THG-Bilanz wurde über eine Fehlerfortpflanzung der Einzelfehler ermittelt.

7.2.5 Laborversuch zur Messung der Respiration von Torf und Klei

Die Messergebnisse im Pumpgebiet zeigten hohe CO_2-Emissionen an allen untersuchten Messvarianten (siehe Unterkapitel 7.3.1). Dabei stellte sich u.a. die Frage, ob das CO_2 ausschließlich dem C_{org}-reichen Oberboden oder auch den darunter liegenden vererdeten Torfen entstammt. Um dieser Frage nachzugehen, wurde im Rahmen einer Masterarbeit (FELD 2021) das Freisetzungspotenzial von CO_2 aus Klei- und Torfhorizonten unter unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen in einem Laborversuch mit ungestörten Bodensäulen untersucht.

Zu diesem Zweck wurden am Standort PG4 je 6 ungestörte Bodenmonolithe in Plexiglassäulen (Durchmesser: 14,5 cm, Höhe: 15 cm) aus dem Klei (Horizont tpAh-Go, Entnahmetiefe: 15-30 cm) und dem darunter liegenden Torf (Horizont IInHv, Entnahmetiefe: 31–46 cm) entnommen. Diese wurden zunächst vollständig aufgesättigt und dann in einer Mikrokosmenanlage bei 10°C unter Sättigungsbedingungen sowie mit 20, 40 und 60 hPa Unterdruck inkubiert.

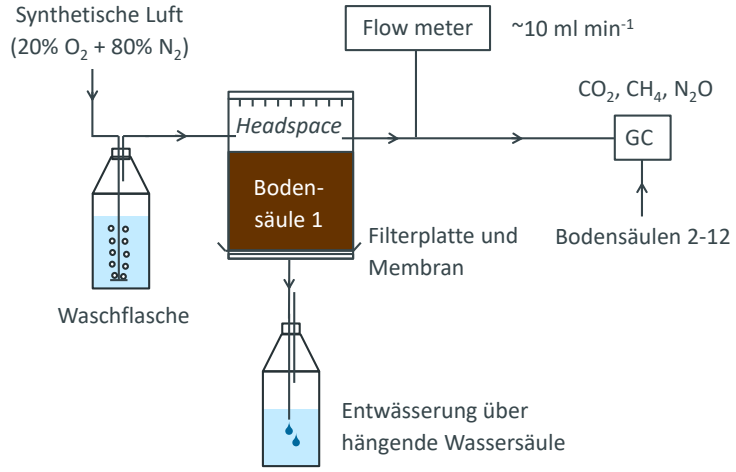


Abbildung 77 Schematischer Aufbau des Gas- und Wasserflusses in der Mikrokosmenanlage

Die Mikrokosmenanlage verfügt über ein vollautomatisiertes System zur Messung der Gasflüsse (Abbildung 77, siehe auch SÄURICH et al. 2019). Dazu wird der Headspace der Bodensäulen mit befeuchteter synthetischer Luft (20 % O_2, 80 % N_2) durchströmt und die Konzentrationen von CO_2, CH_4 und N_2O an einem Gaschromatographen (GC-2014, Shimadzu) gemessen. In diesem Versuch wurde jede Bodensäule alle 80 Minuten beprobt. Die Einstellung des Unterdrucks erfolgte durch eine hängende Wassersäule. Die jeweils nächste Druckstufe wurde eingestellt, wenn kein Wasser mehr aus der Säule kam und die CO_2-Flüsse konstant waren. Der Fluss für jede Druckstufe wurde aus dem Mittelwert der letzten 10 Messwerte (CO_2) bzw. aller Werte (N_2O) dieser Druckstufe ermittelt. Zur Bestimmung der Wassergehalte wurden die Bodensäulen nach jeder Druckstufe gewogen und nach Beenden des Versuchs nach insgesamt 110 Tagen die TRD sowie die Porosität bestimmt.

7.3 Ergebnisse und Diskussion

7.3.1 Kleiüberdeckung (Pumpgebiet 1)

7.3.1.1 Hydrologische Bedingungen und Bewirtschaftung

Bedingt durch den Start der THG-Messungen im Mai 2016 beziehen sich alle Jahreswerte auf die Zeiträume vom 16.05.2016 bis zum 15.05.2017 (Jahr 1) bzw. 16.05.2017 bis zum 15.05.2018 (Jahr 2). Entsprechend war es nicht möglich, die erste Düngung des Jahres 2016 in die Bilanzen des ersten Messjahres einzubeziehen, an Stelle dessen wurde die erste Düngung des Jahres 2017 eingerechnet. Entsprechendes gilt für 2018 (Tabelle 20). Dies ist im Vergleich mit Auswertungen des Moduls E und für die generelle Einordnung der N-Düngemengen zu berücksichtigen. Die Ernten beider Jahre gehen dagegen voll in die jeweiligen Bilanzen ein, da die Messungen an allen Messvarianten im Pumpgebiet 1 vor dem ersten Schnitt begonnen haben (Abbildung 83).

Im ersten Messjahr fielen insgesamt 619 mm Niederschlag, was 81 % des langjährigen Mittels von 767 mm an der DWD-Station Ovelgönne entspricht. Im Vergleich zu langjährigen Werten waren vor allem die Monate September bis Dezember 2016 sehr trocken, was sich in tiefen Grundwasserständen widerspiegelt (Abbildung 78). Der einzige überdurchschnittlich nasse Monat war der Juni 2016. Im zweiten Messjahr fielen 847 mm Niederschlag (110 % des langjährigen Mittels). Insbesondere September und Dezember 2017 sowie Januar und April 2018 waren deutlich niederschlagsreicher als das langjährige Mittel. Die Messungen umfassen nicht den extrem trockenen Sommer 2018. Abbildung 78 zeigt die aus den hydro-klimatischen Gegebenheiten resultierenden Grundwasserflurabstände an den sechs Messvarianten im Pumpgebiet 1.

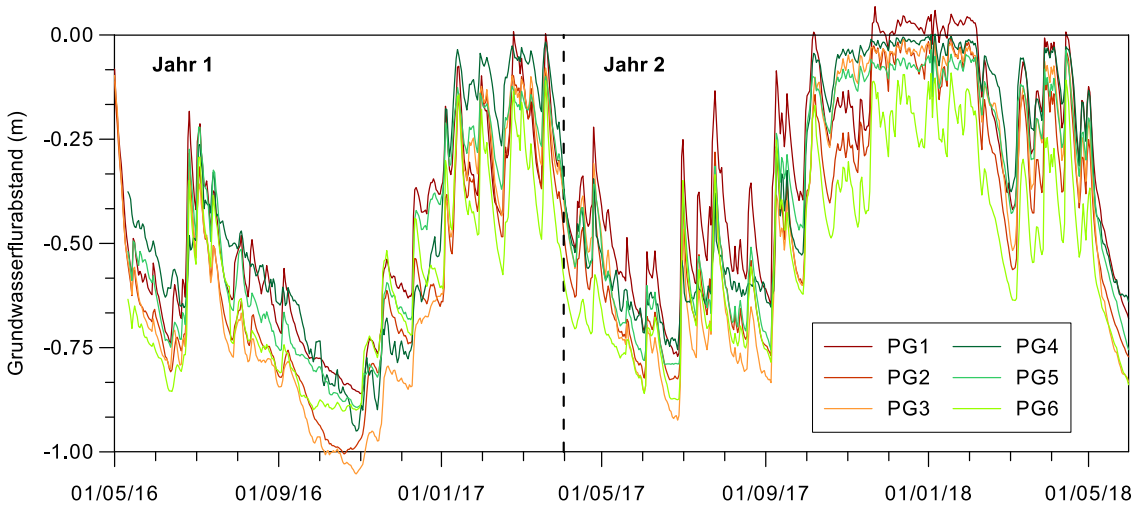


Abbildung 78 Mittlere tägliche Grundwasserflurabstände an den Messvarianten im Pumpgebiet 1

Dem Niederschlagsgeschehen entsprechend waren sowohl die mittleren Grundwasserflurabstände als auch die Sommermittel im zweiten Messjahr deutlich höher als im ersten (Tabelle 20). Insgesamt waren aber die Grundwasserstände mit −0,26 bis −0,62 m unter Flur im Jahresmittel und mit Minima von −0,83 bis −1,05 m tiefer und zwischen den Messvarianten weniger variabel als erwartet. Dieser Unterschied zu den im Projektantrag dargestellten ursprünglichen Erwartungen („möglichst nasse Wasserführung“) ist sowohl auf das relativ trockene erste Jahr als auch auf häufiges Auftreten von Staunässe auf der Kleidecke zurückzuführen, was einen Eindruck eines deutlich höheren Grundwasserstandes hinterlässt. Der feuchteste Standort in der ersten Variantengruppe (Abbildung 78) war PG1, wahrscheinlich aufgrund des Einflusses der zeitweilig eingestauten Dränrohre. Erwartungsgemäß war die grüppennahe Variante (PG2) feuchter als die Variante in Beetmitte (PG3). Bei der zweiten Variantengruppe war der Einfluss des Grundwasserzustroms aus Richtung Osten (Weser) festzustellen, der zu einem höheren Grundwasserstand an PG4 führt. Der trockenste Standort war hier der grabennahe Standort PG6.

Tabelle 20 fasst die Bewirtschaftung und die Grundwasserflurabstände an den Messvarianten im Pumpgebiet 1 zusammen. Die Düngung und Ernte der Messplots erfolgten manuell entsprechend der Bewirtschaftung der entsprechenden Schläge. Die Schläge, auf denen sich PG1, PG2 und PG3 befanden, wurden beweidet, die Messplots selbst waren jedoch eingezäunt, um eine Beschädigung der Messeinrichtungen zu verhindern. Das Grasen der Kühe bzw. Rinder wurde durch manuelles Schneiden der Messplots am Ende der Beweidungsperiode simuliert (dreimal

im ersten und einmal im zweiten Messjahr). Dieses Vorgehen hat zur Folge, dass der Stickstoff- und Kohlenstoff-Input im Vergleich zur Beweidung unterschätzt wird, da keine zuverlässige Methode existiert, um die „zufällige“ Düngung durch Ausscheidungen der Kühe zu simulieren. Die in Tabelle 20 aufgeführte N-Düngung beinhaltet keine Ausbringungsverluste. Aufgrund des nassen Herbstes 2017 konnte der vierte bzw. fünfte Schnitt nicht durchgeführt werden, so dass die Erträge im zweiten Messjahr etwas niedriger ausfielen.

Tabelle 20 Grundwasserflurabstände (GW) und Bewirtschaftung (Jahr 1: 16.05.2016 bis 15.05.2017; Jahr 2: 16.05.2017 bis 15.05.2018) an den Messvarianten im Pumpgebiet 1. Düngung alle Varianten: Rindergülle und Kalkammonsalpeter (KAS) (ohne Berücksichtigung von Ausbringungsverlusten). NEL = Netto Energie Laktation (Summe aller Schnitte; Mittelwert ± Standardabweichung der Plots)

Mess-variante	Jahr	GW_{mittel}	GW_{mittel} Sommer	Bewirtschaftung	N-Input [kg ha^{-1}]	C-Input [t ha^{-1}]	Ertrag [dt TM ha^{-1}]	NEL [GJ ha^{-1}]
PG1	Jahr 1	−0,50 m	−0,61 m	Mähweide, 4 Schnitte	249	1,52	96 ± 9	55 ± 5
	Jahr 2	−0,26 m	−0,42 m	Mähweide, 3 Schnitte	354	1,96	41 ± 18	25 ± 11
PG2	Jahr 1	−0,61 m	−0,73 m	wie PG1	249	1,52	114 ± 7	64 ± 4
	Jahr 2	−0,38 m	−0,57 m	wie PG1	354	1,96	94 ± 5	54 ± 3
PG3	Jahr 1	−0,62 m	−0,76 m	wie PG1	249	1,52	112 ± 5	65 ± 2
	Jahr 2	−0,37 m	−0,60 m	wie PG1	354	1,96	91 ± 7	51 ± 4
PG4	Jahr 1	−0,49 m	−0,60 m	Wiese, 5 Schnitte	286	1,70	142 ± 10	83 ± 7
	Jahr 2	−0,29 m	−0,50 m	Wiese, 4 Schnitte	318	1,30	143 ± 2	77 ± 1
PG5	Jahr 1	−0,53 m	−0,65 m	wie PG4	286	1,70	160 ± 26	93 ± 16
	Jahr 2	−0,33 m	−0,51 m	wie PG4	318	1,30	144 ± 4	82 ± 2
PG6	Jahr 1	−0,62 m	−0,74 m	wie PG4	286	1,70	113 ± 11	67 ± 7
	Jahr 2	−0,46 m	−0,61 m	wie PG4	318	1,30	101 ± 16	60 ± 9

7.3.1.2 Bodeneigenschaften und Inkubationsversuch

Abbildung 79 zeigt die C_{org}-Gehalte und C_{org}-Vorräte der Kleidecken an den Messvarianten im Pumpgebiet. Dabei wurden nur in insgesamt fünf Messplots (ein Plot von PG1, alle drei Plots von PG2 und ein Plot von PG6) im unteren Teil der Kleidecke visuell erkennbare Torfbeimengungen festgestellt. Selbst in diesen Fällen tragen die visuell erkennbaren Torfbereiche nur zu einem geringen Teil zu den gesamten C_{org}-Vorräten bei (Abbildung 79b). Im oberen Teil der Kleidecke wurden keine Torfbeimengungen gefunden. Die leicht erhöhten C_{org}-Gehalte im Vergleich zum unteren Teil zumindest bei PG1 lässt vermuten, dass die oberen Zentimeter der Kleischicht aufgrund wiederholter Bodenbearbeitung stärker homogenisiert worden ist.

Die Kleidecke war an allen Messvarianten mit 3–6% Sand, 44–47 %, Schluff und 47–52 % Ton stark bindig. Daher wurden zur Einordnung der Messwerte Oberböden (0–30 cm, < 10 % Sand) von Grünlandstandorten mit mineralbodenüberdeckten Moorböden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW, JACOBS et al. 2018, Details zu Moor- und weiteren moorähnlichen

Böden in WITTNEBEL et al. 2021) zum Vergleich herangezogen. Es zeigte sich, dass die C_{org}-Gehalte der Standorte im Pumpgebiet generell im mittleren bis hohen Bereich liegen, aber v.a. an den Standorten PG4, PG5 und PG6 durchaus als typisch einzuordnen sind. Insbesondere die höchsten C_{org}-Gehalte an Site PG3 sind vermutlich durch eine (mittlerweile homogenisierte) Beimengung von Torf zu erklären, da PG2 und PG3 auf demselben Schlag liegen, und bei PG2 noch deutliche Torfbeimengungen zu finden sind. Bei den C_{org}-Vorräten der Kleidecke sticht v.a. die Variante PG3 heraus, was sowohl durch die vergleichsweisen hohen C_{org}-Gehalte als auch die Mächtigkeit von 40 cm zu begründen ist. Alle anderen Varianten liegen im oberen Bereich der in der BZE-LW festgestellten Werte (Maximum dort: 25,7 kg C_{org} m^{-2}).

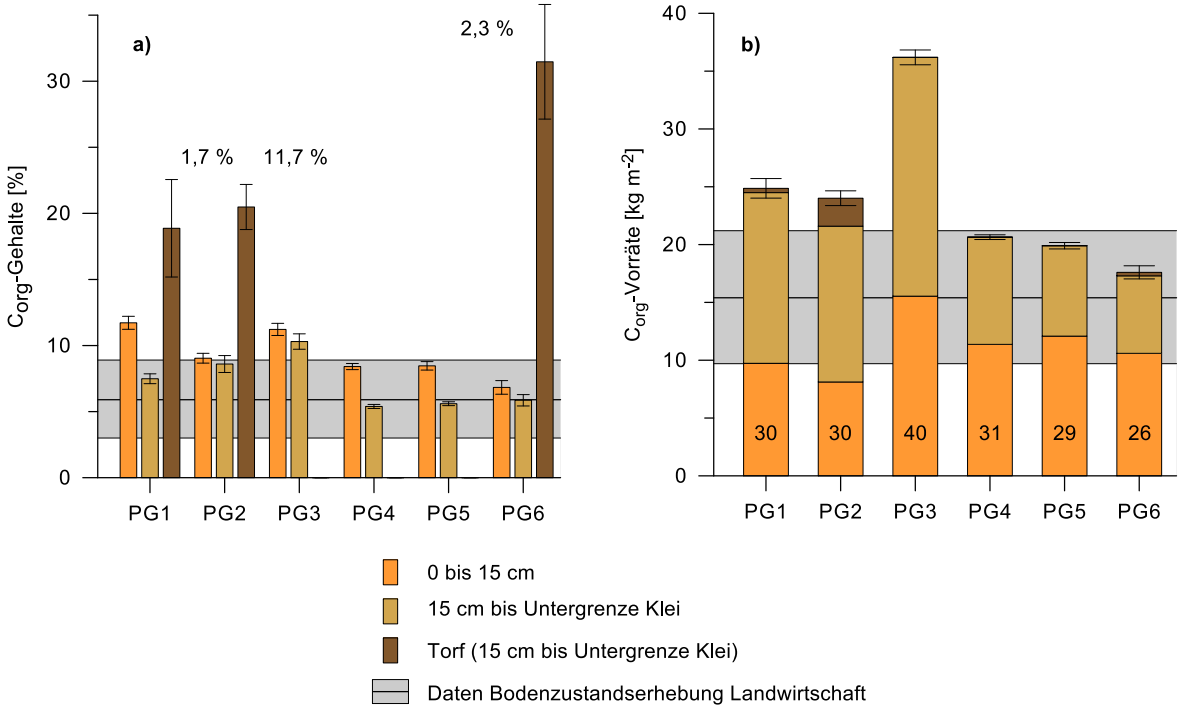


Abbildung 79 a) C_{org}-Gehalte (Mittelwert und Standardfehler des Mittelwerts) der beiden beprobten Tiefenstufen der Messplots im Pumpgebiet, Prozentangabe: Flächenanteil der Torfbeimengungen, b) C_{org}-Vorräte der Kleidecke, Zahl im Balken: Mächtigkeit der Kleidecke in [cm], Daten der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (WITTNEBEL et al. 2021): Mittelwert und Standardabweichung der a) C_{org}-Gehalte und b) der C_{org}-Vorräte in 0–30 cm Tiefe von mineralbodenüberdeckten Moorböden mit < 10 % Sand in der Decke

Abbildung 80a zeigt Ergebnisse des Inkubationsversuchs. Der Klei zeigte bei allen Druckstufen höhere CO_2-Flüsse als der Torf, wobei jeweils die höchsten Werte bei einem Unterdruck von -0,20 m zu verzeichnen waren. Dies entsprach einem relativen Wassergehalt („*water filled pore space*“) von 90 % (Klei) bzw. 80 % (Torf), wobei aufgrund der fehlenden Druckstufe von -0,10 m der optimale Wassergehalt des Torfs möglicherweise leicht höher liegen könnte, denn SÄURICH et al. (2019) geben für vererdete Niedermooroberböden optimale relative Wassergehalte von 88 ± 1% an. In Abbildung 80b ist der im Gelände gemessene relative Wassergehalt des Standortes PG4 vom 01.03.2017 bis zum 28.02.2018 zu sehen, also für das feuchtere der beiden untersuchten Sommerhalbjahre. Für Sommer 2016 liegen aufgrund von Defekten keine ausreichenden Daten der Bodenfeuchte vor. Hier zeigt sich, dass sich der Feuchtezustand des Torfs im Sommer dem hier dargestellten Optimum nähert bzw. im trockeneren Sommer 2016 (Tabelle 20) vermutlich erreicht hat. Im Falle des Kleis ist deutlich zu erkennen, dass der relative Wassergehalt im Sommer weitaus niedriger lag als die im Inkubationsversuch erreichten Minimalwerte (84 % bei -0,60 m).

Bemerkenswert ist daneben, dass die Bodensäulen mit Torf recht hohe CO_2-Flüsse aufwiesen. SÄURICH et al. (2019) haben sowohl vererdete Oberböden als auch gut erhaltene Unterböden (nHr-Horizonte) von verschiedenen Niedermoorstandorten unter Grünlandnutzung in der gleichen Mikrokosmenanlage inkubiert und festgestellt, dass die CO_2-Flüsse der Oberböden (35,3 ± 3,8 mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}) im Mittel bei jeweils optimaler Bodenfeuchte fast 8mal so hoch waren wie die der Unterböden (4,5 ± 0,8 mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}). Die hier gemessenen maximalen Respirationsraten der Torfe (18,3 ± 1,0 mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}) liegen also deutlich über typischen Flüssen aus wenig degradierten Unterbodentorfen. Die Kombination aus tendenziell eher „oberbodenähnlichem Respirationsverhalten“ und den Wassergehalten im Sommer (deutlich unterschrittenes Optimum beim Klei, günstige Verhältnisse beim Torf) liegt die die Vermutung nahe, dass auch der Torf zu den hohen CO_2-Emissionen der kleiüberdeckten Standorte beiträgt.

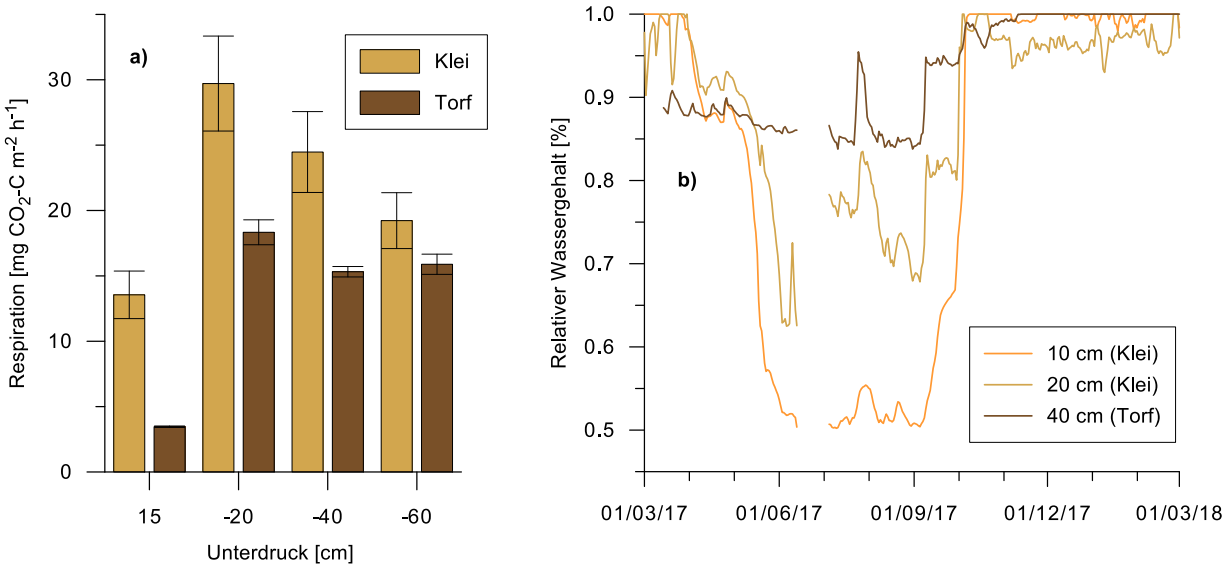


Abbildung 80 a) Mittelwerte und Standardfehler der Respirationsraten [mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}] der Bodensäulen mit Klei (tpAh-Go) und Torf (IInHv) (jeweils n = 6) der Messvariante PG4 im Mikrokosmenversuch in Abhängigkeit vom angelegten Unterdruck (+ 15 cm entspricht Sättigung), Daten aus FELD (2021), b) im Gelände an Messvariante PG4 in unterschiedlichen Tiefen gemessene relative Wassergehalte („water filled pore space“)

7.3.1.3 Lachgas- und Methanemissionen

Abbildung 81 zeigt die jährlichen N_2O-Emissionen der Messvarianten im Pumpgebiet 1 im Vergleich zu Literaturdaten anderer Grünlandsysteme auf Nieder- oder Anmoorstandorten in Deutschland sowie auf mit torfhaltigen Tonen bzw. tonhaltigen Torfen („*peaty clay*“ oder „*clayey peat*“) überdeckten Moorstandorten in den Niederlanden in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung und vom pH-Wert des Oberbodens. Vor dem „SWAMPS“-Projekt existierten in Deutschland keine Messdaten zu mit Klei oder anderem bindigen Mineralbodenmaterial überdeckten Torfen. Teilweise waren die N_2O-Emissionen höher als jemals in Deutschland auf Nieder- oder Anmoorstandorten gemessen. Dies ist insbesondere bemerkenswert, da hohe Literaturwerte tendenziell eher von Standorten mit strengeren Frostperioden (kontinentalere Gebiete bzw. in Süddeutschland, z.B. FLESSA et al. 1998) stammen. Allerdings weisen diese Standorte höhere pH-Werte als die Kleidecken im Pumpgebiet (pH 4,1 bis 4,6) auf. Niedrige pH-Werte fördern die Produktion von Lachgas (WESLIEN et al. 2009, WANG et al. 2017). Vermutlich begünstigt somit eine Kombination von Faktoren die hohen N_2O-Flüsse: Langfristig hohe N-Düngegaben bei gleichzeitig starker Mineralisierung organischer Substanz (siehe 7.3.1.4),

mittlere Grundwasserflurabstände, relative hohe C_{org}-Gehalte im Oberboden (6,9–10,7 %), niedrige pH-Werte und hohe Schluff- und Tongehalte im Oberboden (Schluff: 44–47 %, Ton: 47–52 %). Letzteres führt dazu, dass aufgrund des hohen Anteils von Feinporen nahezu ständig wassergesättigte Zonen im Boden bestehen, in denen Denitrifikation stattfinden kann. Im Falle von Mineralböden wurden häufig tendenziell höhere N_2O-Emissionen aus bindigen als aus sandigen Böden gemessen (SKIBA & BALL 2002). Zudem liefert der hohe C_{org}-Gehalt im Boden das notwendige Substrat für die Denitrifikation. Entsprechend lagen die an gedüngten Grünlandstandorten auf torfhaltigen Tonen in den Niederlanden gemessenen N_2O-Emissionen im gleichen Bereich wie die Ergebnisse aus Pumpgebiet 1 (KROON et al. 2010; VAN BEEK et al. 2010, 2011; VELTHOF et al. 1996).

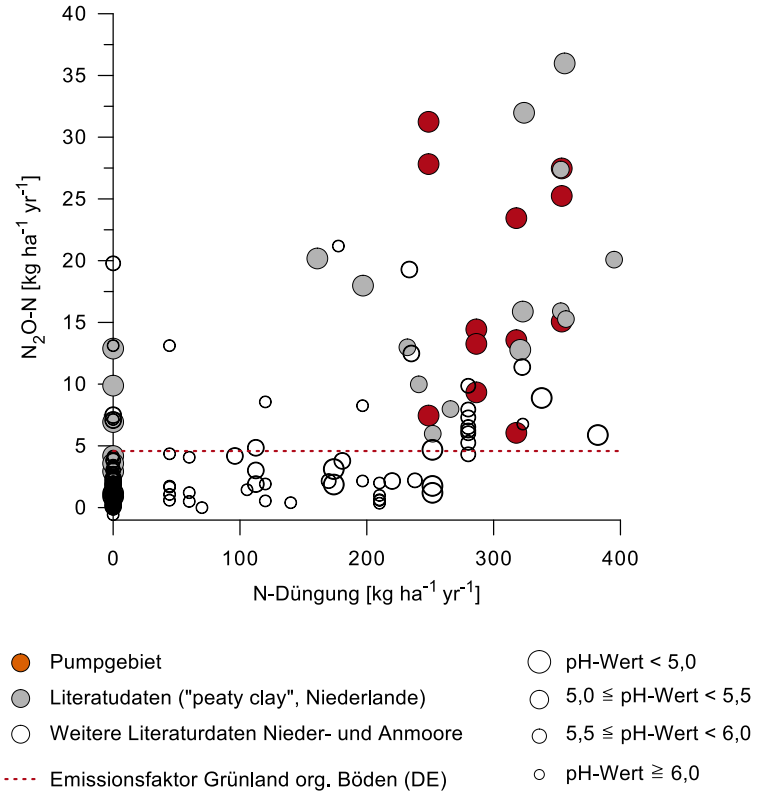


Abbildung 81 Jährliche Emissionen von Lachgas (N_2O) der Messvarianten im Pumpgebiet 1 im Vergleich zu anderen Grünlandstandorten auf Niedermoor und anmoorigen Böden in Deutschland (Daten: Buchen et al. 2017; Leppelt et al. 2014; Poyda et al. 2016; Tiemeyer et al. 2020) sowie auf mit „peaty clay" überdeckten Moorstandorten in den Niederlanden (Daten: KROON et al. 2010; VAN BEEK et al. 2010, 2011; VELTHOF et al. 1996) in Abhängigkeit von N-Düngung und pH-Wert des Oberbodens

Die Ergebnisse zeigen klar, dass die N_2O-Emissionen sowohl deutlich über dem Standardemissionsfaktor für Mineralböden (1 % der Stickstoffdüngung; IPCC, 2006) als auch teilweise ein Vielfaches über dem derzeitigen deutschen Emissionsfaktor für Grünländer auf organischen Böden (4,6 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}, TIEMEYER et al. 2020; UBA, 2021) liegen. Eine eindeutige Abhängigkeit der Jahreswerte von der Düngung ist nicht zu erkennen; dies ist jedoch auch nicht zu erwarten, da zum einen die Unterschiede in der N-Düngung relativ gering waren und zum anderen die N_2O-Bildung auf verschiedenen Prozessen beruhen kann. Dennoch ist ein leichter positiver Trend zu höheren N_2O-Emissionen bei höheren N-Bilanzüberschüssen zu erkennen (R^2 = 0,20, nicht weiter dargestellt). Fehlende eindeutige Zusammenhänge sind wenig überraschend, da sich N_2O-Emissionen selten eindeutig interpretieren bzw. auf isolierte Wirkfaktoren zurückführen lassen.

Aufgrund der niedrigen Grundwasserstände bewegten sich die CH_4-Flüsse auf sehr niedrigem Niveau und bildeten in der Jahressumme meist eine leichte Senke (0,9 bis −1,9 kg C ha^{-1} a^{-1}).

Abbildung 82 zeigt den zeitlichen Verlauf der N_2O-Flüsse an der Messvariante mit den im Mittel höchsten jährlichen N_2O-Flüssen (PG3) sowie die dazugehörigen Grundwasserflurabstände. Während es im August 2016 vermutlich zu trocken für hohe Denitrifikationsraten war und außerdem davon auszugehen ist, dass Pflanzen in der Vegetationsperiode den verfügbaren Stickstoff schnell aufnehmen, zeigten sich v.a. im April 2017 und April 2018 unmittelbare Auswirkungen der Düngung auf die N_2O-Flüsse. N_2O-Bildung durch Denitrifikation findet unter feuchten bis nassen (aber nicht komplett wassergesättigten) Bedingungen statt, da in diesem Fall die Denitrifikation nur unvollständig und nicht komplett bis zum gasförmigen Stickstoff (N_2) verläuft. Entsprechend treten höhere N_2O-Flüsse eher unter feuchten Bedingungen auf. Frost-Tauwechsel können ebenfalls N_2O-Peaks verursachen. Wenn die Bodentemperatur um den Gefrierpunkt schwankt, scheint dies teilweise ein Auslöser für erhöhte N_2O-Flüsse zu sein (Abbildung 82, z.B. im Januar 2017, grau hinterlegt).

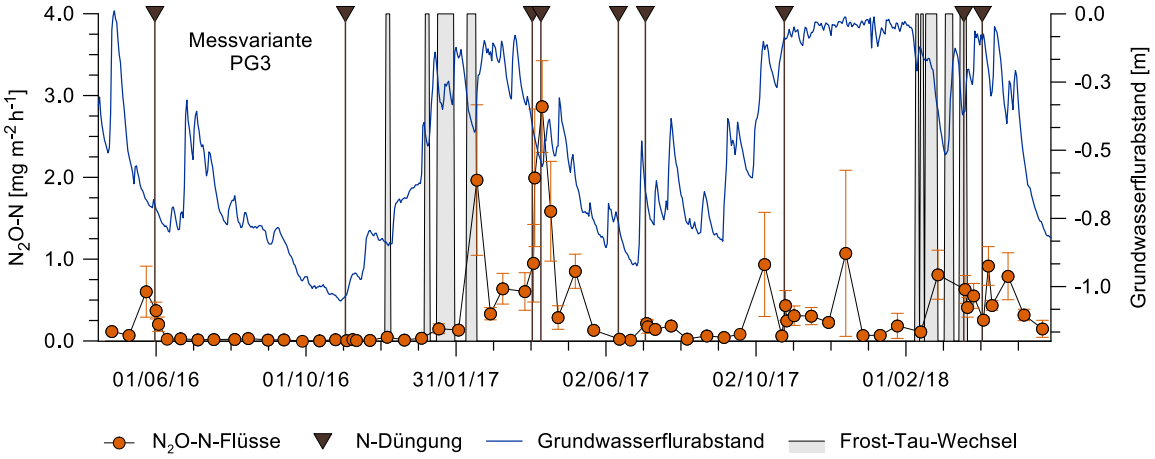


Abbildung 82 a) Lachgasflüsse (Mittelwert und Standardfehler), Grundwasserflurabstand und Düngetermine der Messvariante PG3, grau hinterlegt: Phasen mit Frost-Tau-Wechsel

7.3.1.4 CO_2-Austausch

Der Netto-Austausch von CO_2 (NEE) ergibt sich aus der Bilanz von Ökosystematmung (R_{eco}) und Bruttoprimärproduktion (GPP). Dies ist zusammen mit den Unsicherheiten der berechneten Tageswerte beispielhaft für die Messvariante PG6 in Abbildung 83 dargestellt. Dabei werden Flüsse vom Ökosystem in die Atmosphäre, d.h. Emissionen, mit positiven sowie Aufnahmen durch das Ökosystem mit negativen Werten dargestellt. Nach den – durch gestrichelte senkrechte Linien dargestellten – Ernteterminen geht die GPP kurzfristig auf Werte nahe Null zurück, um dann mit dem Pflanzenwachstum wieder anzusteigen. Sowohl R_{eco} als auch GPP zeigen einen typischen jahreszeitlichen Verlauf mit hohen Werten während der Vegetationsperiode und niedrigen Werten im Winter. Aufgrund des mit anderen Standorten z.B. in Süddeutschland bzw. Jahren vergleichsweise milden Winters geht jedoch R_{eco} auch im Winter nicht vollständig auf null zurück, was bestätigt, dass Messkampagnen im Winter notwendig und sinnvoll sind. Der Netto-CO_2-Austausch ist außer in manchen Phasen intensiven Pflanzenwachstums durchgängig positiv, woraus sich in der Summe und zusammen mit den hohen C-Exporten durch die Ernte hohe CO_2-Emissionen ergeben.

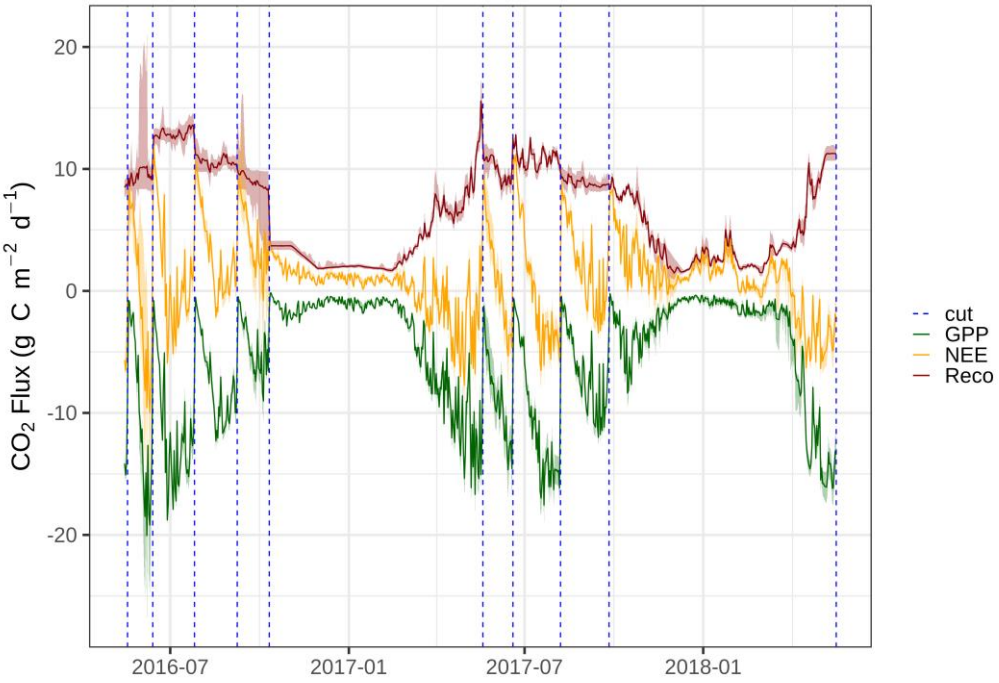


Abbildung 83 Tageswerte der Ökosystematmung (R_{eco}), des Bruttoprimärproduktion (GPP = Gross Primary Production) und der Netto-Ökosystemaustauschs (NEE) am Beispielstandort PG6. Die gestrichelten senkrechten Linien stellen Erntetermine („cut") sowie Anfang und Ende des Berechnungszeitraums dar. Die Bänder stellen 95 %-Quantilabstände der interpolierten Flüsse dar

Abbildung 84 ordnet die jährlichen CO_2-Flüsse (NEE + Ernte − organische Düngung) in Literaturdaten ein. Dabei zeigt sich, dass sich die hier untersuchten kleiüberdeckten Standorte eindeutig in den Wertebereich von Niedermooren und anmoorigen Böden in Deutschland einfügen. Bemerkenswert ist dabei, dass sich die Werte sogar eher im höheren Bereich der bisher gemessenen CO_2-Emissionen bewegen und nicht, wie an einigen anderen Standorten beobachtet, schon ab Wasserständen von ca. 0,30 bis 0,50 m unter Flur auf einem relativ konstanten Niveau bleiben (Messwerte von um 30 t CO_2 ha^{-1} a^{-1} bei tieferen Wasserständen in Abbildung 84, siehe auch TIEMEYER et al. 2016) Dies ist insofern als „positiv" zu betrachten, als dass bei einer Anhebung der Grundwasserstände auch schon in diesem recht trockenen Bereich eine Emissionsminderung erhofft werden kann, wobei allerdings die Ergebnisse aus dem Ipweger Moor zeigen, dass eine starke Anhebung der Wasserstände zu unerwarteten Effekten führen kann (Unterkapitel 7.3.3). Entsprechend sollten die dargestellte Regression nicht über den Wertebereich der tatsächlichen Messwerte hinaus extrapoliert werden. Die hier gemessenen Werte sind höher als die für mit torfhaltigen Tonen überdeckten Moorstandorte in den Niederlanden publizierten Daten (SCHRIER-UIJL et al., 2014), wobei die dort untersuchten Grünlandstandorte (Oukoop, Stein) nasser als Pumpgebiet 1 waren (Abbildung 84).

Die CO_2-Emissionen der Messvarianten PG1 bis PG5 sind linear von den Sommerwasserständen abhängig, während sich Variante PG6 abweichend verhält (Abbildung 84, Abbildung 85a). Dabei waren an allen Messvarianten mit Ausnahme von PG6 die CO_2-Emissionen im zweiten Messjahr deutlich (13 bis 27 %) niedriger als im ersten Messjahr. Dieser Zusammenhang kann zukünftig für eine Abschätzung der CO_2-Emissionen des gesamten Pumpgebietes genutzt werden. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass nur für Sommerwasserstände von −0,42 m bis −0,76 m Messwerte vorliegen. Für eine Extrapolation auf feuchtere Bedingungen (bis etwa −0,30 m unter Flur) ließe sich dieser lineare Zusammenhang auch auf die Daten der mit torfhaltigen Tonen

überdeckten niederländischen Standorte erweitern (SCHRIER-UIJL et al. 2014, Abbildung 84). Allerdings ist bei einer Extrapolation auf noch feuchtere und deutliche trockenere Bedingungen Vorsicht geboten.

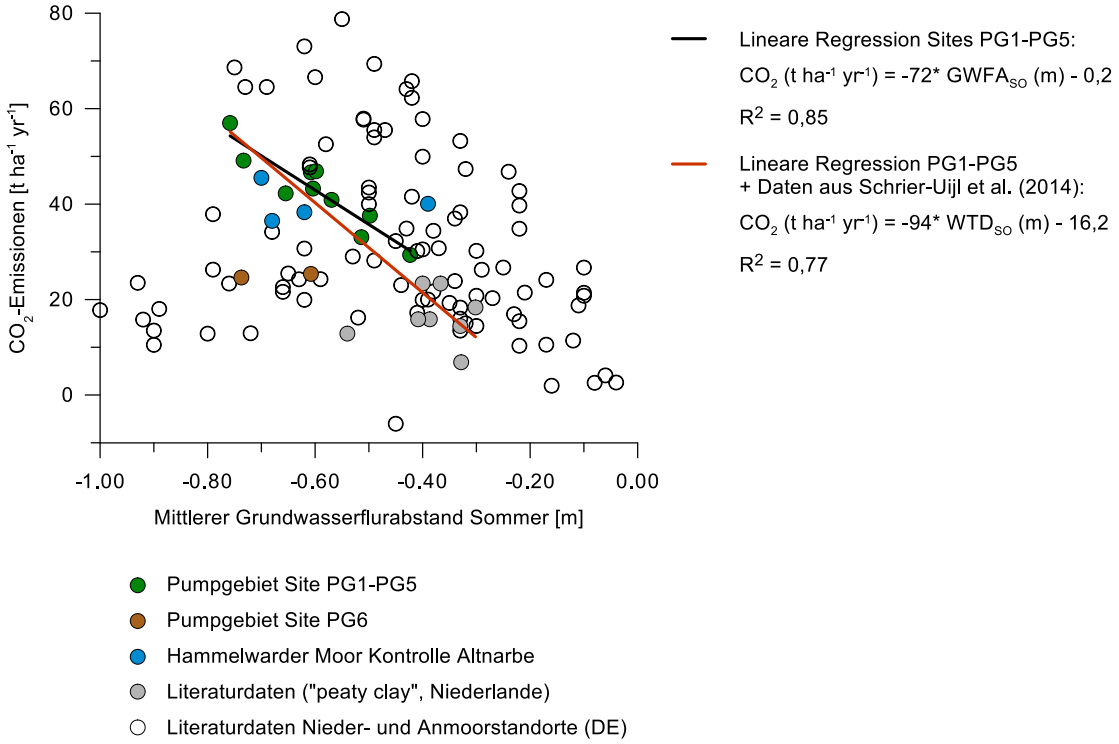


Abbildung 84 Abhängigkeit der jährlichen CO_2-Emissionen der Messvarianten im Pumpgebiet 1 vom mittleren Grundwasserflurabstand im Sommer ($GWFA_{SO}$) im Vergleich zu anderen Grünlandstandorten auf Niedermoor und anmoorigen Böden in Deutschland (Daten: TIEMEYER et al. 2020, nur Daten mit $GWFA_{SO} \geq -1{,}00$ m dargestellt), zur Altnarbe ohne Wasserstandsmanagement im Hammelwarder Moor (HKA) sowie zu mit „peaty clay" überdeckten Moorstandorten in den Niederlanden (Daten: SCHRIER-UIJL et al. 2014)

Aus diesen Ergebnissen ergeben sich die Fragen, ob die CO_2-Emissionen ohne Kleiauflage noch höher wären, wieso die Messvariante PG6 von den anderen Varianten abweicht, inwieweit die Bodeneigenschaften insbesondere der Kleiauflage die CO_2-Emissionen beeinflussen und woher, d.h. aus welchen Bodenhorizonten, das emittierte CO_2 stammt.

Die Frage, ob die CO_2-Emissionen ohne die Kleiauflage noch höher wären, lässt sich nicht abschließend beantworten, da kein direkt benachbarter Standort mit gleichen Grundwasserflurabständen und gleicher Bewirtschaftung, aber ohne Kleiauflage als Messvariante zur Verfügung stand. Zwar lagen die CO_2-Emissionen aus der Kontrollvariante (ohne Wasserstandsmanagement, Altnarbe) des Exaktversuches im Hammelwarder Moor im vergleichsweise nassen Jahr 2017 etwas höher als bei vergleichbaren Grundwasserständen im Pumpgebiet, in den übrigen Jahren sind sie aber gleich hoch wie oder etwas niedriger als im Pumpgebiet 1 (Abbildung 84). Insgesamt scheint es keinen systematischen Unterschied zwischen den beiden Standorten mit vergleichbarer Moorgenese, Torfeigenschaften und landwirtschaftlichem Management zu geben.

Abbildung 85 zeigt Korrelationen der CO_2-Emissionen mit dem mittleren Grundwasserflurabstand (s.o.), der Schiefe der Grundwasserstandsverteilung, den C_{org}-Vorräten der Kleidecke und den belüfteten C_{org}-Vorräten. Die Schiefe der Wasserstandsverteilung (Abbildung 85b) ist ein Maß

dafür, wie gleichmäßig die Wasserstände über das Jahr verteilt sind. Negative Schiefen deuten auf einzelne tiefe Grundwasserstände (üblicherweise im Sommer) hin, während eine positive Schiefe meist durch einzelne Peaks und einen Mindestgrundwasserflurabstand entsteht. In einer Synthesearbeit zu Grünlandstandorten konnte gezeigt werden, dass eine positive Schiefe häufig mit hohen CO_2-Emissionen einhergeht (TIEMEYER et al. 2016). Dies ist auch hier der Fall, erklärt jedoch nicht das abweichende Verhalten von Messvariante PG6. Teilweise könnten die geringeren CO_2-Emissionen von PG6 durch die niedrigeren C_{org}-Vorräte der Kleidecke erklärt werden (Abbildung 85c), jedoch wird der Zusammenhang zwischen CO_2-Emissionen und C_{org}-Vorräten im Wesentlichen durch Variante PG3 mit sehr hohen Werten geprägt. Dennoch ist der C_{org}-Vorrat der Kleidecke ein wichtiger zusätzlicher Erklärungsparameter, da dieser nicht mit den Grundwasserständen korreliert. Die belüfteten, d.h. sich im Mittel über dem Grundwasserspiegel befindlichen, C_{org}-Vorräte im Sommer integrieren die beiden Größen, können aber – ebenso wie die belüfteten Stickstoffvorräte (hier nicht dargestellt) – das Verhalten von Variante PG6 nicht endgültig klären.

Insgesamt kann bei den derzeitigen Grundwasserflurabständen aufgrund der hohen CO_2-Emissionen nicht von einem effektiven Schutz des Torfes durch die Kleidecke ausgegangen werden. Dies liegt vermutlich zum einen daran, dass in der Vergangenheit im Rahmen der Grünlanderneuerung oder bei der Anlage von Beetstrukturen (Grüppen und erhöhte Bereiche) Torf in die Kleiauflage eingemischt wurde (Abbildung 79) und zum anderen, dass insbesondere in trockenen Sommern die Kleidecke zur Rissbildung und damit zur „Undichtigkeit“ neigt. Auch zeigt Abbildung 85, dass eine stärkere Korrelation zwischen belüfteten C_{org}-Vorräten und CO_2-Emissionen als zwischen C_{org}-Vorräten der Kleidecke und CO_2-Emissionen besteht. Diese Interpretation wird durch die Ergebnisse des Inkubationsversuchs gestützt, der ein hohes CO_2-Freisetzungspotenzial des Torfs unter den vorherrschenden Bodenfeuchten gezeigt hat (Abbildung 80). Der Torf unter der Kleidecke weist zudem Vererdungs- und teilweise Aggregierungsmerkmale auf. Auch wenn diese vor der Überdeckung entstanden sein können, ist dies ein weiterer Hinweis darauf, dass das emittierte CO_2 nicht nur aus dem Oberboden, sondern auch aus dem Torf stammt. Insgesamt ist zu vermuten, dass sowohl die durch Bodenbearbeitung mit Torf angereicherte Kleidecke als auch der darunterliegende Torf zu den CO_2-Emissionen beitragen.

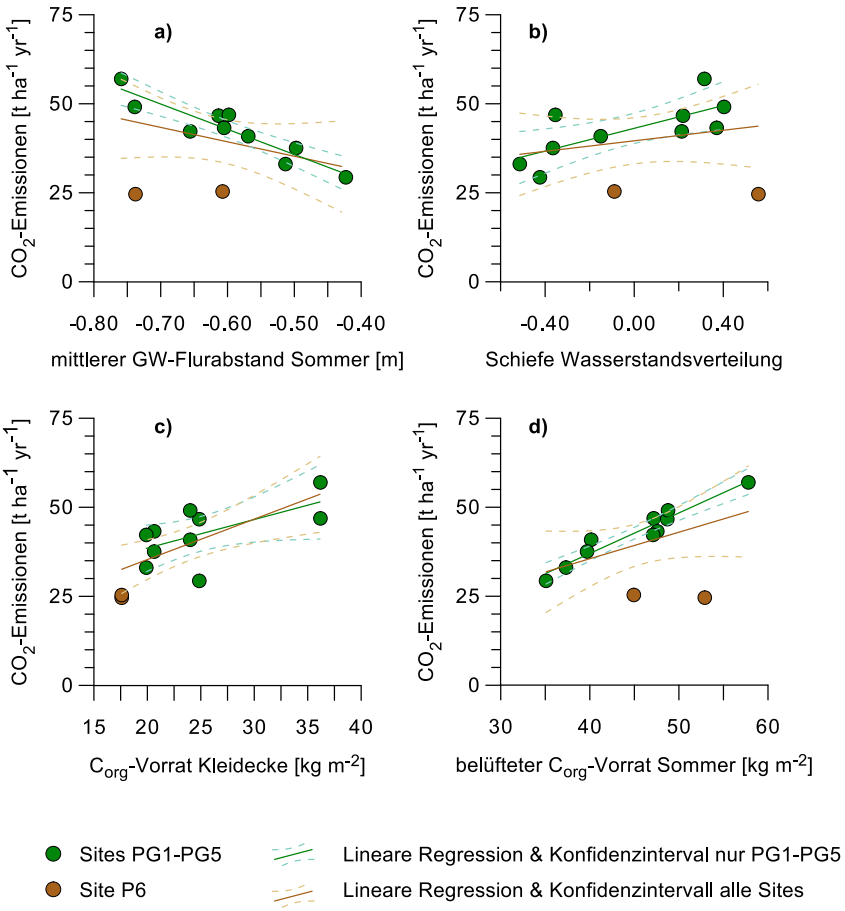


Abbildung 85 Abhängigkeit der jährlichen CO_2-Emissionen der Messvarianten im Pumpgebiet 1 a) vom mittleren Grundwasserflurabstand im Sommer b), von der Schiefe der Grundwasserstandsverteilung, c) vom C_{org}-Vorrat der Kleidecke und d) vom belüfteten C_{org}-Vorrat im Sommer. Alle Regressionen wurden separat für den gesamten Datensatz und nur für die Messvarianten PG1–PG5 durchgeführt

7.3.1.5 Treibhausgasbilanz

Um die gesamte THG-Bilanz der Messstandorte zu ermitteln, müssen neben den CO_2-Flüssen auch N_2O und CH_4 gemäß ihrer Erwärmungspotenziale (hier verwendet: N_2O: 265, CH_4: 28, MHYRE et al. 2013) einbezogen werden. Da der C_{org}-Vorrat des Bodens Objekt der Bilanzierung ist, geht der C-Export durch die Ernte als Verlustterm in die Bilanz ein. Eine Berücksichtigung des Verbleibs der aufgewachsenen Biomasse (z.B. teilweise Umwandlung in CH_4 bei der Verdauung) würde Methoden der Lebensweganalyse erfordern und konnte in diesem Modul nicht umgesetzt werden. Abbildung 86 zeigt die Komponenten der jährlichen THG-Bilanz der Messvarianten im Pumpgebiet 1. Wie an fast allen Grünlandstandorten auf organischen Böden in Deutschland (TIEMEYER et al. 2016) stellt CO_2 die wichtigste Komponente dar, wobei hier bemerkenswert ist, dass der NEE trotz intensiver Nutzung an allen Messvarianten außer PG5 (2016) und PG6 höher als der Ernteexport ist (Abbildung 86). Trotz der hohen CO_2-Emissionen machen die sehr hohen N_2O-Flüsse 6 bis 28 % der Gesamt-THG-Bilanz aus und sind daher auf keinen Fall zu vernachlässigen, während CH_4 keine Rolle spielt. Insgesamt sind die Gesamt-THG-Emissionen (Mittelwert ± Standardabweichung der mittleren Jahresbilanzen: 47,1 ± 10,4 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}) im Vergleich zum „typischen“ tief entwässerten (trockener als -0,30 m im Jahresmittel nach IPCC (2014)) Niedermoorgrünland (36,1 ± 19,2 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}) in Deutschland (TIEMEYER et al. 2016) vergleichbar bis sehr hoch.

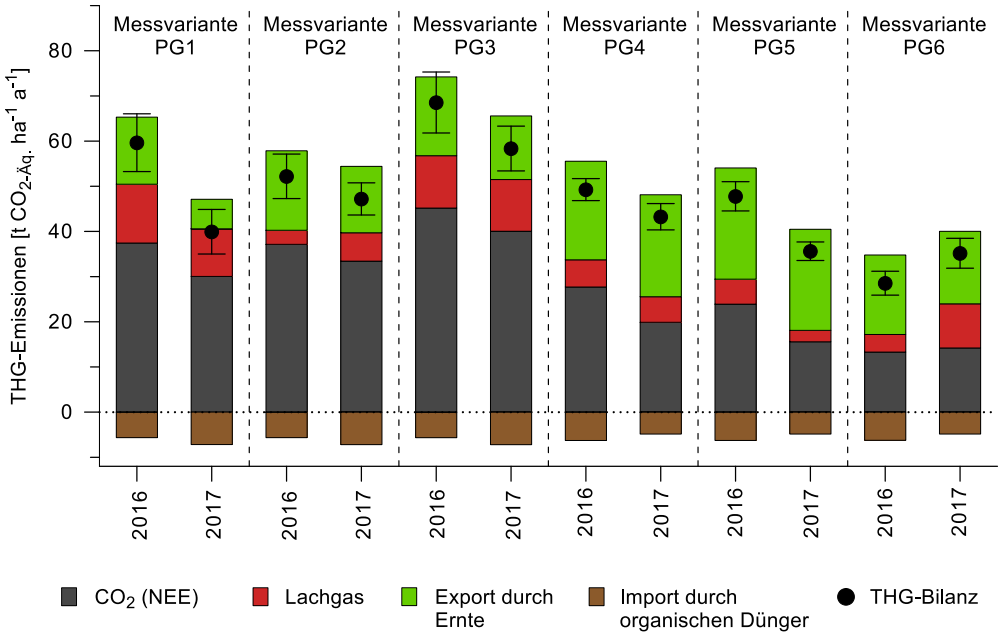


Abbildung 86 Treibhausgasbilanz der Messvarianten PG1-6. NEE: Net Ecosystem Exchange (Netto-Ökosystem-austausch). Fehlerbalken: Standardfehler der THG-Bilanz

7.3.2 Hammelwarder Moor

7.3.2.1 Hydrologische Bedingungen und Bewirtschaftung

Der Untersuchungszeitraum war generell durch warme und überdurchschnittlich feuchte (2017) durchschnittliche (2019, 2020) bis trockene (2018) Bedingungen geprägt, wobei der Sommer 2018 hervorstach und sich auch auf die Folgejahre auswirkte (Tabelle 21).

Insgesamt lag der Niederschlag im Jahr 2017 leicht über dem Durchschnitt. Das Jahr 2018 begann mit hohen Niederschlägen im Frühjahr, während insbesondere der Sommer 2018 durch eine extreme Trockenheit geprägt war. Von Mai bis Oktober fielen lediglich 39 % des langjährigen mittleren Sommerniederschlags (DWD-Station Ovelgönne). Der ausbleibende Niederschlag zeigte sich u. a. im Verlauf der Grundwasserstände der Kontrollvarianten sowie der Variante mit Grabeneinstau (GS). Hier lagen die Grundwasserstände im Sommer und Herbst deutlich, d.h. mehr als 30 cm, unter den Vorjahreswerten. Auf den Biomasseertrag der Altnarben (THG-Messplots) hatten die niedrigen Niederschlagswerte im Vergleich zum Vorjahr nur im Falle des Grabeneinstaus einen negativen Einfluss (Tabelle 22). Der höchste Ertrag wurde auf der Altnarbe mit Unterflurbewässerung (UFB) erzielt und war 10 % höher als im Vorjahr. Aufgrund der starken Trockenheit im Sommer 2018 stiegen die Grundwasserstände im Hammelwarder Moor im Winter 2018/19 nicht oder erst spät auf das wintertypische, flurnahe Niveau (Abbildung 87). Trotz insgesamt durchschnittlicher Jahres- und Sommerniederschläge fielen die Grundwasserstände daher auch in der Vegetationsperiode 2019 in der Kontrolle wieder tief ab. Ab August 2019 fielen überdurchschnittlich große Niederschlagsmengen, so dass im Winter 2019/20 wieder flurnahe Grundwasserstände erreicht wurden. Die höchsten Erträge wurden 2019 wiederum in der Variante UFB Altnarbe erzielt. Aufgrund des ausgeprägten Mäusebefalls wies die Variante Kontrolle Umbruch die geringsten Erträge auf (Abbildung 88, Tabelle 22). Auch im Jahr 2020 war in Bezug auf die Niederschläge ein durchschnittliches Jahr. Die höchsten Erträge erzielten wiederum die Varianten mit UFB.

*Tabelle 21 Niederschläge (Jahres- und Sommersummen DWD-Station Ovelgönne) und mittlere Grundwasserflurabstände der Einzeljahre und der Sommerhalbjahre (01. Mai bis 31. Oktober) an den THG-Messvarianten im Exaktversuch **H**ammelwarder Moor (Niedermoorstandort, H). GW: mittlerer Grundwasserflurabstand, ΔGW: Differenz zum Mittelwert der Kontrollvarianten (positive Werte = nasser als Kontrollen). KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, UD = Unterflurbewässerung Direktsaat, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Langjähriges Mittel Niederschlag: 1991-2020*

	P	**HKA**	**HKD**	**HKU**	**HUA**		**HUU**		**HUD**		**HGA**	
	[mm]	**GW [m]**	**GW [m]**	**GW [m]**	**GW [m]**	**ΔGW [m]**	**GW [m]**	**ΔGW [m]**	**GW [m]**	**ΔGW [m]**	**GW [m]**	**ΔGW [m]**
Jahr 2017	817	-0,27	-0,27	0,22	-0,34	-0,09	-0,22	0,03	*n.b.*	*n.b.*	-0,29	-0,04
Sommer 2017	456	-0,39	-0,39	-0,32	-0,38	-0,01	-0,28	0,09	*n.b.*	*n.b.*	-0,37	0
Jahr 2018	503	-0,49	-0,47	-0,40	-0,31	0,14	-0,26	0,19	*n.b.*	*n.b.*	-0,50	-0,05
Sommer 2018	164	-0,70	-0,69	-0,59	-0,39	0,27	-0,36	0,30	*n.b.*	*n.b.*	-0,69	-0,03
Jahr 2019	758	-0,41	-0,38	-0,33	-0,26	0,11	-0,22	0,15	*n.b.*	*n.b.*	-0,36	0,01
Sommer 2019	428	-0,62	-0,56	-0,49	-0,34	0,22	-0,33	0,23	*n.b.*	*n.b.*	-0,55	0,02
Jahr 2020	770	-0,46	-0,42	*n.b.*	-0,24	0,20	-0,19	0,25	-0,18	0,26	-0,31	0,13
Sommer 2020	409	-0,68	-0,61	*n.b.*	-0,33	0,32	-0,27	0,38	-0,26	0,39	-0,48	0,17
JAHR	712	-0,41 ± 0,05	-0,39 ± 0,04	-0,32 ± 0,05	-0,29 ± 0,03	0,09 ± 0,06	-0,22 ± 0,01	0,16 ± 0,05			-0,37 ± 0,05	0,02 ± 0,04
SOMMER	364	-0,60 ± 0,07	-0,56 ± 0,06	-0,47 ± 0,06	-0,36 ± 0,03	0,20 ± 0,07	-0,31 ± 0,02	0,25 ± 0,06			-0,52 ± 0,05	0,04 ± 0,04
Langjähriges Mittel	720											
Langjähriges Sommermittel	416											

Im Hammelwarder Moor wurden die Wehre am 30.11.2016 installiert und die Pumpen nach anfänglichen Problemen endgültig am 31.05.2017 in Betrieb genommen (Abbildung 87, siehe Modul C). Vor Inbetriebnahme der Pumpen verliefen die Grundwasserstände der Einstauvariante und der Kontrolle parallel, danach verhinderte der Einstau im Juni 2017 ein Abfallen der Grundwasserstände (Abbildung 87). In den drei darauffolgenden Messjahren verlief das Wassermanagement weitestgehend reibungslos. Im niederschlagsarmen Jahr 2018 verliefen die Wasserstände der Kontroll- und Einstauvariante dagegen so parallel, dass kein Unterschied festzustellen war. Im Jahr 2019 und insbesondere gegen Ende des Jahres 2020 waren die Wasserstände in der Einstauvariante leicht erhöht (Tabelle 21).

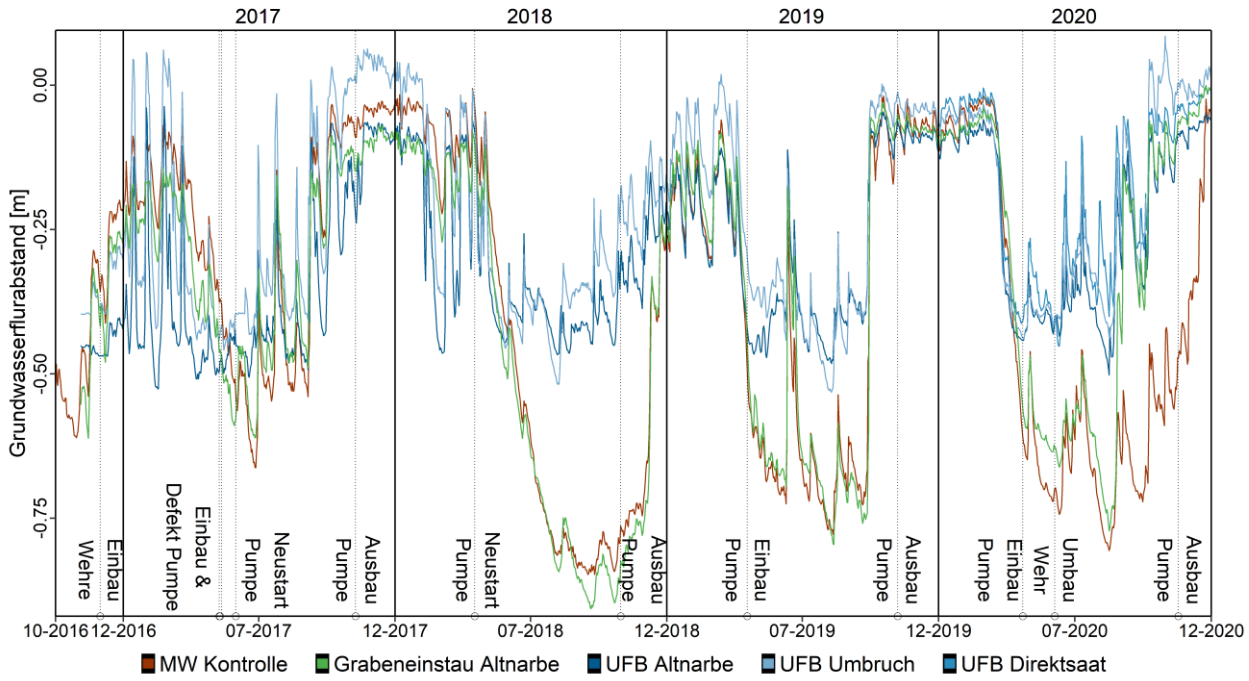


Abbildung 87 Wassermanagement und mittlere tägliche Grundwasserflurabstände an den Messvarianten im Exaktversuch Hammelwarder Moor. MW Kontrolle = Mittelwert der drei Kontrollvarianten, UFB = Unterflurbewässerung

Die neu installierten Dräne der UFB bewirkten im Winter 2016/17 eine deutliche *Entwässerung* des Standorts, so dass 2017 als „Übergangsjahr“ zu betrachten ist. Auch wurden im Vergleich zum GS und zur Kontrolle hohe Wasserstände insbesondere im Herbst 2017 und auch im Frühjahr 2018 vor Wiederinbetriebnahme der Pumpe schnell wieder abgesenkt. Nach Installation der Pumpe fielen die Wasserstände 2017 in der UFB maximal auf das Grabenniveau ab, aber witterungsbedingt waren auch der GS und die Kontrollen recht feucht. Im Vergleich zum Sommer 2017, als nur geringe Effekte erzielt werden konnten, war in den trockenen Sommern 2018 bis 2020 ein deutlicher Effekt der UFB auf die Grundwasserstände zu verzeichnen, die nahezu auf dem geplanten Niveau gehalten werden konnten (Tabelle 21).

Tabelle 22 Bewirtschaftung der Messvarianten im Hammelwarder Moor. Die Düngung umfasst in allen Varianten Rindergülle, Kalkammonsalpeter (KAS), Volldünger, Ammonsulfatsalpeter (ASS) sowie 60er Kornkali und entspricht den Gesamtparzellen. Wiesennutzung mit 4 Schnitten (2017, 2018, 2020) und 3 Schnitten (2019). Der Ertrag bezieht sich auf die THG-Messplots

Messvariante	**Jahr**	**N-Input Dünger [kg ha^{-1}]**	**C-Input Dünger [t ha^{-1}]**	**Ertrag [dt TM ha^{-1}]**
Hammelwarder Moor Kontrolle Altnarbe (HKA)	2017	167	0,27	117 ± 5
	2018	229	0,59	120 ± 13
	2019	240	1,11	88 ± 4
	2020	214	1,02	112 ± 7
Hammelwarder Moor Kontrolle Direktsaat (HKD)	2017	167	0,27	108 ± 25
	2018	229	0,59	101 ± 23
	2019	240	1,11	62 ± 7

	2020	214	1,02	81 ± 5
Hammelwarder Moor Kontrolle Umbruch (HKU)	2017	167	0,27	86 ± 3
	2018	229	0,59	105 ± 6
	2019	235	1,16	61 ± 8
	2020	-	-	-
Hammelwarder Moor Grabeneinstau Altnarbe (HGA)	2017	167	0,27	108 ± 6
	2018	229	0,59	96 ± 17
	2019	235	1,16	91 ± 39
	2020	214	1,02	127 ± 14
Hammelwarder Moor Unterflurbewässerung Direktsaat (HUD)	2020	214	1,02	120 ± 6
Hammelwarder Moor Unterflurbewässerung Altnarbe (HUA)	2017	167	0,27	116 ± 21
	2018	229	0,59	128 ± 18
	2019	235	1,16	96 ± 13
	2020	214	1,02	139 ± 24
Hammelwarder Moor Unterflurbewässerung Umbruch (HUU)	2017	167	0,27	74 ± 10
	2018	229	0,59	90 ± 37
	2019	235	1,16	91 ± 24
	2020	214	1,02	164 ± 71

Ab Juli 2019 trat im Hammelwarder Moor ein Befall mit Feldmäusen auf, die jedoch – im Gegensatz zum Ipweger Moor und zu zahlreichen anderen Grünlandstandorten in der Wesermarsch – keinen flächigen Schaden, sondern lokalisierten Kahlfraß verursachten (Abbildung 88). Im Falle der Messplots war insbesondere die Variante „Kontrolle Umbruch“ betroffen, die ab Oktober 2019 nahezu komplett kahlgefressen war. Auch die Variante „Kontrolle Direktsaat“ nahm erheblichen Schaden, während insbesondere die beiden Messvarianten mit UFB relativ wenig betroffen waren. Dies spiegelte sich auch in den Erträgen wider (Tabelle 22).

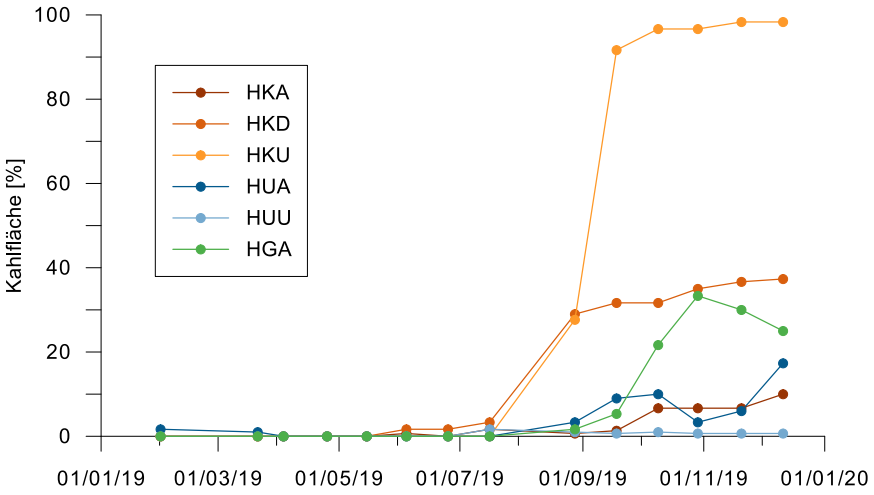


Abbildung 88 Zeitlicher Verlauf der Mäuseschäden (Kahlfläche in Prozent) im Jahr 2019 an den Messvarianten im Hammelwarder Moor (H; Mittelwert der drei Messplots). KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe

7.3.2.2 Lachgas- und Methanemissionen

Tabelle 23 zeigt die jährlichen Lachgasemissionen aller Messvarianten im Hammelwarder Moor. Insgesamt waren die Lachgasemissionen mit 5,5 bis 11,9 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1} (jeweils Mittel über Jahre) niedriger als im Pumpgebiet 1 (Abbildung 29), aber vergleichbar mit anderen Grünlandstandorten auf tief entwässerten nährstoffreichen organischen Böden (4,9 bis 11 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}, im Mittel 8,2 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}, IPCC, 2014). Bisherige Daten entsprechender Standorte in Deutschland (2,2 ± 1,8 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}, TIEMEYER et al. 2016) lagen vermutlich aufgrund der im Durchschnitt niedrigeren Nutzungsintensität unter diesen Werten. An weiteren, intensiver genutzten und feuchten bis nassen Niedermoorgrünlandstandorten wurden auch in Norddeutschland schon deutliche höhere Werte gemessen (11,6 bis 21,6 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}, POYDA et al. 2016). Wie im Falle der Unterflurbewässerung trafen in dieser Studie die für die N_2O-Produktion entscheidenden Faktoren „hohe Bodenfeuchte“ und „hohe N-Düngung“ aufeinander.

*Tabelle 23 Jährliche N_2O-Emissionen (Jahressumme und Standardfehler in kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}) der Messvarianten im **H**ammelwarder Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UD = Unterflurbewässerung Direktsaat, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Unsicherheitsberechnung nach GÜNTHER et al. (2015). Aufgrund der Mäuseschäden und der darauffolgenden Neuetablierung der Grasnarbe sind die Grünlanderneuerungsvarianten 2019 nur eingeschränkt und 2020 nicht vergleichbar*

	HKA	HKD	HKU	HUA	HUU	HUD	HGA
		[kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}]					
2017	3,8 ± 1,8	2,8 ± 0,9	4,4 ± 2,0	3,1 ± 1,2	2,4 ± 1,0	*n.b.*	3,7 ± 1,3
2018	6,0 ± 1,7	9,3 ± 3,4	6,8 ± 2,6	8,6 ± 3,9	14,1 ± 6,6	*n.b.*	5,4 ± 2,5
2019	7,0 ± 2,9	9,2 ± 5,6	10,4 ± 2,6	20,4 ± 10,1	3,9 ± 2,4	*n.b.*	5,3 ± 1,7
2020	5,1 ± 2,1	7,6 ± 2,6	*n.b.*	15,3 ± 5,3	3,2 ± 1,6	7,2 ± 3,4	7,6 ± 3,0

Bezüglich des **Wassermanagements** zeigte sich, dass die N_2O-Flüsse zunächst (2017) in den Varianten mit UFB etwas niedriger als in den entsprechenden Kontrollvarianten waren. In diesem

Jahr waren allerdings noch keine deutlichen Unterschiede im Wasserstand festzustellen. Im Jahr 2018 traten deutlich höhere Emissionen als in den Kontrollvarianten auf. Dieser Trend setzte sich im Falle der Altnarbe 2019 und 2020 deutlich verstärkt fort, während der Vergleich der Umbruchvarianten aufgrund des oben beschriebenen Mausbefalls nicht möglich ist. Möglicherweise begünstigten die deutlich höheren Grundwasserstände die Denitrifikation. Der Grabeneinstau, der kaum Auswirkung auf die Grundwasserstände zeigte, wies keine erhöhten N_2O-Emissionen auf.

Generell waren die Lachgasemissionen 2018, 2019 und 2020 höher als 2017, was durch die höheren Stickstoffgaben (Tabelle 22) und einer ungünstigen Kombination von hohen Grundwasserständen und Düngeterminen erklärt werden kann. Die zeitlichen Verläufe der N_2O-Flüsse zeigten deutliche Muster (Abbildung 89): Zu Beginn der Messperiode traten nach Anstiegen der Grundwasserstände und dem Einsetzen erster Frostphasen deutlich erhöhte N_2O-Emissionen an den Varianten mit Grünlanderneuerung auf. Die höchsten Werte wurden in diesem Zeitraum in den Varianten „Kontrolle Umbruch“ und „UFB Umbruch“ gemessen. Zu diesem Zeitpunkt waren die Wehre noch nicht installiert. Niedrigere, aber im Vergleich zu allen drei Altnarbenvarianten immer noch erhöhte Werte traten in der Variante „Kontrolle Direktsaat“ auf.

Vermutlich aufgrund recht niedriger Grundwasserflurabstände wurden nach Düngegaben im Jahr 2017 nur geringfügig erhöhte N_2O-Emissionen gemessen. Im Kontrast dazu bewirkte die Applikation von insgesamt 144 kg N ha^{-1} (Mineraldünger + Rindergülle) im Frühjahr 2018 auf allen Varianten sehr hohe N_2O-Flüsse. Dieser Peak könnte auf das Zusammentreffen der Düngung mit hohen Grundwasserständen und Frost-Tau-Ereignissen zurückzuführen sein und war tendenziell auf den Erneuerungsvarianten am stärksten ausgeprägt. Auch 2019 und 2020 zeigte sich eine Interaktion von Düngung und Grundwasserflurabstand bzw. Bodenfeuchte, da hohe N_2O-Flüsse bei einem Starkregenereignis im Sommer und insbesondere beim Ansteigen der Grundwasserstände im Herbst jeweils nach der Düngung auftraten.

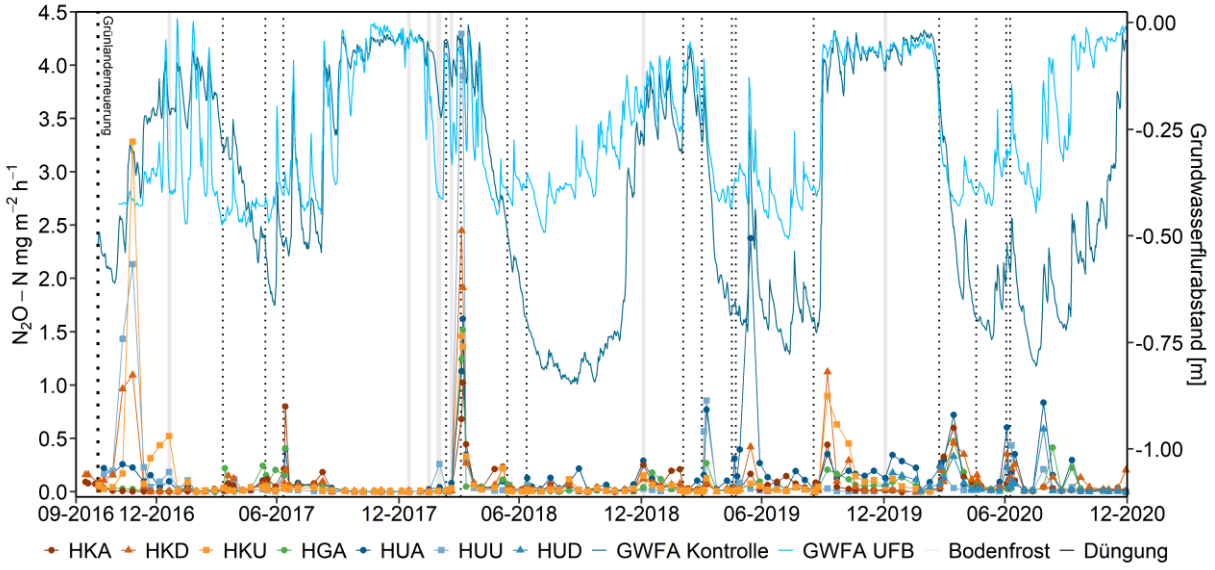


*Abbildung 89 Zeitlicher Verlauf der Lachgasemissionen im Exaktversuch **H**ammelwarder Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe, GWFA = Grundwasserflurabstand, UFB = Unterflurbewässerung. Gestrichelte senkrechte Linien stellen Düngetermine dar*

Die **Grünlanderneuerung** im Hammelwarder Moor fand am 04.10.2016 kurz nach Installation der Dränrohre und nach dem Beginn der N_2O- und CH_4-Messungen statt. Bei Betrachtung des ersten Jahres direkt nach der Grünlanderneuerung (01.10.2016—30.09.2017) zeigt sich eine starke Erhöhung der Lachgasemissionen. Dies lässt sich u.a. insbesondere im Falle der Umbruchsvarianten durch die erhöhten NO_3-Konzentrationen im Oberboden erklären (Unterkapitel 9.4.1.2), die für die Denitrifikation zur Verfügung stehen. An den Varianten ohne Wasserstandsanhebung betrugen die N_2O-Emissionen 494 % (Umbruch, Abbildung 90) bzw. 293 % (Direktsaat, nicht gezeigt) der Altnarbe. Bei der Unterflurbewässerung war der Effekt des Umbruchs im ersten Jahr etwas schwächer ausgeprägt (253 %, Abbildung 91). Die in diesen Abbildungen dargestellte Bilanzierung beginnt im Gegensatz zu Tabelle 23, die Werte für Kalenderjahre aufführt, mit der Grünlanderneuerung. Bei allen Varianten fällt auf, dass sich die Hauptunterschiede aus der ersten feuchten Phase nach Grünlanderneuerung ergeben. Während dieses Zeitraums (Winter 2016/2017) fand keine Düngung statt, so dass die erhöhten N_2O-Emissionen (siehe auch Abbildung 89) vermutlich auf den Grünlandumbruch zurückgeführt werden können. Im Vergleich ist diese Erhöhung der N_2O-Flüsse weitaus deutlich ausgeprägter als bei einem Grünlanderneuerungsversuch an einem Anmoorstandort in Niedersachsen (Ihausen, BUCHEN et al. 2017), bei dem kein Effekt der Erneuerung auf die N_2O-Emissionen festgestellt werden konnte.

Nach dem ersten Jahr wurde das Bild jedoch unklarer, und der Effekt schien bei einer Bilanzierung des Kalenderjahres 2017 größtenteils wieder abgeklungen zu sein; allerdings traten 2018 an allen Erneuerungsvarianten wieder erhöhte Lachgasflüsse auf. Dies setzte sich 2019 in der Kontrolle fort, wobei jedoch im Fall der Umbruchsvariante aufgrund des starken Mausbefalls davon auszugehen ist, dass der Effekt nicht auf die Bodenbearbeitung, sondern auf die verringerte Aufnahme von Stickstoff durch die Vegetation zurückzuführen ist. Diese Vermutung wird durch die Beobachtung gestützt, dass der höchste N_2O-Peak an dieser Variante im Herbst 2019 auftrat (Abbildung 89), also zu einem Zeitpunkt, als diese Messplots schon nahezu 100 % Kahlstellen aufwiesen (Abbildung 88). Dennoch waren die kumulativen N_2O-Emissionen vor diesem Peak immer noch um 183 % (Umbruch) bzw. 160 % (Direktsaat) erhöht.

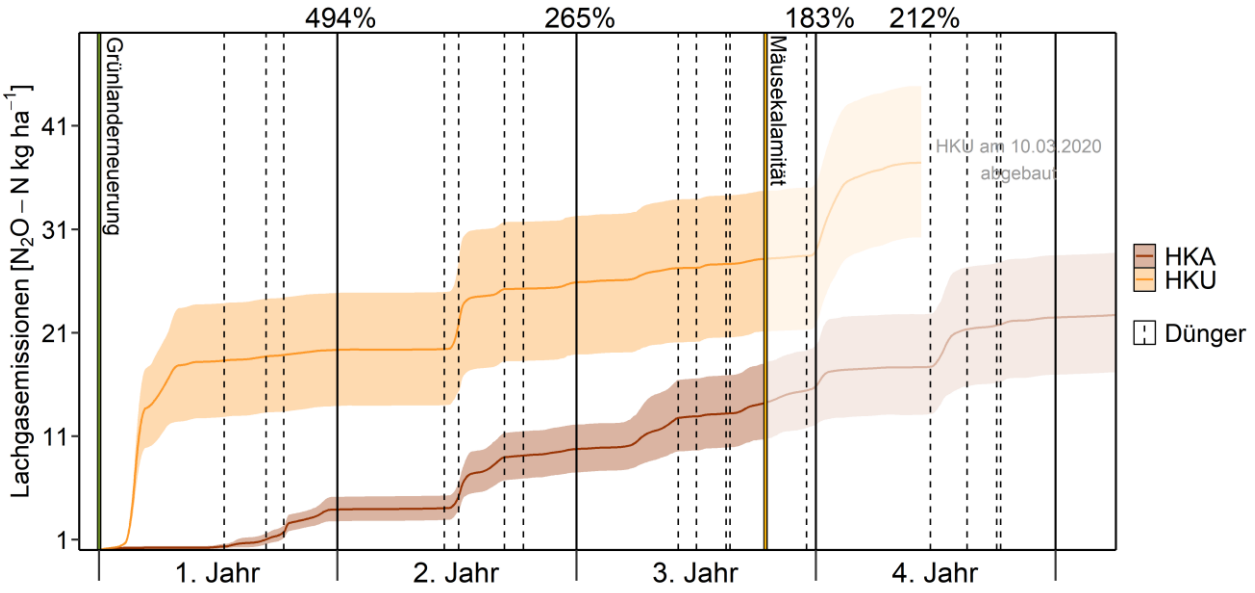


Abbildung 90 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten ohne Wasserstandsanhebung: Vergleich der Variante Hammelwarder Moor Kontrolle Umbruch (HKU) mit der entsprechende Altnarbe (HKA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen

Die Situation bei den Varianten mit UFB gestaltete sich nach dem ersten Jahre als nicht mehr eindeutig, da in der Umbruchvariante im Jahr direkt nach dem Umbruch und 2018 höhere, 2019 und 2020 jedoch sehr viel niedrige N_2O-Emissionen als in der Kontrolle auftraten. Gründe dafür könnten in dem stärkeren Biomasseaufwuchs und damit mit der stärkeren N-Abfuhr im Jahr 2020 (Tabelle 22) und der geringeren N-Bereitstellung durch Torfmineralisierung bei dieser Variante liegen. Entsprechend sind die kumulativen Emissionen nach drei Jahren ausgeglichen; nach vier Jahren liegt die Umbruchvariante sogar unter der Altnarbe. Wie die Überlappung der Unsicherheitsbereiche zeigt, ist dieser Unterschied jedoch nicht signifikant.

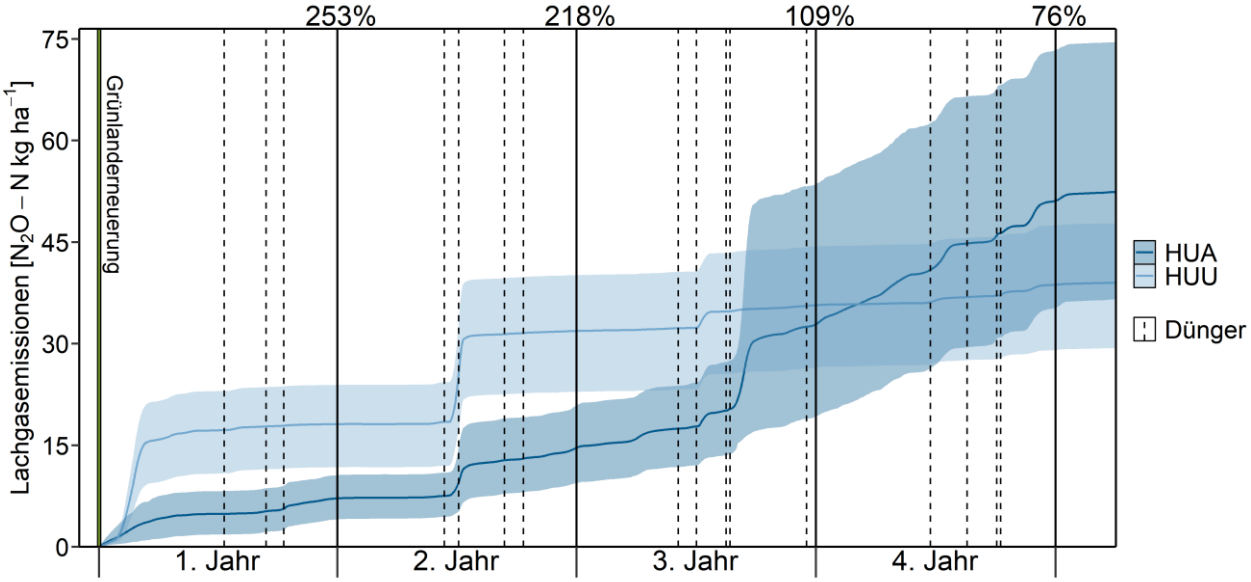


Abbildung 91 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten mit Unterflurbewässerung: Vergleich der Variante Hammelwarder Moor Unterflurbewässerung Umbruch (HUU) mit der entsprechende Altnarbe (HUA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen

An den Kontrollvarianten und beim Grabeneinstau traten durchgängig negative **CH_4-Jahresbilanzen**, d.h. CH_4-Aufnahmen (-2,1 bis -1,3 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}) auf. Bei voll funktionsfähigem Wassermanagement, also ab 2018, lagen die CH_4-Emissionen der UFB zwischen 0,6 und 127,1 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}, wobei insbesondere die feuchtere (Tabelle 21) Variante HUU erhöhte Emissionen aufwies. Diese lagen somit teilweise über dem Erwartungsbereich für flach entwässerte nährstoffreiche Grünlandstandorte auf organischen Böden (-2,9 bis 81 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}, im Mittel 39 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}, IPCC, 2014) und entsprechen bis zu 3,6 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1} bzw. 12% der gesamten THG-Bilanz.

7.3.2.3 CO_2-Austausch

Die CO_2-Emissionen der drei Kontrollvarianten und des Grabeneinstaus lagen im Erwartungsbereich für Grünlandstandorte auf tief entwässerten, nährstoffreichen Moorböden (Abbildung 92), insbesondere wenn in Betracht gezogen wird, dass niedrigere CO_2-Emissionen tendenziell bei extensiv genutzten Standorten auftreten. Insbesondere im Hinblick auf die hohe Streuung bisheriger Messwerte bewegen sich auch die mittleren CO_2-Emissionen der Varianten mit Unterflurbewässerung (UFB) in nicht unüblichen Größenordnungen. Die geringen (-13%, Tabelle

24) mittleren Unterschiede scheinen daher auf die nur geringen Unterschiede in den Grundwasserflurabständen zurückzuführen zu sein. Unklar bleibt jedoch, wieso sich die drei Varianten mit UFB trotz ähnlicher Wassererstände und Bodeneigenschaften stark unterscheiden und wieso auf Basis der Einzeljahre im Gegensatz zum Pumpgebiet 1 (Abbildung 84) keine Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand festgestellt werden kann: Nach Abbildung 92 erscheint es so, als ob sich die höheren CO_2-Emissionen der Variante HUA durch die tieferen Grundwasserstände erklären ließen. Allerdings traten die höchsten CO_2-Emissionen (> 45 bzw. > 50 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}) in den beiden feuchtesten Jahren mit mittleren Grundwasserflurabständen von −0,25 m auf.

Wie sich eine weitere Erhöhung der Wasserstände auf das Emissionsverhalten auswirken würde, kann nur schwer prognostiziert werden, da sich bisherige sehr nasse Standorte durch extensive Bewirtschaftung und teilweise niedermoortypischer Vegetation auszeichnen. Seggen zeichnen sich im Unterschied zu Süßgräsern durch einen sehr starken Aufbau von unterirdischer Biomasse aus, die letztendliche die Torfbildung bedingt („Radizellentorfe“). Mit Blick auf Abbildung 92 scheint eine weitere Minderung nicht ausgeschlossen, allerdings stimmt skeptisch, dass die CO_2-Emissionen der nasseren Variante (HUU) von Jahr zu Jahr steigen (siehe auch Abbildung 94). Bei der Einordnung der Ergebnisse der CO2-Messungen ist daneben zu beachten, dass die nassere Varianten HUU sowohl im Jahresmittel (Jahr: −0,22 m, Sommer: −0,31 m) als auch in den Sommermonaten deutlich höhere Moorwasserstände als das Flächenmittel aufweisen (Jahr: −0,33 m, Sommer: −0,41 m, Mittelwerte aus Tabelle 12 und Tabelle 13). Dies gilt auch für HUD, allerdings wurde hier nur über ein Jahr gemessen.

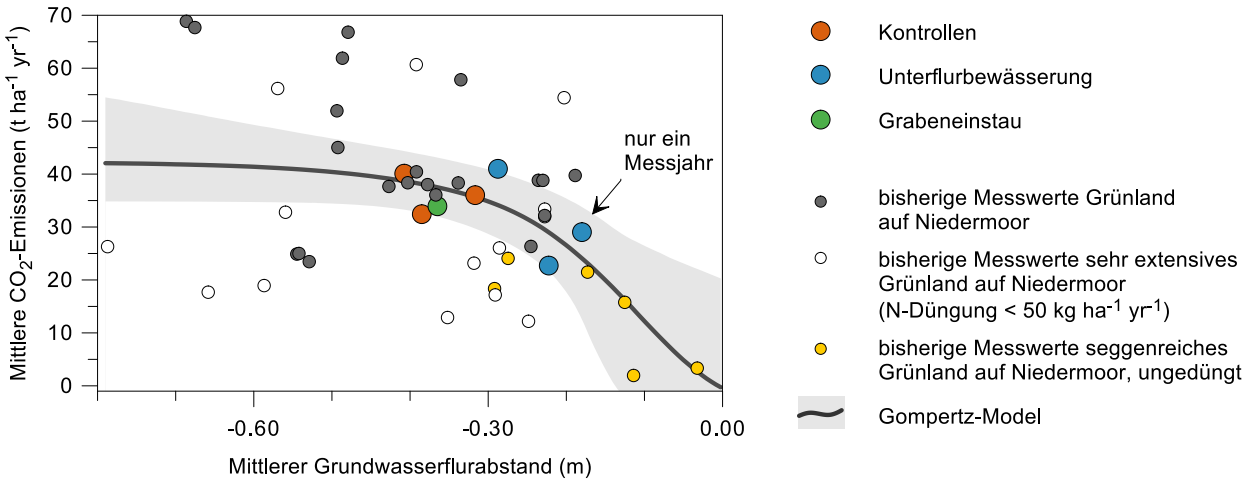


Abbildung 92 Einordnung der CO_2-Emissionen im Hammelwarder Moor in bisherige Messdaten incl. Pumpgebiet 1 (jeweils Mittelwerte der jährlichen CO_2-Emissionen und der mittleren jährlichen Grundwasserflurabstände) an Nieder- und Anmoorstandorten unter Grünlandnutzung (extrem flachgründige Standorte mit Grundwasserflurabständen tiefer -0,80 m ausgenommen) in Deutschland (Daten: TIEMEYER et al., 2020). Gompertz-Model: Fit nur durch bisherige Messwerte

Der Vergleich der Varianten mit Altnarbe zeigt, dass 2017 die CO_2-Emissionen beim Grabeneinstau niedriger als in der Kontrolle waren. Auch bei den Umbruchvarianten war die THG-Bilanz der Variante mit UFB deutlich niedriger als die der Kontrolle. Die Ergebnisse für das Jahr 2017 sind sehr überraschend, und es lässt sich bisher keine Erklärung finden. 2018 dagegen verhielten sich Grundwasserflurabstände und CO_2-Emissionen konsistent und erwartungsgemäß: die Varianten mit UFB zeigten bei höheren Grundwasserständen niedrigere CO_2-

Emissionen, während sich der in diesem Jahr trockene GS in seinem Emissionsverhalten den Kontrollvarianten annäherte. Dieser verhielt sich auch 2019 und 2020 konsistent zu den Kontrollvarianten, während die beiden Messvarianten der UFB widersprüchliche Ergebnisse zeigten: Die CO_2-Emissionen der Umbruchsvariante der UFB lagen 2019 wie in den Vorjahren deutlich unter den Kontrollen, während sich 2020 Kontrollen und UFB annäherten. Trotz höherer Wasserstände als in den Vorjahren lagen die Emissionen der Altnarbe mit UFB mit Abstand über der Altnarbe Kontrolle. Da eine umfangreiche Fehlersuche keine Erklärung bieten konnte, wurde die Variante Kontrolle Umbruch 2020 in die Parzelle UFB Direktsaat verlegt, um ein klareres Bild zur Auswirkung der Unterflurbewässerung gewinnen zu können. Diese zeigte nun trotz deutlich höherer Wasserstände 2020 nur leicht niedrigere CO_2-Emissionen, so dass letztendlich kein klarer Effekt der UFB festgestellt werden kann (Tabelle 24, Abbildung 92).

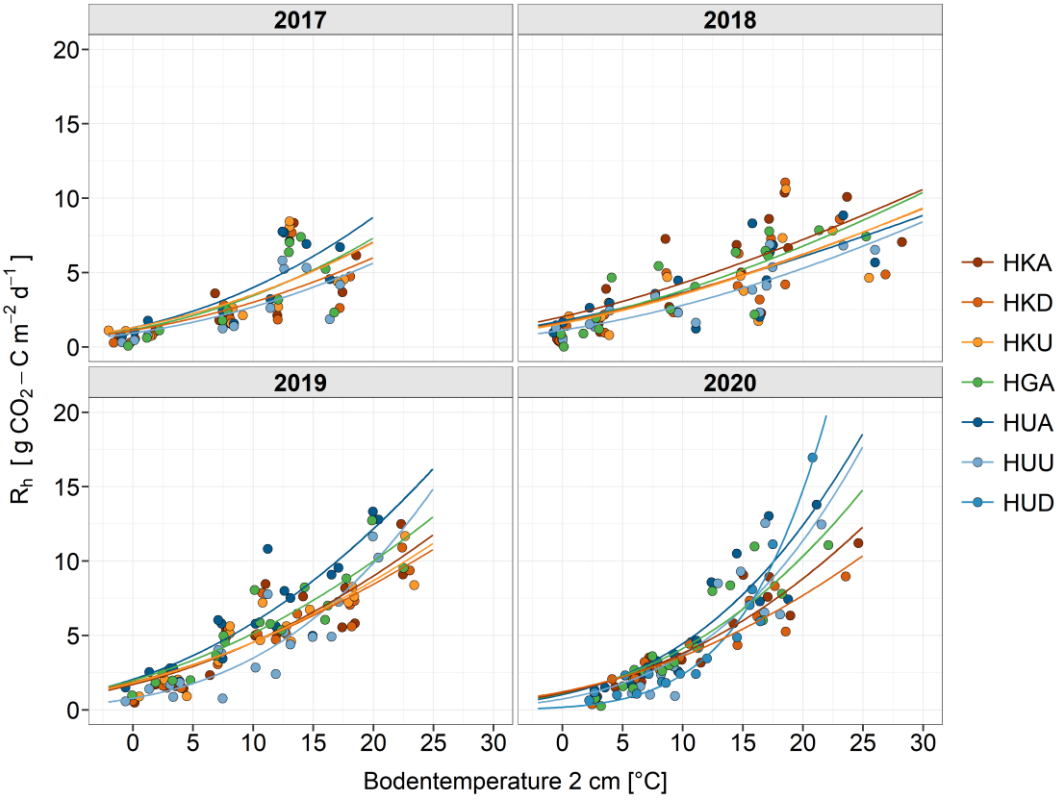


Abbildung 93 Abhängigkeit der heterotrophen Atmung (R_h) von der Bodentemperatur im Hammelwarder Moor. Linien: Angepasstes Lloyd-Taylor-Modell. KA – Kontrolle Altnarbe, KD – Kontrolle Direktsaat, KU – Kontrolle Umbruch (nur 2017-2019), GA – Grabeneinstau Altnarbe, UA – Unterflurbewässerung Altnarbe, UU – Unterflurbewässerung Umbruch, UD – Unterflurbewässerung Direktsaat (nur 2020)

Abbildung 93 stellt den Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und heterotropher Atmung (R_h) aller Messvarianten im Hammelwarder Moor (Tageswerte der Tage mit Messkampagnen). Durch die Schätzung von R_h wurde versucht, den Effekt unterschiedlichen Pflanzenwachstums auf die Abhängigkeit der Atmung von der Bodentemperatur auszuschließen. 2017 und 2018 zeigten sich keine Unterschiede in der Temperatursensitivität von R_h, während 2019 und insbesondere 2020 höhere Respirationsraten bei vergleichbaren Bodentemperaturen festgestellt wurden. Dieser Effekt trägt möglicherweise zu den geringen Unterschieden in den CO_2-Emissionen der verschiedenen Messvarianten und zu den über die Jahre ansteigenden Emissionen der UFB-Varianten (Abbildung 94) bei.

Generell waren das Emissionsniveau von CO_2 an allen Messvarianten 2019 und 2020 höher als 2018. Neben der Bodenfeuchte hat auch die Temperatur einen Einfluss auf den mikrobiellen Umsatz. Während das Jahr 2017 das bisher kühlste Messjahr war, unterschieden sich die Temperatursummen der Jahre 2018 und 2019 nicht. 2019 war jedoch das Frühjahr wärmer als 2018. Unterschiede im Witterungsverlauf zwischen den Jahren können jedoch nicht die Unterschiede zwischen den Messvarianten erklären, da diese der gleichen Witterung ausgesetzt sind. Tendenziell waren jedoch die Messvarianten mit Unterflurbewässerung 2018 und 2019 aufgrund der höheren Bodenfeuchte etwas kühler als die Kontrollen (siehe auch Unterkapitel 7.3.3.4).

7.3.2.4 Treibhausgasbilanz

Die Komponenten der THG-Bilanz alle Messjahre und Messvarianten im Hammelwarder Moor sind in Abbildung 94 dargestellt. Insgesamt bewegen sich die THG-Emissionen von 31 bis 51 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1} der Kontrollvarianten auf einem für tief entwässerte nährstoffreiche Grünlandstandorte in Deutschland (36,1 ± 19,2 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}, TIEMEYER et al., 2016) mittleren bis erhöhten Bereich. Bei diesem Vergleich ist zu berücksichtigen, dass das Hammelwarder Moor wesentlich intensiver bewirtschaftet wird als ein Großteil der in die Synthesearbeit eingegangenen Standorte. Beispielsweise wurden an einem intensiv genutzten Grünlandstandort in Schleswig-Holstein mit vergleichbaren Grundwasserflurabständen (−0,34 m) mittlere Emissionen von 64,5 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1} gemessen (POYDA et al. 2016). Dies verdeutlicht, dass die durch uns bestimmten THG-Emissionen nicht generell über den gemessenen Werten anderer Arbeitsgruppen liegen, sondern sich insbesondere im Falle der Altnarben nahezu perfekt in den Erwartungsbereich einfügen (Abbildung 92).

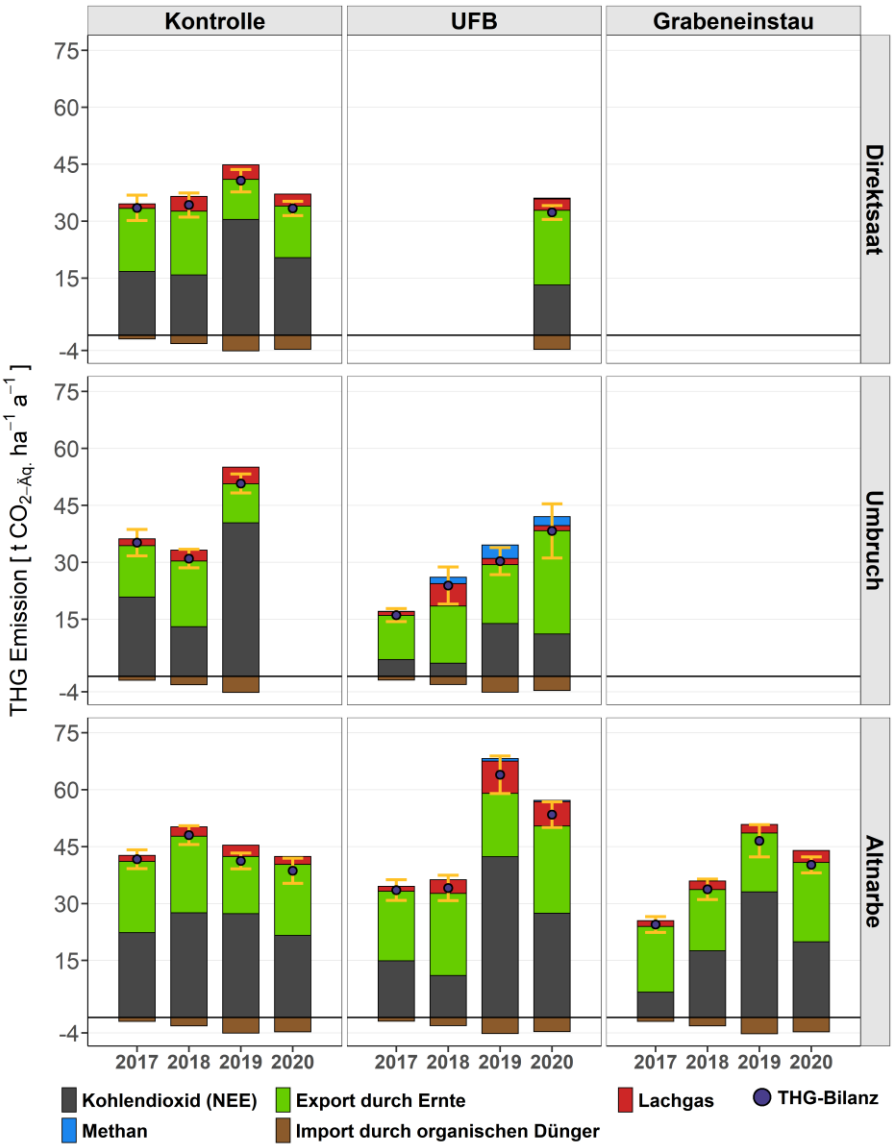


Abbildung 94 Jährliche Treibhausgasbilanzen der Messvarianten im Hammelwarder Moor (Niedermoorstandort). NEE – Net Ecosystem Exchange (Netto-Ökosystemaustausch)

In den Jahren 2017, 2019 und 2020 bildete der Netto-Ökosystemaustausch (NEE) von CO_2 bei allen Kontrollvarianten (HKA, HKU und HKD) trotz intensiver Grünlandnutzung mit einem hohem Biomasseexport die größte Komponente. Im Jahr 2018 überwog der Biomasseexport zumindest teilweise. An den Varianten HKU und HKD fiel der Biomasseexport 2019 aufgrund des Mausbefalls gering aus.

Die mittlere Änderung der CO_2-und THG-Emissionen durch die Wassermanagementvarianten ist in Tabelle 24 dargestellt. Aufgrund der ungleichen Anzahl der Messvarianten pro Wassermanagementvariante und des Standortwechsels einer Messvariante von der Kontrolle zur UFB wurde keine statistische Analyse durchgeführt. Die deutlichen Unterschiede in den CO_2-Emissionen der UFB-Messvarianten (Abbildung 92) und der hohe Standardfehler der jeweiligen Mittelwerte zeigen jedoch eindeutig, dass die leicht verringerten CO_2-Emissionen eventuell einen Trend, aber keinen absicherbaren Effekt darstellen. Die höheren N_2O- und CH_4-Emissionen an den Varianten mit Wasserstandsmanagement bewirken darüber hinaus, dass ein Teil der geringeren CO_2-Emissionen kompensiert wird. Entsprechend kann bei den gegeben

hydrologischen Verhältnissen, die nur eine leichte bzw. keine Wasserstandsanhebung ermöglichen, nicht von einer Minderung der THG-Emissionen durch Unterflurbewässerung oder Grabeneinstau ausgegangen werden. Es bleibt jedoch die Frage offen, wie sich an Niedermoorstandorten eine deutliche Wasserstandsanhebung auf das Emissionsniveau auswirkt.

*Tabelle 24 Mittelwert ± Standardfehler der Veränderung jährlichen der CO_2- und THG-Emissionen durch Unterflurbewässerung (UFB) und Grabeneinstau (GS) im Vergleich zu den Messvarianten der Kontrolle im Hammelwarder Moor (Niedermoorstandort). *Keine Kontrolle Umbruch als Vergleich zur Unterflurbewässerung Umbruch vorhanden, daher Vergleich mit Mittelwert von Kontrolle Altnarbe und Kontrolle Direktsaat (betrifft nur 2020)*

	CO_2-Emissionen [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}]		**THG-Emissionen [t CO_2-Äq ha^{-1} a^{-1}]**	
Ansatz Mittelwertbildung	**UFB**	**GS**	**UFB**	**GS**
Mittelwert aller Kontrollvarianten des jeweiligen Jahres	-12 ± 12%	-6 ± 11%	-6 ± 12%	-7 ± 10%
Kontrollvariante mit gleicher Narbenerneuerung* des jeweiligen Jahres	-14 ± 11%	-14 ± 14%	-8 ± 12%	-14 ± 13%
Mittel	**-13 ± 11%**	**-10 ± 12%**	**-7 ± 12%**	**-10 ± 12%**

7.3.3 Ipweger Moor

7.3.3.1 Bodeneigenschaften

In Abbildung 95 sind ist die Trockenrohdichten der Oberböden (0–15 cm) aller Untersuchungsvarianten im Ipweger Moor dargestellt. Systematische Unterschiede zwischen den Varianten sind nicht festzustellen; dies schließt jedoch nicht aus, dass sich im Jahresverlauf aufgrund von Schrumpfungs- und Quellungsprozessen Unterschiede in den Trockenrohdichten ergeben. Diese Daten wurden für die Berechnung der Stoffgehalte im Oberboden (Modul F) verwendet.

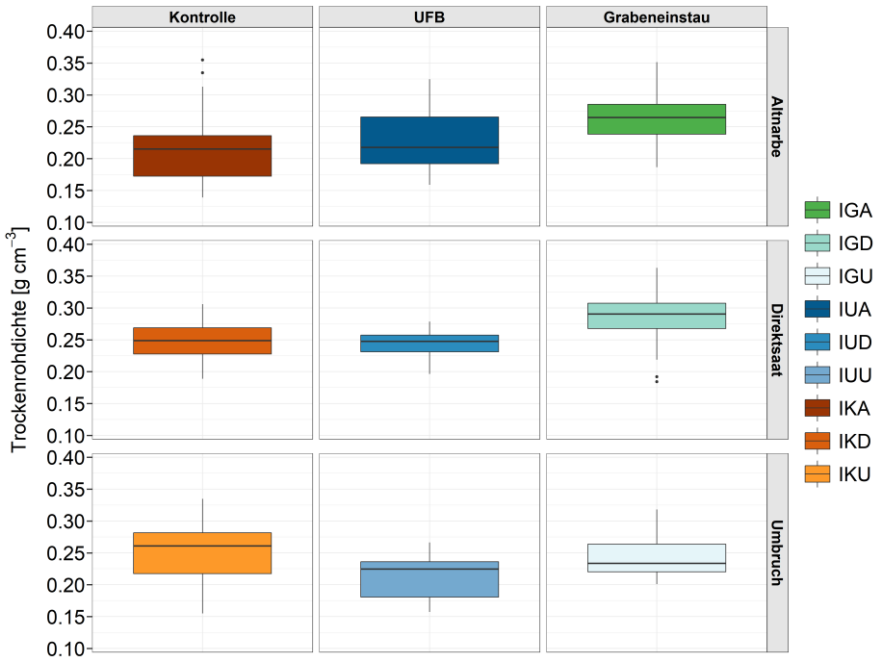


Abbildung 95 Trockenrohdichten im Oberboden am Versuchsstandort Ipweger Moor

7.3.3.2 Hydrologische Bedingungen und Bewirtschaftung

Wie oben beschrieben, war der Herbst des Jahres 2016 durch sehr trockene Bedingungen charakterisiert, was das Auflaufen der Neuansaaten in den Grünlanderneuerungsvarianten erschwerte und eine Nachsaat im März 2017 erforderlich machte (siehe Modul E). Im Ipweger Moor erfolgte der Einbau der Wehre am 30.11.2016, während die Pumpen am 10.05.2017 in Betrieb genommen wurden. Im August 2017 wurde das Wehr dann aufgrund von Undichtigkeiten und einem Wechsel des Versorgungsgrabens umgesetzt. Der trockene Frühsommer bewirkte niedrige bis sehr niedrige Grundwasserstände in allen Versuchsvarianten, die sukzessive durch die verschiedenen Maßnahmen auf das angestrebte Niveau erhöht werden konnten (Abbildung 96, siehe Modul C). Aufgrund der generell deutlich niedrigeren Grundwasserstände der Kontrollvarianten im Vergleich zum Pumpgebiet 1 und zum Hammelwarder Moor bewirkten die neu installierten Dränrohre im Winter im Kontrast zum Hammelwarder Moor kaum eine Änderung der Grundwasserstände, während der Grabeneinstau schon im Frühjahr höhere Wasserstände bewirkte.

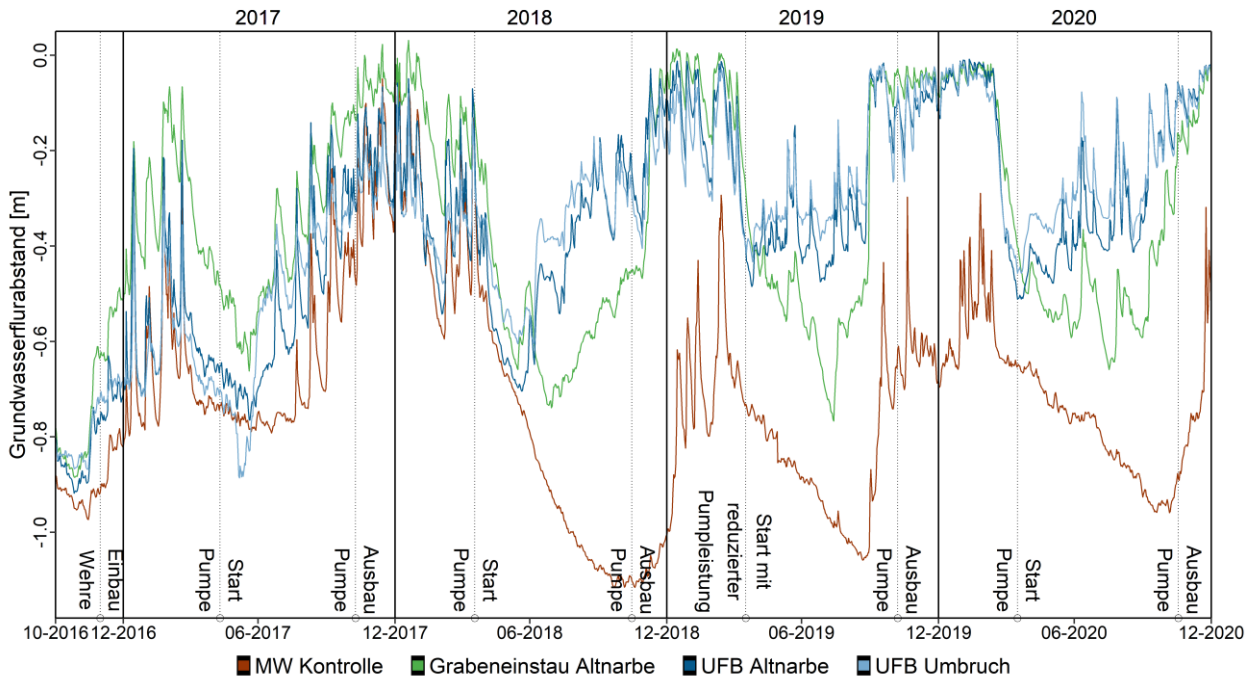


Abbildung 96 Wassermanagement und mittlere tägliche Grundwasserflurabstände an den Messvarianten im Exaktversuch Ipweger Moor. MW Kontrolle: Mittelwert der drei Messvarianten in der Kontrollparzelle, UFB: Unterflurbewässerung

Auch im Ipweger Moor fiel der Grundwasserflurabstand im extrem trockenen Jahr 2018 (Niederschläge siehe Tabelle 21) in den Kontrollvarianten auf sehr niedrige Werte, aber auch hier konnten die Grundwasserstände nach einer Reinigung der Dräne durch die Unterflurbewässerung (UFB) auf dem Zielniveau gehalten werden (Jahresmittel an den THG-Plots −0,35 bis −0,36 m). Weder im Winter 2018/19 noch im Winter 2019/2020 erreichten die Grundwasserstände in der Kontrolle wintertypische hohe, d.h. flurnahe, Werte, so dass insbesondere auch im Sommer 2019 trotz höherer Jahresniederschläge sehr niedrige Wasserstände anzutreffen waren. Aufgrund einer Optimierung der UFB konnten sowohl 2019 als

auch 2020 noch höhere Grundwasserstände (Jahresmittel −0,24 bis −0,21 m) an den Messstandorten erreicht werden. Im Mittel wurden die Jahresmittelwasserstände durch die UFB um 0,38 ± 0,10 m angehoben (Tabelle 25).

Aufgrund der niedrigeren Grundwasserstände in den Kontrollen und der höheren gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit der Torfe hoben sich die Grundwasserstände in der Einstauvariante im Gegensatz zum Hammelwarder Moor auch im Sommer deutlich von den Kontrollvarianten ab (Tabelle 25, Abbildung 96) und lagen in den Jahren 2018 bis 2020 im Jahresmittel nur 5 bis 12 cm unter der Unterflurbewässerung bzw. im Mittel 0,39 ± 0,04 m über den Kotrollen. Im Jahresverlauf zeigten sich jedoch deutliche Unterschiede, d.h. im Frühjahr war die Einstauvariante teilweise eingeschränkt befahrbar, wohingegen im Sommer die Wasserstände unter die der UFB fielen.

*Tabelle 25 Mittlere Grundwasserflurabstände der Einzeljahre und der Sommerhalbjahre (01. Mai bis 31. Oktober) an den THG-Messvarianten im Exaktversuch **I**pweger Moor (Hochmoorstandort, I). GW: mittlerer Grundwasserflurabstand, ΔGW: Differenz zum Mittelwert der Kontrollvarianten (positive Werte = nasser als Kontrollen). KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Mittelwert und Standardfehler der Jahresmittelwerte*

	IKA	**IKD**	**IKU**	**IUA**		**IUU**		**IGA**	
	GW [m]	**GW [m]**	**GW [m]**	**GW [m]**	**ΔGW [m]**	**GW [m]**	**ΔGW [m]**	**GW [m]**	**ΔGW [m]**
Jahr 2017	−0,64	−0,63	−0,54	−0,50	0,10	−0,51	0,09	−0,31	0,29
Sommer 2017	−0,70	−0,69	−0,66	−0,54	0,14	−0,53	0,16	−0.39	0,29
Jahr 2018	−0,77	−0,74	−0,73	−0,36	0,39	−0,35	0,40	−0,39	0,36
Sommer 2018	−0,89	−0,89	−0,88	−0,46	0,43	−0,39	0,50	−0,58	0,31
Jahr 2019	−0,79	−0,74	−0,71	−0,23	0,55	−0,22	0,56	−0,27	0,51
Sommer 2019	−0,88	−0,86	−0,91	−0,31	0,57	−0,27	0,61	−0,46	0,42
Jahr 2020	−0,75	−0,73	−0,71	−0,24	0,49	−0,21	0,52	−0,33	0,40
Sommer 2020	−0,81	−0,80	−0,80	−0,34	0,46	−0,28	0,52	−0,52	0,28
JAHR	−0,74 ± 0,03	−0,70 ± 0,06	−0,71 ± 0,03	−0,33 ± 0,06	0,38 ± 0,10	−0,32 ± 0,07	0,39 ± 0,10	−0,33 ± 0,02	0,39 ± 0,04
SOMMER	−0,82 ± 0,04	−0,81 ± 0,06	−0,81 ± 0,04	−0,42 ± 0,05	0,40 ± 0,09	−0,37 ± 0,06	0,45 ± 0,10	−0,49 ± 0,04	0,33 ± 0,03

Die Biomasseentwicklung war 2017 von den Neuansaaten geprägt, die aber nach anfänglichen Problemen mit zunächst zögerlichem Vegetationsaufwuchs erfolgreich waren (Tabelle 26). Erstaunlicherweise fiel der Biomasseaufwuchs der Messplots der Kontrollen trotz des extrem trockenen Sommers 2018 nicht unter die Vorjahreswerte. Ab Juli 2019 trat auch im Ipweger Moor ein massiver Befall mit Feldmäusen auf, der bis zum Ende des Jahres einen Totalausfall der Grasnarbe in den Altnarben verursachte (Abbildung 97). Entsprechend konnten nur drei Schnitte durchgeführt werden. Zwar traten 2019 v.a. auch im Grabeneinstau Mäuseschäden auf, aber dennoch waren die Ertragseinbußen im Vergleich zu 2018 deutlich geringer als in den Kontrollen.

Die Parzellen und Messplots mit UFB waren dagegen kaum oder nur gegen Ende des Jahres von den Mäuseschäden betroffen.

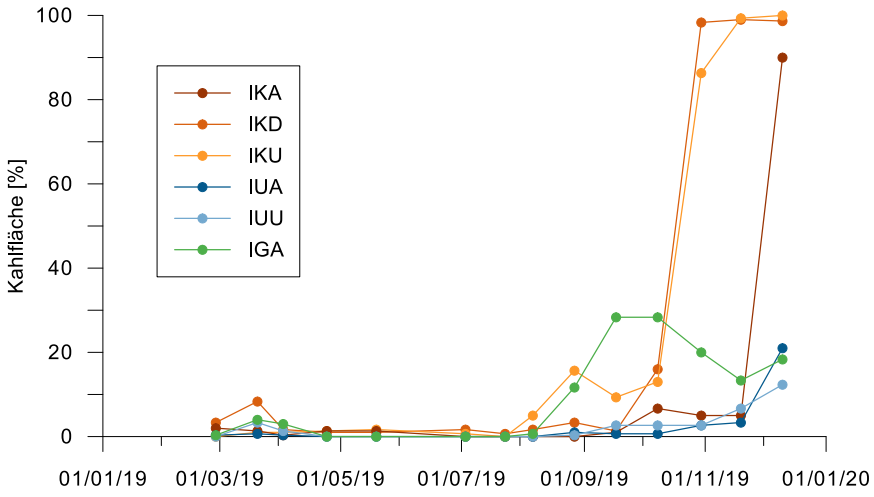


Abbildung 97 Zeitlicher Verlauf der Mäuseschäden (Kahlfläche in Prozent) im Jahr 2019 an den Messvarianten im Ipweger Moor (Mittelwert der drei Messplots). KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe

Bei den Erträgen des Jahres 2020 muss berücksichtigt werden, dass die Neuansaat (IKU) nur zögerlich auflief und auch der Vegetationsaufwuchs auf der Sukzessionsvariante (IKA, ehemalige Altnarbe) mit niedrigerem Düngeniveau langsam erfolgte. Die Transplantation der Grasnarbe (IKD) funktionierte jedoch sehr gut, so dass die Erträge mit denen auf der Variante mit Grabeneinstau vergleichbar waren. In allen Jahren waren die Erträge der Plots mit Wassermanagement und insbesondere mit Unterflurbewässerung höher als in den Kontrollen.

*Tabelle 26 Bewirtschaftung der Treibhausgasmessvarianten im Ipweger Moor. Die Düngung (N: Stickstoff, C: Kohlenstoff umfasst in allen Varianten Rindergülle, Kalkammonsalpeter (KAS), Volldünger sowie 60er Kornkali (ohne Anrechnung von Ausbringungsverlusten). Ertrag: Mittelwert ± Standardabweichung der drei Messplots, TM: Trockenmasse. *Umgang mit den Kontrollvarianten 2020: IKA: Sukzession, IKU: Neuansaat, IKD: Grasnarbe aus der Parzelle mit Grabeneinstau transplantiert*

Messvariante	Jahr	Anzahl Schnitte	N-Input Dünger [kg ha^{-1}]	C-Input Dünger [t C ha^{-1}]	Ertrag [dt TM ha^{-1}]
Ipweger Moor Kontrolle Altnarbe (IKA)	2017	4	260	0,42	77 ± 11
	2018	5	357	1,49	84 ± 15
	2019	3	236	1,10	47 ± 4
	2020*	4	65	0,65	53 ± 13
Ipweger Moor Kontrolle Umbruch (IKU)	2017	4	260	0,42	89 ± 9
	2018	5	357	1,49	89 ± 11
	2019	3	236	1,10	32 ± 2
	2020*	4	106	0,65	90 ± 14

Ipweger Moor Kontrolle Direktsaat (IKD)	2017	4	260	0,42	105 ± 13
	2018	5	357	1,49	100 ± 11
	2019	3	236	1,10	41 ± 4
	2020*	4	242	1,15	133 ± 18
Ipweger Moor Grabeneinstau Altnarbe (IGA)	2017	4	260	0,42	88 ± 8
	2018	5	355	1,55	103 ± 17
	2019	3	195	0,55	59 ± 13
	2020	4	242	1,15	122 ± 9
Ipweger Moor Unterflurbewässerung Umbruch	2017	4	260	0,42	123 ± 17
	2018	5	355	1,55	120 ± 9
	2019	3	236	1,10	93 ± 1
	2020	4	242	1,15	152 ± 7
Ipweger Moor Unterflurbewässerung Altnarbe	2017	4	260	0,42	115 ± 3
	2018	5	355	1,55	142 ± 32
	2019	3	236	1,10	101 ± 3
	2020	4	242	1,15	190 ± 8

7.3.3.3 Lachgas- und Methanemissionen

Generell waren die N_2O-Emissionen insbesondere der **Kontrollvarianten** insbesondere in den ersten Jahren hoch bis sehr hoch (Tabelle 27). Entsprechend waren die N_2O-Emissionen auch für die Gesamt-Treibhausgasbilanz relevant; im Mittel machten sie 13 %, in einzelnen Jahren sogar ≥ 25 % der Bilanz aus. TIEMEYER et al. (2016) haben für Hochmoorgrünländer in Deutschland Werte von 1,8 ± 2,4 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1} gefunden, während IPCC (2014) für nährstoffarme Grünlandstandorte im Mittel 4,3 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1} (1,9 bis 6,8 kg N_2O-N ha^{-1}) angibt. Teilweise wurden für beide Synthesearbeiten die Daten der gleichen Standorte genutzt. Bisher wurde in Deutschland jedoch an nur einem Standort auf intensiv genutztem Hochmoorgrünland gemessen, die anderen Standorte sind teilweise sehr nasse, nicht gedüngte Naturschutzflächen (Details in LEIBER-SAUHEITL et al. 2014 und FÖRSTER 2016). Entsprechend ist der derzeitige Emissionsfaktor für Grünlandstandorte in Deutschland mit 4,5 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1} (UBA, 2021) höher als der in TIEMEYER et al (2016) für Hochmoorgrünländer angegebene Wert, aber dennoch bei weitem niedriger als fast alle hier gemessenen Werte. N_2O-Emissionen in vergleichbaren Größenordnungen wurden jedoch auch schon an sauren (pH < 5,0) Niedermoorstandorten mit intensiver Grünlandnutzung in den Niederlanden gemessen (VAN BEEK et al. 2010, 2011).

Neben der N-Düngung als wichtiger Einflussgröße ist generell bekannt, dass niedrige pH-Werte mit hohen N_2O-Emissionen einhergehen (z. B. WANG et al. 2017; WESLIEN et al., 2009), was in

Kombination mit den hier vorherrschenden hohen Düngegaben, teilweise hohen Bodenfeuchten während oder nach der Düngung und dem zumindest im ersten Messjahr zögerlichen Pflanzenaufwuchs an den Grünlanderneuerungsvarianten zur Erklärung der gemessenen hohen N_2O-Flüsse beitragen könnte kann (Abbildung 98).

Die niedrigsten N_2O-Emissionen an den Kontrollvarianten waren im Jahr 2019 zu finden. Auch wenn das Jahr 2018 insgesamt trockener war, war das Frühjahr dennoch deutlich nasser als in den darauffolgenden Jahren. Tendenziell sind höhere N_2O-Emissionen im Frühjahr zu beobachten, wenn Düngung, hohe Bodenfeuchten und ggf. auch Frost-Tauwechsel zusammen auftreten (Abbildung 98). Entsprechend könnte das trockene Frühjahr 2019 die niedrigeren N_2O-Emissionen erklären. 2020 war das Frühjahr ebenfalls recht trocken und durch niedrigere N_2O-Emissionen geprägt, die höheren Werte des Gesamtjahres kamen dagegen durch erhöhte N_2O-Flüsse nach der Düngung zu Stande. Dies lässt sich wie im ersten Messjahr teilweise durch den zögerlichen Pflanzenaufwuchs erklären.

Tabelle 27 Jährliche N_2O-Emissionen (Jahressumme und Standardfehler in kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}) der Messvarianten im Ipweger Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe. Unsicherheitsberechnung nach GÜNTHER et al. (2015). Aufgrund der Mäuseschäden und der darauffolgenden Neuetablierung der Grasnarbe sind die Grünlanderneuerungsvarianten 2019 nur eingeschränkt und 2020 nicht vergleichbar

	IKA	IKD	IKU	IUA	IUU	IGA
	[kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}]					
2017	22,1 ± 15,2	9,4 ± 6,6	43,1 ± 15,0	7,9 ± 5,8	16,5 ± 2,6	8,9 ± 8,2
2018	32,2 ± 16,1	15,2 ± 10,7	18,5 ± 16,9	15,0 ± 11,9	9,4 ± 6,6	2,3 ± 1,4
2019	4,4 ± 1,4	8,0 ± 2,1	2,7 ± 0,5	7,9 ± 2,6	10,3 ± 4,2	11,6 ± 7,5
2020	7,9 ± 1,5	12,2 ± 3,5	9,6 ± 1,8	6,5 ± 2,8	3,3 ± 1,5	3,0 ± 1,3

Im Gegensatz zum Hammelwarder Moor zeigten sich in allen Varianten mit **Wasserstandsmanagement** im Mittel deutlich niedrigere N_2O-Emissionen als in den Kontrollvarianten. Die niedrigeren Erträge (Tabelle 26) der Kontrollvarianten lassen vermuten, dass die N_2O-Emissionen den N-Bilanzüberschuss widerspiegeln. Auf Ebene der Jahresbilanzen lässt sich jedoch kein Zusammenhang feststelle. Aufgrund des besseren Pflanzenwachstums und der damit höheren N-Aufnahme scheint es erstaunlich, dass sich das Bild bezüglich der Auswirkungen des Wassermanagements 2019 umdrehte, und die N_2O-Emissionen in den Wassermanagementvarianten im Mittel deutlich höher waren als in den Kontrollen (Tabelle 27). Möglicherweise waren die Kontrollvarianten 2019 insbesondere im Frühjahr zu trocken für hohe N_2O-Emissionen, denn 2020 schnitten die Wassermanagementvarianten wieder günstiger ab.

Die **Grünlanderneuerung** im Exaktversuch Ipweger Moor fand am 26.09.2016 kurz nach Installation der Dränrohre und nach dem Beginn der N_2O- und CH_4-Messungen statt. Vermutlich aufgrund der sehr niedrigen Grundwasserstände traten nach der Grünlanderneuerung im Jahr 2016 zunächst kaum N_2O-Peaks auf (Abbildung 98). Mit Einsetzen von Frosttemperaturen (und leicht erhöhten Grundwasserständen) wurden vereinzelt erhöhte Werte bei den Umbruchsvarianten gemessen. Ab Sommer 2017 traten jedoch ausgeprägte N_2O-Peaks nach Nährstoffgaben auf. Wie im Hammelwarder Moor treten die höchsten Flüsse meist in Situationen

auf, in denen bei der Düngung hohe Grundwasserstände vorliegen. Auch im Ipweger Moor wurden nach Umbruch und auch noch sieben Monate später erhöhte NO_3-Konzentrationen im Oberboden gemessen (Unterkapitel 9.4.2.2), die für die Denitrifikation zur Verfügung stehen.

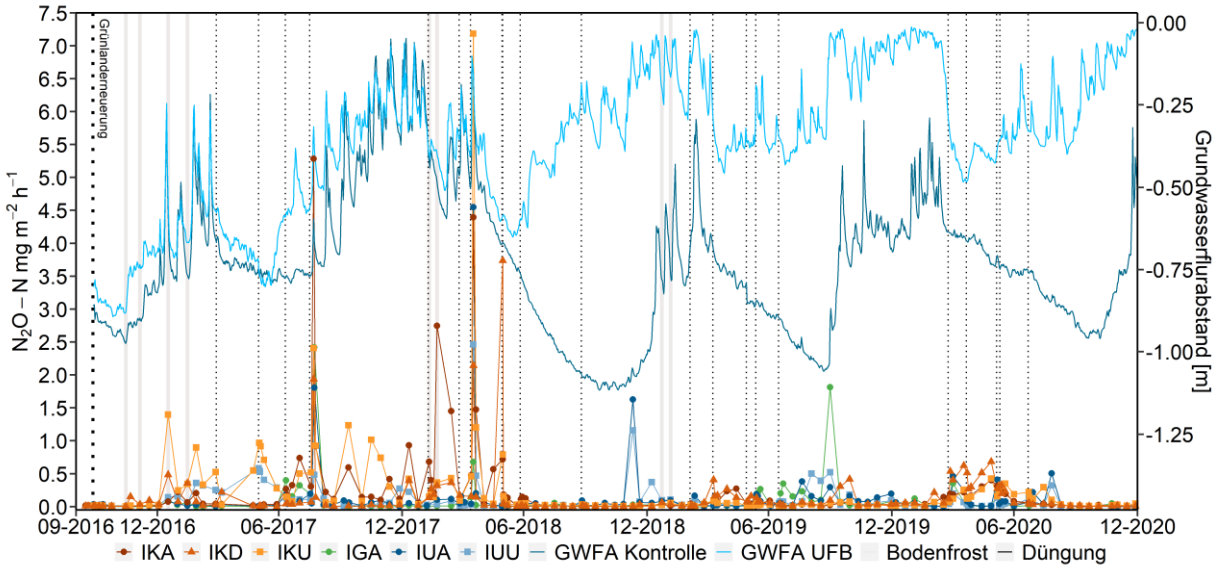


Abbildung 98 Zeitlicher Verlauf der Lachgasemissionen und Grundwasserflurabstand im Exaktversuch Ipweger Moor. KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe, GWFA = Grundwasserflurabstand, UFB = Unterflurbewässerung. Gestrichelte senkrechte Linien stellen Düngetermine dar

Die Auswirkungen der Grünlanderneuerung auf die N_2O-Flüsse waren in diesem Gebiet insgesamt sehr uneinheitlich. Im Winter 2016/17 sowie im gesamten ersten Jahr nach der Bodenbearbeitung waren die N_2O-Emissionen der Umbruchvarianten ungefähr doppelt so hoch wie die der Altnarben (Kontrolle: 189 %, Abbildung 99; Unterflurbewässerung: 222 %, Abbildung 100), bei der Direktsaat jedoch geringer (66 %, nicht dargestellt). Die Bilanzierung in den diesen Abbildungen beginnt im Gegensatz zu Tabelle 27, in der Werte für Kalenderjahre dargestellt sind, mit der Grünlanderneuerung. Dagegen wiesen 2018 die Erneuerungsvarianten durchgängig niedrigere N_2O-Emissionen auf. 2019 traten wiederum in der Direktsaat Kontrolle und in der UFB Umbruch höhere Emissionen auf, was jedoch im Falle der Kontrolle aufgrund des Mausbefalls vermutlich nicht mehr auf die Erneuerungsmaßnahmen zurückzuführen ist. Entsprechend lassen sich Unterschiede in den Kontrollen im Jahr 2020 nicht mehr auf die Erneuerungsmaßnahmen im Jahr 2016 zurückführen, jedoch hatten sich die kumulativen N_2O-Emissionen schon vorher ausgeglichen (IKU) bzw. lagen sogar unter der Altnarbe (IKD).

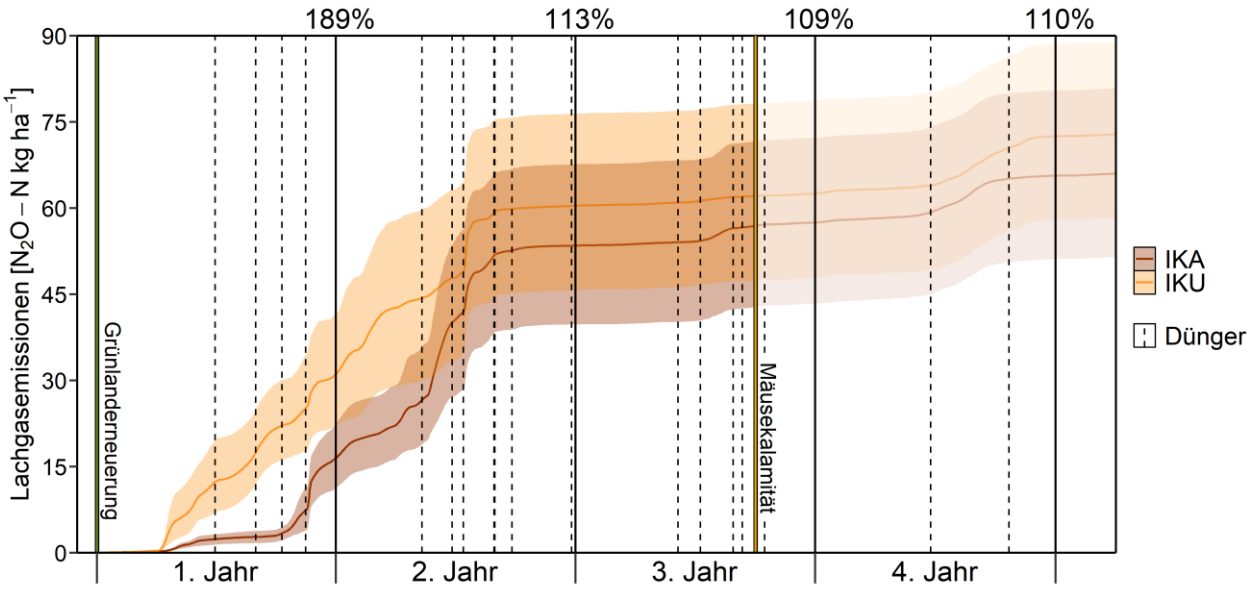


Abbildung 99 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten ohne Wasserstands-anhebung: Vergleich der Variante Ipweger Moor Kontrolle Umbruch (IKU) mit der entsprechende Altnarbe (IKA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen

Im Falle der Unterflurwässerung waren die kumulativen N_2O-Emissionen der Umbruchsvariante nach zwei Jahren zwar noch erhöht, aber nicht mehr signifikant unterschiedlich von der Altnarbe. Nach vier Jahren hatten sich die kumulativen Emissionen angenähert (Abbildung 100). Auffällig ist, dass die kumulativen N_2O-Emissionen der UFB-Varianten über die vier Messjahre recht kontinuierlich ansteigen, während bei den Kontrollvarianten nach dem starken Anstieg im nassen Frühjahr 2018 (vgl. Abbildung 96) vermutlich selbst im Winter keine ausreichenden Wasserstände bzw. Bodenfeuchten für hohe Denitrifikationsraten mehr aufgetreten sind.

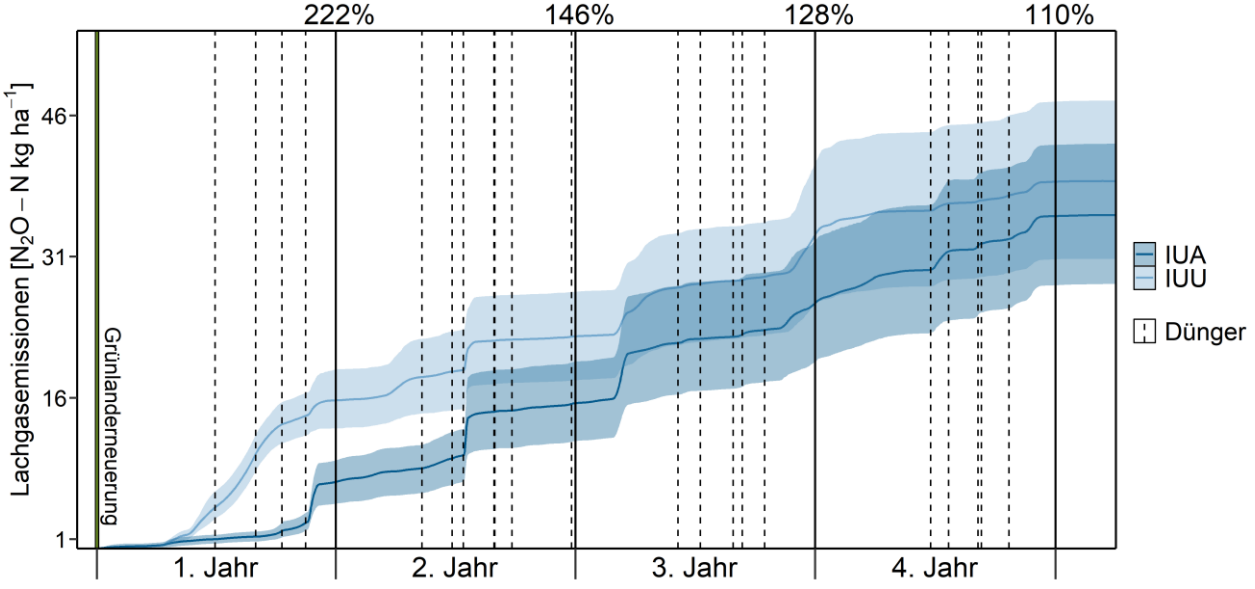


Abbildung 100 Kumulative Lachgasemissionen seit Grünlanderneuerung an Messvarianten mit Unterflurbewässerung: Vergleich der Variante Ipweger Moor Unterflurbewässerung Umbruch (IUU) mit der entsprechende Altnarbe (IUA). Unsicherheit: 2,5 und 97,5 %-Perzentil von 2000 mittels Bootstrap generierten kumulativen N_2O-Flüssen

Die **CH_4-Emissionen** waren aufgrund der tiefen Grundwasserstände in den Kontrollvarianten durchweg sehr niedrig (−3,1 bis 2,8 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}). In den Varianten GS und UFB zeigten sich aufgrund einer weiterer Anhebung der Wasserstände erstmals 2019 und dann verstärkt 2020 deutlich erhöhte CH_4-Emission (UFB: −2,2 bis 146,8 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}, GS: 4,1 bis 74,1 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}). Möglicherweise trägt auch eine Anpassung der mikrobiellen Gemeinschaft an die veränderten Bedingungen zu dieser Entwicklung bei, da die CH_4-Emissionen 2020 trotz fast gleicher Wasserstände höher als 2019 lagen. Die Werte liegen weit über dem Erwartungsbereich für nährstoffarme Grünlandstandorte auf organischen Böden (0,7 bis 2,9 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}, im Mittel 1,8 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}, IPCC 2014), während auch an anderen Hochmoorstandorten in Deutschland zumindest höhere Werte als von IPCC (2014) angegeben gemessen wurden (24 ± 35 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}, TIEMEYER et al. 2016). Aufgrund der hohen CO_2- und N_2O-Emissionen sind die CH_4-Emissionen mit maximal 4,1 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1} bzw. 6% der Treibhausgasbilanz für die Gesamtbilanz der Fläche jedoch weniger relevant.

7.3.3.4 CO_2-Austausch

Die CO_2-Messungen liefen ebenfalls von Dezember 2016 bis Januar 2021. Da aber das Wassermanagement bzw. die Grundwasserstände auch im Ipweger Moor erst im Juni nach Plan verliefen bzw. in etwa Sollwerte erreicht hatten, ist auch hier das Jahr 2017 ggf. als „Übergangsjahr“ zu betrachten. Auch wenn das Wassermanagement im Jahr 2018 weitestgehend reibungslos verlief, war dieses Jahr ein extremes Trockenjahr. Im Jahr 2019, das ebenfalls von einem trockenen Frühjahr geprägt war, konnte das Wassermanagement noch einmal optimiert werden, jedoch wurde die Grasnarbe der Kontrollvarianten von Feldmäusen zerstört (Abbildung 97). 2020 waren die Kontrollen durch die Wiederetablierung der Grasnarbe geprägt, während bei den Wassermanagementvarianten nahezu genauso hohe Grundwasserflurabstände wie 2019 erzielt werden konnten. In Anbetracht dieser Gegebenheiten waren die CO_2-Emissionen der Kontrollvarianten über die vier Messjahre hinweg geradezu erstaunlich konstant (Standardabweichungen von 0,9 bis 5,1 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}).

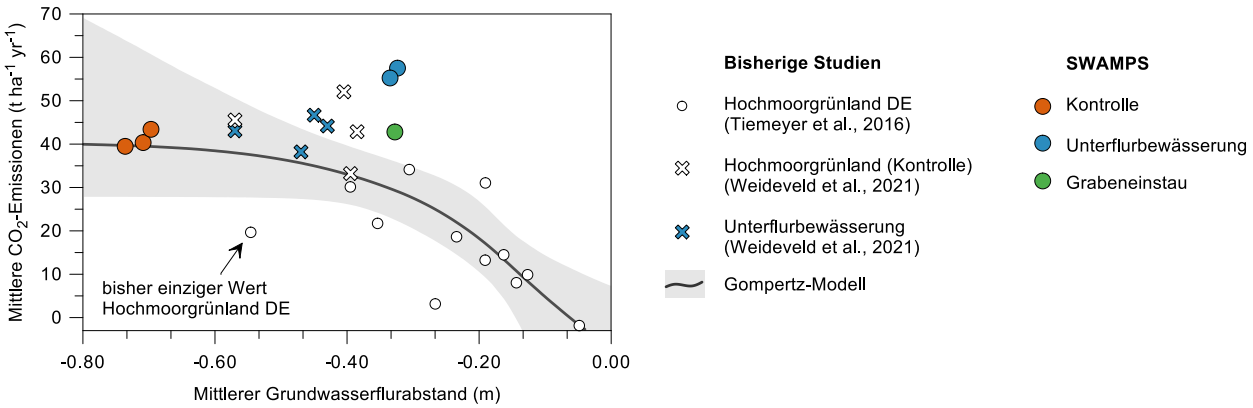


Abbildung 101 Einordnung der CO_2-Emissionen im Ipweger Moor in bisherige Messdaten (jeweils Mittelwerte der jährlichen CO_2-Emissionen und der mittleren jährlichen Grundwasserflurabstände) an Hochmoorstandorten unter Grünlandnutzung in Deutschland (Daten: TIEMEYER et al., 2020) und den Niederlanden (WEIDEVELD ET AL., 2021). Gompertz-Model: Fit nur durch bisherige Messwerte

Im Vergleich zu anderen Hochmoorgrünländern in Deutschland waren die CO_2-Emissionen im Ipweger Moor durchweg hoch (Abbildung 101). Allerdings muss dabei berücksichtigt werden, dass in diesem Datensatz nur ein einziger intensiv genutzter, aber nicht ganz so tief entwässerter Grünlandstandort enthalten ist (Ahlenmoor, siehe auch BEETZ et al. 2014), während es sich bei

den anderen Standorten um feuchte bis sehr nasse Naturschutzflächen mit teilweise naturnaher Vegetation handelt (Großes Moor bei Gifhorn, Mooseurach in Bayern, Details in LEIBER-SAUHEITL et al. 2014 und FÖRSTER 2016). Die hohen CO_2-Emissionen im Ipweger Moor werden auch durch Ergebnisse an intensiv genutzten Hochmoorgrünlandstandorten in den Niederlanden bestätigt (mittlere Jahreswerte der vier Messvarianten ohne Wasserstandsmanagement: 29,7 bis 48,8 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}, WEIDEVELD et al. 2021, Abbildung 101). WEIDEVELD et al. 2021 haben Messungen an vier Standorten mit Unterflurbewässerung durchgeführt, an denen die Sommerwasserstände leicht angehoben werden konnten. Dies wurde jedoch durch niedrigere Winterwasserstände (über)kompensiert, so dass die Jahresmittel der Varianten mit Unterflurbewässerung teilweise unter denen der Kontrollen lagen (Abbildung 101).

Einen wichtigen Hinweis auf das hohe Emissionspotenzial von degradierten Hochmoortorfen lieferte ein Laborversuch, bei dem verschiedene Torfe bei unterschiedlichen Wassergehalten inkubiert wurden (SÄURICH et al. 2019a). Dabei zeigte sich, dass die Proben aus dem Ipweger Moor im Vergleich zu anderen Nieder- und Hochmoortorfen generell ein hohes Emissionspotenzial für CO_2 aufwiesen (Abbildung 102), was möglicherweise mit der im Vergleich zu anderen Standorten sehr guten Nährstoffversorgung (insbesondere bezüglich Phosphor und Kalium) erklärt werden kann (SÄURICH et al. 2019a). Die Ergebnisse von Model F haben gezeigt, dass die Nährstoffversorgung des Versuchstandorts Ipweger Moor typisch für die Region sind (Unterkapitel 9.4.2.1). Auch weitere Inkubationsversuche mit einer größeren Probenanzahl konnten zeigen, dass sich die Respiration stark degradierter Hochmoortorfe nicht von entsprechenden Niedermoortorfen unterscheidet (SÄURICH et al. 2019b) und dass die P-Versorgung ein entscheidender Faktor für die Respiration ist (BRAKE et al. 1999). Auch wenn Laborergebnisse nicht direkt auf das Gelände zu übertragen sind, stützen sie dennoch das hohe Emissionsniveau im Ipweger Moor und das generelle Potenzial von Hochmoorstandorten zu hohen CO_2-Emissionen.

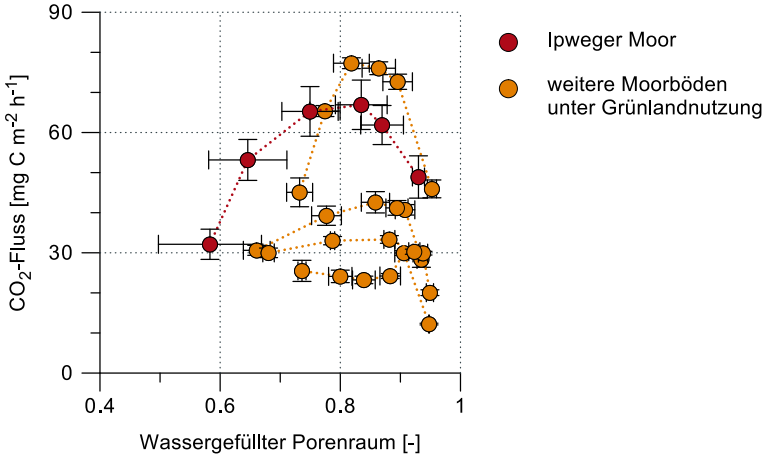


Abbildung 102 Abhängigkeit der CO_2-Emissionen verschiedener vererdeter Torfe (Grünlandstandorte) vom wassergefüllten Porenraum (Daten aus SÄURICH et al. 2019a)

Sowohl beim Vergleich der Altnarben (IKA, IUA, IGA) als auch der Umbruchsvarianten (IKU, IUU) zeigte sich, dass die mit Abstand höchsten CO_2-Emissionen bei der UFB auftraten, obwohl die Grundwasserstände deutlich über denen der Kontrolle lagen (Abbildung 101, Tabelle 25). Ein etwas abweichendes Bild zeigte sich 2018, da in diesem Jahr die CO_2-Emissionen nur leicht über denen der Kontrollen lagen bzw. diesen entsprachen. Auch die CO_2-Emissionen des Grabeneinstaus lagen mit Ausnahme des Jahres 2018 auf gleicher Höhe wie die Kontrolle bzw.

darüber. Die Verringerung der Emissionen von UFB und GS im Jahr 2018 im Vergleich zu 2017 auf ein mit den Kontrollen vergleichbares bzw. niedrigeres Niveau wurde zunächst auf die stärkere Anhebung der Wasserstände im Jahr 2018 zurückgeführt. Jedoch waren 2019 und 2020 die Wasserstände noch höher als 2018 – und lagen bei der UFB mit −0,23 m in einem Bereich, der auch an wiedervernässten Standorten auftritt –, aber die CO_2-Emissionen lagen wieder auf dem Niveau von 2017 oder sogar deutlich darüber. Dieses Muster wurde bei vergleichbaren Wasserständen 2020 klar bestätigt, so dass sich durch die UFB eine Erhöhung der CO_2-Emissionen um 40 ± 9 % bewirkt wurde (Tabelle 28). Beim Grabeneinstau ließen sich keine klaren Effekte feststellen (Erhöhung um 6 ± 14 %).

Für die gemessenen CO_2-Emissionsmuster lassen sich keine einfache Erklärung wie eine lineare oder parabolische Abhängigkeit vom Wasserstand finden. Zur Erklärung der überraschend hohen CO_2-Emissionen der Varianten mit Wassermanagement werden im Folgenden eine Reihe von möglichen Erklärungsansätzen diskutiert:

- Messartefakte durch Mausbefall
- Wasserlimitierung bzw. Bodenfeuchteoptimum für mikrobiellen Umsatz
- Interaktion von Bodenfeuchte und Bodentemperatur im Jahresverlauf
- Abhängigkeit der Temperatursensitivität der Respiration von der Bodenfeuchte
- Verbesserte Nährstoffversorgung durch Rückhalt nährstoffreichen Wassers

Der **Mäusebefall** im Jahr 2019 hatte keine erkennbaren Auswirkungen auf den Netto-Ökosystemaustausch (NEE) der Kontrollvarianten, während die C-Exporte mit der Ernte deutlich geringer ausfielen als in den Jahren zuvor (Tabelle 26). Dabei muss berücksichtigt werden, dass ein Teil der aufgewachsenen Biomasse durch Mäuse „exportiert“ wurde und somit nicht direkt quantifiziert werden konnte. Aus den ersten beiden Messjahren lässt sich jedoch ein mittlerer Anteil der Ernte an der Bruttoprimärproduktion (GPP) berechnen (23 %). Wenn man annimmt, dass dieses Verhältnis konstant geblieben ist, lässt sich die Menge der 2019 durch Mäuse abgefressenen Biomasse aus der Bruttoprimärproduktion und der in Tabelle 26 aufgeführten Erntemenge abschätzen. Umgerechnet in CO_2 liegt dieser mögliche zusätzliche C-Export bei ungefähr 5 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}. Diese Unsicherheit kann jedoch die Differenzen zwischen den Kontrollen und den Wassermanagementvarianten nicht erklären, und wäre generell nur für 2019 relevant.

Wenn der CO_2-Nettoökosystemaustausch (NEE) oder die Ökosystematmung (R_{eco}) als kumulative Zeitreihe dargestellt werden (Abbildung 103), zeigt sich, dass die Messvarianten schon im Frühsommer 2019 deutlich auseinanderlaufen, also lange bevor der Mausbefall auftritt. Gegen einen direkten Einfluss der Mäuse spricht auch, dass diese vor allem in den Kontrollen auftraten (Abbildung 97), die eben *nicht* durch hohe CO_2-Emissionen auffielen, sondern sich gemäß der den Vorjahren ähnlichen Grundwasserständen erwartungsgemäß verhielten. Schließlich wurde die Möglichkeit in Betracht gezogen, dass in der Messhaube selbst oder im Boden unter den Plots befindliche Mäuse zu den hohen CO_2-Messwerten beitragen. Daher wurden sämtliche CO_2-Flüsse auch unter Heranziehen der Messprotokolle auf Auffälligkeiten geprüft und einzelne Ausreißer entfernt. Auch ist zu bedenken, dass die Varianten mit Unterflurbewässerung zu nass waren, als dass sich zufällig ein Mäusenest direkt unter den Plots hätte befinden können. Dies hätte auch auffällige Unterschiede zwischen den einzelnen Messplots ausgelöst, die nicht aufgetreten sind. Letztendlich wurden die Ergebnisse des 2019 durch das letzte Messjahr vollständig bestätigt, d.h. sowohl Kontrollen als auch UFB verblieben

auf gleichem Niveau. Insgesamt können durch Mäuse verursachte Messartefakte als Ursache für die hohen CO_2-Emissionen ausgeschlossen werden.

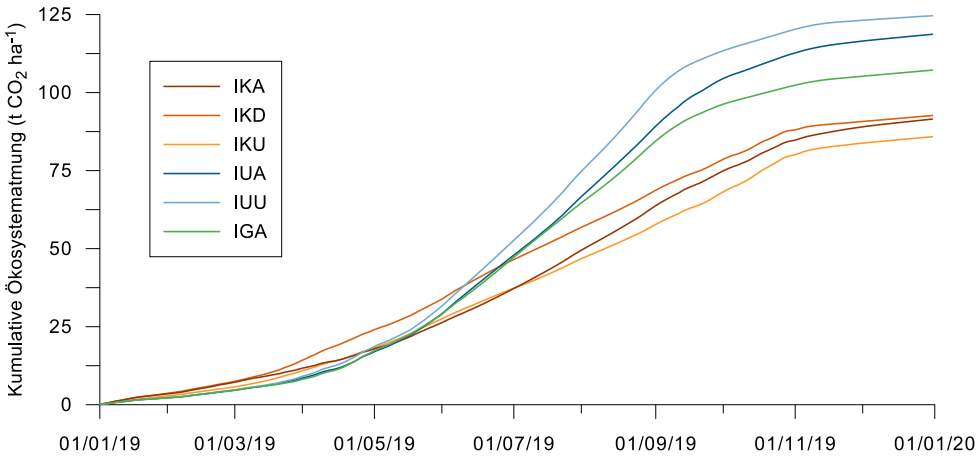


Abbildung 103 Modellierte kumulative Ökosystematmung der Messvarianten im Ipweger Moor (I) im Jahr 2019; KA = Kontrolle Altnarbe, KU = Kontrolle Umbruch, KD = Kontrolle Direktsaat, UA = Unterflurbewässerung Altnarbe, UU = Unterflurbewässerung Umbruch, GA = Grabeneinstau Altnarbe

Laborversuche mit verschiedenen Torfen (z.B. NORBERG et al. 2018; SÄURICH et al. 2019a; VAN LENT et al. 2018) haben gezeigt, dass CO_2-Flüsse häufig ein **Bodenfeuchteoptimum** aufweisen, d.h. eine parabolische Abhängigkeit vom wassergefüllten Porenraum bzw. bei gleicher Porosität von der Bodenfeuchte haben. Demnach traten im Oberboden des Ipweger Moors im Laborversuch die höchsten CO_2-Flüsse bei einem relativen Wassergehalt (d.h. wassergefüllten Porenraum) von über 80 % auf (Abbildung 102). Entsprechend ist anzunehmen, dass auf den Kontrollvarianten über lange Phasen eine Wasserlimitierung für die Mikroorganismen entstanden ist, die durch die Anhebung der Wasserstände aufgehoben wurde. Aus diesen Ergebnissen kann jedoch keinesfalls gefolgert werden, dass eine tiefere Absenkung der Grundwasserstände eine Emissionsminderung bedeuten würde, da in der Summe langfristig mehr Torf belüftet würde.

Im Zusammenhang damit gilt zu berücksichtigen, dass im Gelände üblicherweise eine sehr starke **Interaktion im Jahresverlauf zwischen Temperatur und Grundwasserstand** bzw. Bodenfeuchte besteht, d.h. in nassen Phasen ist es häufig kühl und umgekehrt. Durch das Wassermanagement ändert sich nun die Verteilung der Wasserstände im Jahr, so dass möglicherweise optimale Bodenfeuchten eher auch bei höheren Temperaturen auftreten können. Dies ist in Abbildung 104 veranschaulicht, die den Zusammenhang zwischen Grundwasserflurabstand und Bodentemperatur in den vier Messjahren zeigt. Die Muster bei den Kontrollvarianten sind über alle vier Jahre hinweg recht konstant, d.h. hohe Wasserstände treten nur bei kühlen Temperaturen auf. Umgekehrt können aber – insbesondere 2018 – auch bei kühlen Temperaturen niedrige Grundwasserflurabstände vorkommen. Grabeneinstau und UFB ähneln sich 2017 noch, zeigen aber in den folgenden Jahren unterschiedliche Muster v.a. bei hohen Bodentemperaturen. Entsprechend hat sich der Wasserstands-Temperatur-Zusammenhang der UFB 2019 und 2020 komplett von der Kontrolle entkoppelt, und wie auch die CO_2-Emissionen sind die Muster in den beiden Jahren sehr ähnlich.

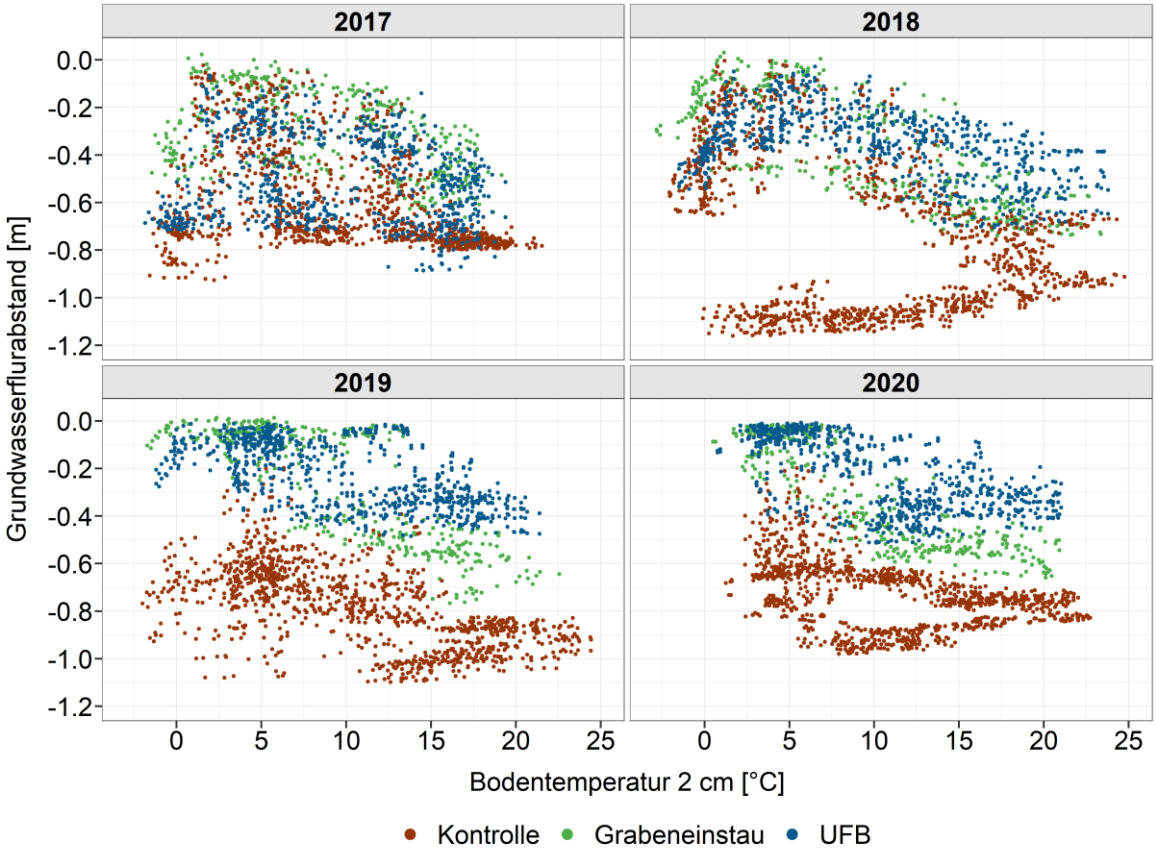


Abbildung 104 Zusammenhang zwischen Bodentemperaturen und Grundwasserflurabstand in den Kontrollvarianten, beim Grabeneinstau und bei der Unterflurbewässerung (UFB) im Ipweger Moor

Dieser Zusammenhang ist für das Verständnis der gemessenen CO_2-Emissionen entscheidend, da die mikrobielle Aktivität nicht nur auf einen günstigen Bodenfeuchtebereich angewiesen ist, sondern generell stark temperaturabhängig ist.

Abbildung 105 zeigt die auch schon für das Hammelwarder Moor beschriebene Abhängigkeit zwischen **Bodentemperatur und heterotropher Atmung (R_h)**. In den ersten beiden Messjahren zeigten sich nur geringe Unterschiede zwischen den Wassermanagementvarianten, aber 2019 und 2020 war die Temperatursensitivität von R_h an den feuchteren Standorten und zwar insbesondere an denen mit Unterflurbewässerung stark erhöht, d.h. diese Standorte wiesen bei gleichen Bodentemperaturen eine deutlich höhere Atmung auf. Dies übertraf sogar den Effekt, dass an den Varianten mit Wasserstandsanhebung insbesondere im Sommer niedrigere Bodentemperaturen erreicht werden (Abbildung 106). Die vergleichbaren Muster der Temperatursensitivität während der beiden letzten Messjahren bestärken auch die Ergebnisse, dass in diesen Messjahren die die höchsten CO_2-Emissionen aufgetreten sind.

Diese Ergebnisse bestärken die Hypothese, dass an den Kontrollvarianten eine Wasserlimitierung auftritt und dass die Bodenfeuchten an den Varianten mit Unterflurbewässerung bei Wasserständen von −0,20 bis −0,27 m unter den gegebenen Boden- und Nährstoffverhältnissen optimal für mikrobiellen Umsatz sind. Ähnliche Effekte hat auch eine finnische Feldstudie gefunden, deren Autor*innen (MÄKIRANTA et al. 2008) schlussfolgern, dass Messplots mit einem hohen mittleren Grundwasserstand eine stärkere Temperatursensitivität der Respiration zeigen als trockene Messvarianten. Dies begründen die Autor*innen mit Wassermangel im obersten Torfhorizont oder, alternativ, mit einer geringeren

Temperatursensitivität aufgrund einer anderen Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft und geringerer mikrobieller Biomasse (MÄKIRANTA et al. 2008). Auch für Grünlandstandorte mit Mineralböden (Schwarzerde) wurde festgestellt, dass die Temperatursensitivität der Ökosystematmung mit niedrigerer Bodenfeuchte abnimmt (FLANAGAN & JOHNSON 2005).

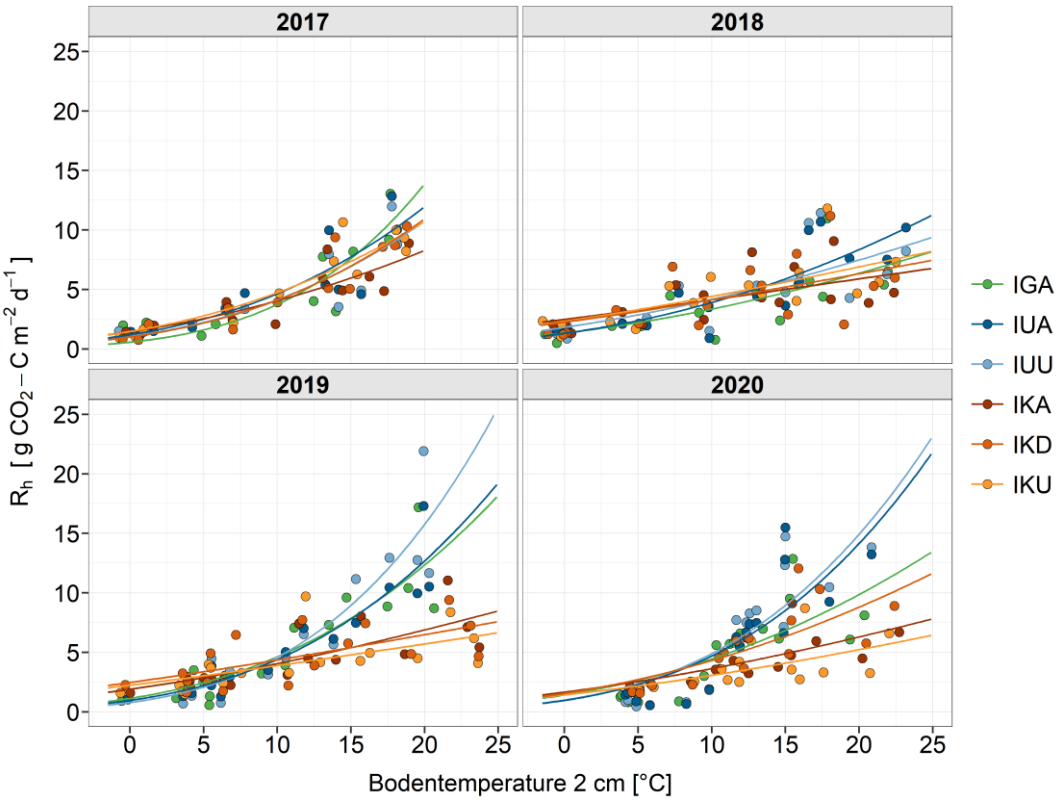


Abbildung 105 Abhängigkeit der heterotrophen Atmung (Rh) von der Bodentemperatur im Ipweger Moor (2019). Linien: Angepasstes Lloyd-Taylor-Modell. GA – Grabeneinstau Altnarbe, UA – Unterflurbewässerung Altnarbe, UU – Unterflurbewässerung Umbruch, KA – Kontrolle Altnarbe, KD – Kontrolle Direktsaat, KU – Kontrolle Umbruch

Wie für das Hammelwarder Moor beschrieben, waren die Jahre 2018 und 2019 wärmer als das Jahr 2020, wobei sich letzteres auch durch ein warmes Frühjahr auszeichnete. Die Auswirkungen des Wassermanagements auf die Bodentemperaturen fielen im Ipweger Moor noch deutlicher aus als im Hammelwarder Moor. Dies ist in Abbildung 106 exemplarisch für eine Woche im Juni 2019 dargestellt, in der die täglichen Temperaturmaxima durch das Wassermanagement teilweise um 10 °C gedämpft wurden. Allerdings sind teilweise leicht erhöhte Nachttemperaturen festzustellen. Insgesamt können die hohen Temperaturen der letzten Jahre an sich nicht als Erklärung für die Unterschiede zwischen den Varianten herangezogen werden, da zum einen die klimatischen Bedingungen an den verschiedenen Varianten gleich sind und da zum anderen das Wassermanagement im Gegenteil aufgrund des kühlenden Effekts eher eine Verringerung der Ökosystematmung vermuten ließe. Auch ist festzustellen, dass sich die CO_2-Emissionen im Hammelwarder Moor absolut im Erwartungsbereich für die dortigen Standortbedingungen befinden. All dies spricht dagegen, die Temperaturen in den Messjahren als Erklärung für das hohe Emissionsniveau oder gar für die Unterschiede zwischen den Varianten heranzuziehen.

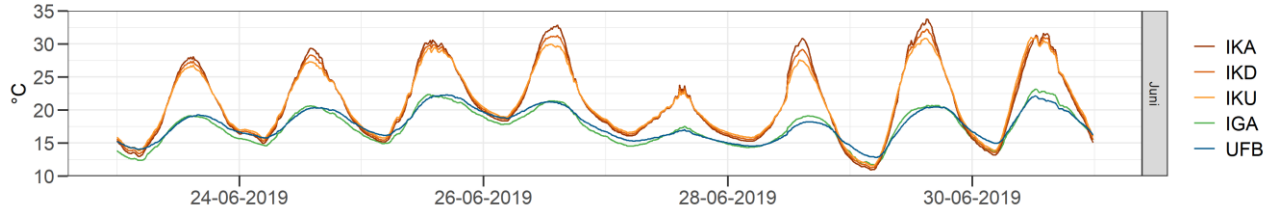


Abbildung 106 Bodentemperaturen in 2 cm Tiefe im Ipweger Moor

Die bisher diskutierten Zusammenhänge können nur Erklärungsansätze bieten, wieso die CO_2-Emissionen in den Kontrollen größtenteils niedriger als in den Wassermanagementvarianten waren, nicht jedoch, wieso die Emissionen der Wassermanagementvarianten trotz hoher Grundwasserstände 2019 und 2020 höher als 2018 waren. Neben den oben diskutierten und für 2019 und 2020 vergleichbaren Mustern von Wasserstand und Bodentemperatur (Abbildung 104) sowie eine Anpassung der Mikroorganismen an die veränderten hydrologischen Bedingungen könnte ein ergänzender Erklärungsansatz schließlich in der Nährstoffversorgung liegen. Die Inkubationsstudien von SÄURICH et al. (2019a, 2019b) und BRAKE et al. (1999) haben gezeigt, dass insbesondere die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium einen erheblichen Einfluss auf die Respiration haben. Zwar erhalten die Kontrollvarianten die gleichen Düngemengen wie die Wassermanagementvarianten, aber insbesondere P kann aufgrund fehlender Bindungsplätze im Hochmoortorf schlecht gehalten werden und wird schnell ausgewaschen. Im Falle der Wassermanagementvarianten wird das nährstoffreiche Wasser jedoch im Boden zurückgehalten bzw. Wasser mit einem erhöhten pH-Wert in den Torfkörper gebracht. Dies ist insbesondere für Hochmoorstandorte eine untypische Situation, da im Gegensatz zu Niedermoorstandorten natürlicherweise kein Zustrom von (relativ) nährstoffreichem Grundwasser erfolgt. Daneben besteht bei erhöhten Wasserständen die Möglichkeit, dass zusätzlich redoxsensitives P rückgelöst wird (ZAK et al. 2008). Im Gegensatz zu Niedermooren liegen für Hochmoore kaum Daten vor, es ist aber denkbar, dass sich Hochmoore ähnlich wie eisenarme Niedermoore (ZAK et al. 2010) verhalten und ein erhöhtes Rücklösungsrisiko aufweisen. Neben direkten Auswirkungen könnte diese verbesserte Nährstoffversorgung auch zur Erklärung der erhöhten Temperatursensitivität der Ökosystematmung und der höheren Erträge beitragen. In diesem Zusammenhang sei auch darauf verwiesen, dass die Nährstoffsituation (Böden, Gräben) des Versuchsstandorts typisch für Intensivgrünland der Region ist (Unterkapitel 9.4.2.1).

Möglicherweise ließe sich in der Kombination von sehr hohem Grundwasserstand und Rückhalt nährstoffreichen Wassers auch eine Erklärung für die hohen CO_2-Emissionen der Jahre 2019 und 2020 finden: In diesen Jahren reichte der Einstau häufiger als zuvor an den Oberboden (vererdeter hHv-Horizont) heran (Abbildung 104). Verschiedene Laborstudien haben gezeigt, dass die Respirationsraten von (degradierten) Oberböden deutlich höher sind als die von vergleichsweise ungestörten Unterböden (BRAKE et al. 1999; SÄURICH et al. 2019a, 2019b). Im Gegensatz zu Niedermoorstandorten beschränken sich die Vererdung und weitere sekundäre pedogenetische Prozesse auf die oberen 10 bis 20 Zentimeter. Auch im Ipweger Moor ist unter eine scharfen Horizontgrenze gering zersetzter Weißtorf (H2 bis H3 nach VON POST, 1924) anzutreffen. Daher ist anzunehmen, dass auch im Ipweger Moor die wesentlichen mikrobiellen Umsetzungen in diesem Oberbodenhorizont stattfinden, und es ist möglich, dass ein Einstau nährstoffreichen Wassers „nur“ in die gering zersetzten hHw- und hHr-Horizonte einen nur

geringeren Effekt auf den mikrobiellen Umsatz in diesen Horizonten selbst hat. Eine experimentelle Überprüfung dieser Hypothese steht jedoch aus und konnte im Rahmen dieses Projektes nicht geleistet werden.

Bei der Einordnung der Ergebnisse in bisherige Erkenntnisse zum Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und CO_2-Emissionen muss berücksichtigt werden, dass bei bisherigen Untersuchungen fast immer eine Korrelation zwischen „Nutzungsintensität“ und „Grundwasserstand“ gegeben war (Abbildung 92, Abbildung 101). Zwar gibt es einzelnen Messungen an relativ trockenen, extensiv genutzten Standorten, aber die Kombination „sehr feucht“ und „intensiv bewirtschaftet“ wurde bisher nicht untersucht. Somit ist in bisher publizierten Zusammenhängen zwischen Grundwasserstand und CO_2-Emissionen (z.B. EVANS et al. 2021; TIEMEYER et al. 2020) die Nutzungsintensität immer implizit enthalten, und entsprechende Ergebnisse lassen sich offensichtlich nicht auf intensiv genutzte Standorte mit Unterflurbewässerung übertragen. Insgesamt lassen die Ergebnisse aus dem Ipweger Moor zweifeln, ob eine Minderung der CO_2-Emissionen an Hochmoorstandorten bei gleichzeitiger intensiver Grünlandbewirtschaftung und Nutzung von nährstoffreichem Oberflächenwassers möglich ist.

7.3.3.5 Treibhausgasbilanz

Die Komponenten der THG-Bilanz aller Messjahre und Varianten im Ipweger Moor sind in Abbildung 107 dargestellt. Aufgrund der sowohl sehr hohen CO_2- als auch N_2O-Emissionen bewegen sich die THG-Emissionen von 37 bis 65 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1} der Kontrollvarianten im Vergleich zu bisherigen Messdaten für Hochmoorgrünländer (15,2 ± 9,2 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}, TIEMEYER et al. 2016) auf einem sehr hohen Niveau, wobei die hohe Variabilität v.a. den N_2O-Emissionen geschuldet ist. Die Gründe für die vergleichsweise hohen Emissionen wurden oben diskutiert.

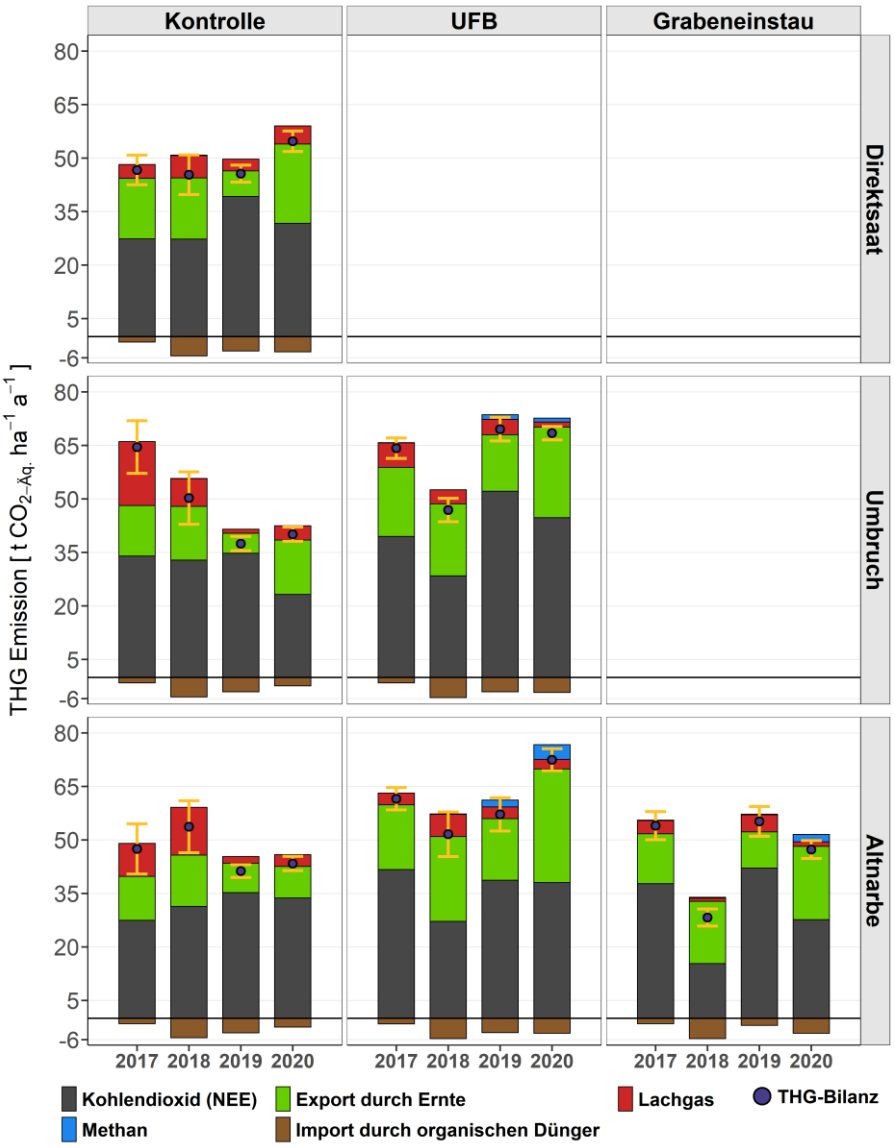


Abbildung 107 Treibhausgasbilanz der Messvarianten im Exaktversuch Ipweger Moor. NEE – Net Ecosystem Exchange (Netto-Ökosystemaustausch). Unsicherheiten: Standardfehler der Treibhausgasbilanz

Aufgrund der stark erhöhten CO_2-Emissionen lagen auch die Gesamt-THG-Emissionen der Messvarianten mit UFB weit (33 ± 11 %) über denen der Kontrollparzellen, während sich im Falle des Grabeneinstaus aufgrund der höheren CO_2- und der niedrigeren N_2O-Emissionen im Mittel über die vier Messjahre kein Effekt feststellen ließ (Tabelle 28).

Tabelle 28 Mittelwert ± Standardfehler der Veränderung der jährlichen CO_2- und THG-Emissionen durch Unterflurbewässerung (UFB) und Grabeneinstau (GS) im Vergleich zu den Messvarianten der Kontrolle im Ipweger Moor (Hochmoorstandort)

	CO_2-Emissionen [t CO_2 ha^{-1} a^{-1}]		**THG-Emissionen [t CO_2-Äq ha^{-1} a^{-1}]**	
Ansatz Mittelwertbildung	**UFB**	**GS**	**UFB**	**GS**
Mittelwert aller Kontrollvarianten des jeweiligen Jahres	+37 ± 7%	+4 ± 13%	+35 ± 13%	+2 ± 17%

Kontrollvariante mit gleicher Narbenerneuerung des jeweiligen Jahres	+43 ± 11%	+9 ± 15%	+31 ± 19%	-1 ± 16%
Mittel	**+40 ± 9%**	**+6 ± 14%**	**+33 ± 11%**	**0 ± 17%**

Im Laufe des Projekts ergab sich die Frage, ob die hohen THG-Emissionen Übergangseffekte darstellen und sich die mikrobielle Gemeinschaft erst an die veränderten Bedingungen anpassen muss. Im Falle von Methan kann man dies vermuten, da trotz gleicher Grundwasserflurabstände in den Wassermanagementvarianten 2020 tendenziell höhere CH_4-Emissionen als 2019 auftraten (Abbildung 107). Beim CO_2 lässt sich jedoch kein Trend in Richtung niedrigerer Emissionen erkennen; im Gegenteil waren diese 2020 teilweise nicht nur gleich hoch (IUU), sondern sogar höher als 2019 (IUA). Generell gibt es insbesondere im Falle der Hochmoore im Vergleich zur Vernässung von Torfabbauflächen kaum Studien zur Vernässung intensiv genutzter Standorte. Zumindest gibt es jedoch Untersuchungen zu vernässten ehemaligen Forststandorten, die eine Reduzierung der CO_2-Emissionen bzw. des CO_2-Austauschs auf ein naturnahes Niveau schon im ersten Jahr nach Wiedervernässung zeigen (KOMULAINEN et al. 1999). Ähnliches zeigte sich an einem degradierten Standort in Bayern, bei dem bei vollständiger Vernässung schon in den Jahren 2 bis 6 nach Wiedervernässung eine CO_2-Aufnahme stattfand (FÖRSTER 2016). Auch sind Torfmoospaludikulturen schon in der Initialphase eine CO_2-Senke (GÜNTHER et al. 2017), so dass generell eine schnelle Anpassung der mikrobiellen Gemeinschaft an veränderte hydrologische Bedingungen vermutet werden kann.

7.4 Zusammenfassung

Umfassende Entwässerungsmaßnahmen sind derzeit Vorrausetzung für eine intensive Grünlandwirtschaft in Moorgebieten. Jedoch führt das Absenken der Grundwasserstände zu massiven Emissionen von Treibhausgasen (THG), insbesondere von Kohlendioxid (CO_2) und Lachgas (N_2O). Bei Wiedervernässung können dagegen erhöhte Emissionen von Methan (CH_4) auftreten. Ziel des Projekts SWAMPS war es, die THG-Emissionen von intensiv bewirtschaftetem Grünland durch angepasstes Wassermanagement zu reduzieren und die Frage der Auswirkungen einer Kleiüberdeckung auf die THG-Emissionen zu klären. An einem kleiüberdeckten Niedermoorstandort („Pumpgebiet 1“) wurden die THG-Emissionen von sechs unterschiedlichen Messvarianten über zwei Jahre (2016–2017) gemessen. Über vier Jahre hinweg (2017–2020) wurde an insgesamt 12 Messvarianten der Einfluss von kontrollierter Wasserstandsanhebung durch Unterflurbewässerung (UFB) und Grabeneinstau (GS) in Verbindung mit Grünlandnarbenerneuerung (Direktsaat und Umbruch) auf die Freisetzung CO_2, N_2O und CH_4 untersucht. Die Messungen fanden an einem Niedermoorstandort (Hammelwarder Moor) und einem Hochmoorstandort (Ipweger Moor) in der Wesermarsch (Niedersachsen) statt.

Die THG-Emissionen des **kleiüberdeckten** Niedermoorstandortes (47,1 ± 10,4 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}, Mittelwert und Standardabweichung der Mittelwerte der sechs Messvarianten) mit mittleren Jahresmittelwasserständen von −0,45 ± 0,07 m waren vergleichbar mit ähnlich tief entwässerten Niedermoorstandorten im Allgemeinen und mit der Kontrollvariante im Hammelwarder Moor. Die CO_2-Emissionen waren im Wesentlichen abhängig vom Kohlenstoffvorrat oberhalb des mittleren Grundwasserstands. Auffällig waren die sehr hohen N_2O-Emissionen (17,9 ± 8,1 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}), welche vermutlich durch die Kombination von bindigem und kohlenstoffreichem Oberbodenmaterial, niedrigen pH-Werten und hohen Stickstoff-Düngegaben begünstigt wurden.

Bei den Versuchen zur Wasserstandsanhebung wurde das Wassermanagement im ersten Untersuchungsjahr an beiden Standorten optimiert. In den darauffolgenden Jahren konnte der Moorwasserstand an beiden Standorten deutlicher angehoben werden. Am vergleichsweise feuchten Niedermoorstandort lagen die Jahresmittelwasserstände (± Standardabweichung) der durch Gräben und Grüppen entwässerten Kontrollvarianten bei −0,37 ± 0,09 m unter Flur. Durch die UFB konnte der Wasserstand im Mittel auf −0,25 ± 0,05 m angehoben werden, während der GS keinen Effekt zeigte (−0,37 ± 0,09 m). Am Hochmoorstandort lag der Wasserstand auf den durch Rohrdränung entwässerten Kontrollparzellen im Jahresmittel bei −0,71 ± 0,08 m unter der Geländeoberfläche. Der Effekt des GS und der UFB war hier deutlicher als am Niedermoorstandort: Mittels UFB konnte der Wasserstand um fast 40 cm auf −0,33 ± 0,12 m angehoben werden. Mit Ausnahme vom ersten Messjahr fiel der Wasserstand selbst in den Sommermonaten auf den Parzellen mit UFB nicht unter -0,40 m. Auf den Parzellen mit GS wurde der Wasserstand im Mittel ebenfalls auf −0,33 ± 0,05 m angehoben, wobei die Befahrbarkeit im Frühjahr geringer und die Wasserstände im Sommer tiefer waren als in den Parzellen mit UFB.

Am **Niedermoorstandort** bewegten sich die CO_2-Emissionen der Kontrollvarianten auf einem für nährstoffreiche Grünlandstandorte mit vergleichbaren Wasserständen typischen Niveau. Die Auswirkung der UFB war uneinheitlich: An einer der beiden Varianten waren die CO_2-Emissionen niedriger, an der anderen höher als die der Kontrollen. Eine dritte Messvariante (nur 2020) brachte keine Klärung, da die CO_2-Emissionen denen der Kontrollen entsprachen. Im Mittel waren die CO_2-Emissionen der UFB 13 % niedriger als die der Kontrollen. Die CO_2-Emissionen der Variante Grabeneinstau entsprachen im Wesentlichen denen der Kontrollen und somit aufgrund ähnlicher Wasserstände der Erwartung.

Die N_2O-Emissionen waren in den ersten beiden Jahren nach Grünlanderneuerung bei beiden Erneuerungsvarianten und sowohl bei den Kontrollen als auch bei der UFB erhöht. Da sowohl die N_2O- als auch die CH_4-Emissionen der UFB leicht über den Kontrollen lagen, können keine Effekte des Wassermanagement auf die THG-Emissionen nachgewiesen werden: Im Mittel lagen die THG-Emissionen der UFB (35,2 ± 9,9 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}, Mittelwert und Standardabweichung der Mittelwerte der einzelnen Messvarianten) auf dem Niveau der Kontrollvariante (38,3 ± 3,5 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}). Das gleiche trifft für den GS zu (36,2 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}).

Am **Hochmoorstandort** traten an den Kontrollvarianten hohe CO_2-Emissionen auf, die über die vier Messjahre hinweg trotz des Trockenjahres 2018 und der Mäusekalamitäten 2019 recht konstant waren. Auch die beiden Varianten mit UFB waren sich in ihren CO_2-Emissionen ähnlich. Zu unserer Überraschung lagen die CO_2-Emissionen der UFB trotz deutlich höherer Moorwasserstände im Mittel 40 % über denen der tief entwässerten Kontrolle. Insbesondere die beiden Jahre mit den höchsten Wasserständen zeigten die höchsten CO_2-Emissionen (im Mittel > 60 t CO_2 ha^{-1} a^{-1}). Die CO_2-Emissionen der Parzelle mit GS entsprachen im Mittel denen der Kontrollen. Vermutlich lassen sich die hohen CO_2-Emissionen durch eine Interaktion aus erhöhter Bodenfeuchte und verbessertem Nährstoffrückhalt im biologisch aktiven Oberboden während Phasen hohen Bodentemperaturen in den Sommermonaten erklären.

Die N_2O-Emissionen der tief entwässerten Kontrolle waren mit teilweise > 40 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1} ausgesprochen hoch und lagen damit sehr weit über dem Standardemissionsfaktor für Grünland auf organischen Böden (4,5 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}). Der Einfluss der Narbenerneuerung auf die N_2O-Emissionen war nicht eindeutig und konnte aufgrund der Störung durch Mäusekalamiten auf allen Kontrollvarianten ab Mitte 2019 nicht mehr weiterverfolgt werden. Im Vergleich zur Altnarbe

emittierte die Variante mit Direktsaat weniger N_2O, während die Umbruchsvarianten zu höheren N_2O-Emissionen als die anderen Varianten tendierten. Höhere Wasserstände (UFB, GS) reduzierten die N_2O-Emissionen. Die generell niedrigen CH_4-Emissionen wurden durch die UFB leicht erhöht. Im Mittel lagen die THG-Emissionen der UFB (61,5 ± 1,1 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}) deutlich über denen der Kontrollvariante (47,5 ± 1,0 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}) und des GS (46,2 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}). Daher kann die Unterflurbewässerung nicht als Klimaschutzmaßnahme für intensiv bewirtschaftetes Hochmoorgrünland empfohlen werden.

7.5 Ausblick

Die Messergebnisse zu den THG-Emissionen entsprachen größtenteils nicht den im Projektantrag gestellten Hypothesen, so dass im Folgenden offene Fragen zusammengefasst und Hinweise zu weiterem Untersuchungsbedarf gegeben werden.

An Standorten mit **Kleiauflage** (maximale Überdeckung: 40 cm, minimaler C_{org}-Gehalt: 6,7%) zeigte sich, dass die CO_2-Emissionen denen ähnlich bewirtschafteter Niedermoorgrünländer entsprachen. Die hohen C_{org}-Gehalte und die teilweise sichtbaren Torfreste im Oberboden deuten darauf hin, dass die Standorte in der Vergangenheit gepflügt wurden. Die C_{org}-Gehalte sind nicht untypisch für mit bindigem Material überdeckte Moorböden. Dennoch stellt sich die Frage, ob bei niedrigeren C_{org}-Gehalten bzw. Vorräten oder größeren Mächtigkeiten der Überdeckung geringeren CO_2-Emissionen zu erwarten sind.

Am **Niedermoorstandort** zeigte sich keine statistisch absicherbare Minderung der CO_2-Emissionen durch Unterflurbewässerung oder Grabeneinstau, was vermutlich auf die vergleichsweise geringen Effekte des Wassermanagements auf die mittleren Grundwasserflurabstände zurückzuführen ist. Ungeklärt ist hier die hohe Variabilität zwischen den Messvarianten mit Unterflurbewässerung sowie die Erhöhung der CO_2-Emissionen an den Varianten mit Wassermanagement mit der Versuchsdauer. Neben dieser standortspezifischen Problematik sollte folgender Aspekt näher untersucht werden:

- Während die Vererdung von Hochmoortorfen in der Regel auf die oberen 10–20 cm beschränkt ist, sind entwässerte Niedermoorstandorte häufig bis in den Unterboden sekundären pedogenetischen Prozessen unterworfen. Entsprechend könnte eine Wassersättigung dieser Bereiche stärkere Effekte als an Hochmoorstandorten haben. Somit könnte eine Erhöhung der Wasserstände an bisher tief entwässerten Standorten auch unter Grünlandnutzung einen positiven, d.h. emissionsmindernden, Effekt auf die CO_2-Emissionen haben.

Am **Hochmoorstandort** traten trotz deutlich höherer Grundwasserstände (mittlere Jahreswerte: −33 cm) um im Mittel 40 % höhere CO_2-Emissionen an den Messvarianten mit Unterflurbewässerung auf. Dieses überraschende Ergebnis war in den beiden letzten Versuchsjahren, d.h. in den Jahren mit den höchsten Grundwasserständen und mit fortschreitender Versuchsdauer, besonders ausgeprägt. Insgesamt lassen die Ergebnisse aus dem Ipweger Moor zweifeln, ob eine Minderung der CO_2- und THG-Emissionen an Hochmoorstandorten bei gleichzeitiger intensiver Grünlandbewirtschaftung und Nutzung von nährstoffreichem Oberflächenwassers möglich ist. Dennoch stellen sich für weitere Praxis- und Forschungsprojekte eine Reihe von relevanten Fragen:

- Eine mögliche Erklärung für die hohen CO_2-Emissionen liegt in der Kombination von optimalen Bodenfeuchtebedingungen im Oberboden in warmen Perioden mit einer durch

den verbesserten Wasserrückhalt erhöhten sehr guten Nährstoffverfügbarkeit. Diese Hypothese sollte jedoch durch gezielte Laborversuche untermauert werden.

- Bisherige Untersuchungen haben eine deutliche Minderung der CO_2-Emissionen bei höheren Wasserständen gezeigt, die jedoch mit einer extensiven Nutzung einhergingen. Es ist somit offen, ob eine Kombination von Wasser- und Nährstoffmanagement (Extensivierung) eine Emissionsminderung bewirken kann, oder ob der Effekt optimaler Bodenfeuchten im Sommer überwiegt.
- THG-Emissionen haben sich häufig als räumlich variabel gezeigt. Auch wenn das Ipweger Moor typische Eigenschaften niedersächsischer Hochmoorgrünländer mit Weißtorfauflage aufweist, sind an anderen Standorten abweichende Ergebnisse möglich. Dabei sind langfristige Untersuchungen von besonderem Interesse.

8 Modul E: Auswirkungen auf betriebswirtschaftlich relevante Parameter

Gerd Lange, Peter Gatersleben, Uwe Schröder

8.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung (Theoretische Grundlagen)

Im Modul E wurden die agronomischen Auswirkungen der Varianten auf die Grünlandbewirtschaftung untersucht. Die Parameter Bestandszusammensetzung, Düngeregime, Nährstoffentzüge der Grasnarbe, Trockenmasseerträge und Aufwuchsqualität wurden in Bezug zu den verschiedenen Bewirtschaftungen und Wasserregimes im Exaktversuch geprüft und bewertet.

Ein besonderer Fokus lag auf dem Grünlanderhalt und der Wiederherstellung futterbaulich geeigneter Grasnarben und Futterqualitäten. Die Qualität der Grünlandnarbe wirkte sich unmittelbar auf die Erträge im Feld, aber auch auf die Eignung als Futtermittel aus. Auf organischen Böden ergaben sich auf Grund der Bodenstruktur besondere Herausforderungen, denn mit zunehmender Nutzungsdauer degradierten die Torfe. Ihre Dichte nahm zu, während Luft- und Wasseraufnahmekapazität abnahm. Es entwickelten sich staunasse und später sogenannte haftnasse Moorböden, die sich aufgrund ihrer feinen Porenstruktur nicht weiter entwässern ließen (LANGE et al. 2016).

Eine Grünlanderneuerung war außerdem ein starker Eingriff in die Bodenstruktur einer Fläche, Neuansaaten fielen nach Zerstörung der verfilzten Narben und Auflockerung des Bodens nicht selten dem Wassermangel zum Opfer, indem die Keimlinge sich in den ausgetrockneten Strukturen der Krumenschicht nicht entwickeln konnten oder vertrockneten, obwohl nur wenige Zentimeter tiefer ausreichend Feuchtigkeit zur Verfügung stand. Dies bot ein Einfallstor für Pflanzen mit breiter Standortsamplitude wie z.B. Vogelmiere, wolliges Honiggras, Rasenschmiele, Ampfer die hier wegen der großen Verfügbarkeit in der Samenbank besser angepasst sind, aber weder aus Naturschutzsicht noch aus agrarwirtschaftlicher Sicht gewollt sind. Zusätzlich wurden Einschränkungen in der Bewirtschaftung, wie die Befahrbarkeit und damit der Dünge- und Erntezeitpunkte, betrachtet.

8.1.1 Betriebswirtschaft

Die aus den Exaktversuchen ermittelten agronomischen Ergebnisse dienten als Grundlage für eine flächenbezogene ökonomische Bewertung der Auswirkung verschiedener Wasserregieme und Grünlandverbesserungsmaßnahmen. Die Ergebnisse könnten für eine Modellierung auf regionaler Ebene herangezogen werden. Insbesondere Mehraufwendungen durch verspätete Nutzung, Einschränkungen der Befahrbarkeit und die Qualität und Menge der geernteten Schnitte wirkten sich auf das betriebswirtschaftliche Ergebnis aus.

8.1.2 Klimaschutzbewertung

In Modul D (Thünen Institut) wurden direkt aus der Fläche emittierende Treibhausgase (Kohlendioxyd, Lachgas und Methan) untersucht und bewertet. Die dargestellten Summen wurden auf wenigen m² ermittelt und auf eine Gesamtfläche von einem Hektar hochskaliert.

Die ausschließliche Betrachtung der Feldemissionen je Hektar gestattet aus agronomischer und globaler Sicht keine sachgerechte Aussage über die Klimaschutzwirkungen ohne Bezug zum Ertrag und möglichen Verlagerungseffekten auf Betriebsebene (landwirtschaftlich).

Für eine aus betrieblicher Sicht sachgerechte Klimaschutzbewertung müssten die Erträge (hier: Grundfutterleistung) und produktionsbezogene Treibhausgas-Quellen wie der spezielle Einsatz von Düngemitteln und der Verbrauch von Ressourcen insgesamt einbezogen werden.

Die Verknüpfung der ermittelten Treibhausgasveränderungen mit dem Ergebnis der ökonomischen Begleituntersuchungen ermöglicht eine Einschätzung der Kosten für eine zukünftige Treibhausgasminderung durch sachgerechte Anpassungsmaßnahmen.

Die Bewertung der ökonomischen Folgen (Kosten) und der Klimawirksamkeit (Effizienz) von Maßnahmen soll Anpassungsstrategien durch Diversifizierung der Flächennutzung aufzeigen.

8.2 Material und Methoden

Für die Datenerhebung wurden Versuchsanlagen im Maßstab landwirtschaftlicher Großparzellen (pflanzenbauliche Exaktversuche) am Niedermoorstandort (Hammelwarder Moor) und Hochmoorstandort (Ipweger Moor) angelegt. Die Bewirtschaftung und Betreuung erfolgten in den Jahren 2017 bis 2020. Die landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen waren praxisüblich und wurden in Kombination mit den verschieden intensiven Wasserhaltungsmaßnahmen überprüft, siehe Anhang 16 und Anhang 17.

8.2.1 Anlage der Exaktversuche

In den Exaktversuchen wurden verschiedene Grünlandverbesserungsmaßnahmen hinsichtlich der Erfüllung von Ertrags- und Qualitätszielen der Landwirtschaft in Abhängigkeit von dem Wasserregime des Standortes untersucht.

Die Einrichtung der Versuchsanlagen (lt. Anlageplan) erfolgte im Herbst 2016 (Ipweger Moor 26.09.2016; Hammelwarder Moor 04.10.2016). Neuanlagen von Grünlandnarben gelten vor allem in Zusammenhang mit Narbenumbrüchen als klimaschädlich. Durch die mit Umbrüchen verbundene Freisetzung von organischer Substanz werden THG emittiert. Düngung und Abbauprozesse befördern zusätzlich die Freisetzung von Lachgas, was ebenfalls im Zusammenhang mit verschiedenen Bearbeitungsmethoden betrachtet wurde. Unterschiede in der Anlage der Neuansaaten betrafen die Bearbeitungstiefe. Im Wesentlichen unterschied sich die Saatbettvorbereitung wie folgt:

- Umbruch: Die Umsetzung des flachen Grünlandumbruchs erfolgte jeweils mittels einer Bodenfräse in einer Tiefenwirkung von 10–12 cm.
- Direktsaat: Die vorhandene Altnarbe wurde vorbereitend flach (bis 2 cm) mit einem Schlegelmulcher abgefräst und anschließend mittels Grasschwader freigeharkt (Anhang 29).

Nach Einsaat in jeder Wasservariante wurden jeweils sechs Ernteparzellen pro Ansaatvariante mittels Magneten zur besseren Wiederfindung unterirdisch vermarkt. (Vergleich Versuchsdesign Hammelwarder Moor Anhang 16, Ipweger Moor Anhang 17 im Anhang.). Für die Direktsaat wurde ein Schlitzgerät (Scheibensech, Reihenabstand 6 cm) eingesetzt, in der Umbruchvariante sowie Nachsaaten erfolgte die Aussaat mit einem Striegel (Breitsaatstriegel).

Für die Einsaat und spätere Nachsaaten der Varianten Umbruch und Direktsaat wurde einheitlich eine Qualitätsstandard-Mischung G II ohne Klee verwendet, vgl. Tabelle 29.

Tabelle 29 Zusammensetzung der Ansaatmischung für Neuanlagen (alle Varianten)

Gr./Var. Rezepturbezeichnung		**Gültig ab Gültig bis**	
Lager Artikel			**Anteil Kürzel**
2 Weidemischungen			
2 Qualitätsstandard Mischung G II M ohne Klee		**01.01.2016-31.12.2016**	
9 100118	Arvicola ZS lose in Kiste Dt. Weidelgras		10 % Fix
9 100111	Genesis ZS lose in Kiste Dt. Weidelgras		3 % Fix
9 100241	Mercedes ZS lose in Kiste Dt. Weidelgras		15 % Fix
9 100030	Barnauta ZS lose in Kiste Dt. Weidelgras		5 % Fix
9 100255	Meltador ZS lose in Kiste Dt. Weidelgras		15 % Fix
9 100234	Irondal ZS lose in Kiste Dt. Weidelgras		5 % Fix
9 112003	Comer ZS Lieschgras lose in Kiste		5 % Fix
9 112004	Barpenta ZS Lieschgras lose in Kiste		12 % Fix
9 113059	Lipblue ZS Wiesenrispe		10 % Fix
9 110015	Preval ZS Wiesenschwingel 25 kg		10 % Fix
9 110006	Cosmolit ZS lose in Kiste Wiesenschwingel		10 % Fix
9 516042	Leertüten Markengräsermischung 20 kg		0 % Fix

Düngeregime für die Versuche der Moorstandorte

Die Düngung der Flächen erfolgte im Rahmen der Empfehlungen der Landwirtschaftskammer. Gedüngt wurde, abhängig von der Befahrbarkeit der Flächen, durch die Bewirtschafter. Grundlage der Düngekalkulation waren die Vorgaben der jeweils geltenden Düngeverordnung (BGBL 2021).

Der Düngebedarf wurde für jeweils 4 Schnittnutzungen im Jahr kalkuliert. Die Ermittlung des Düngebedarfs für Phosphor (P_2O_5), Kaliumoxid (K_2O) und Magnesium (MgO) beruhte auf Bodenanalysen und potenziellem Entzug durch die Pflanzen. Für die Stickstoffdüngung galt ebenfalls eine entzugsorientierte Düngeempfehlung.

Der anzunehmende N-Düngebedarf wird in der Düngeverordnung geregelt und in Bezug zum Standort und zur Nutzungsintensität pauschaliert (N-Obergrenze) angegeben. Für Niedermoorgrünland ergaben sich im Vergleich zum Hochmoorgrünland aufgrund des höheren theoretischen N-Nachlieferungsvermögens gegenüber Hochmoorstandorten um 30 kg ha^{-1} geringere N-Düngebedarfe.

Auf den Exaktversuchsflächen der beiden Standorte wurden so unterschiedliche Düngeempfehlungen und Düngungshöhen wirksam (vgl. Anhang 6 und Anhang 8), innerhalb der jeweiligen Standortgruppe Niedermoor/Hochmoor wurde möglichst einheitlich gedüngt. Bei den Güllegaben wurde eine Wirksamkeit von 50 % im Jahr der Anwendung und 10 % im Folgejahr angerechnet.

8.3 Bewirtschaftungsmaßnahmen, Untersuchungen

Die Bewirtschaftung erfolgte im Rahmen der guten fachlichen Praxis für Dauergrünland durch Bewirtschafter:innen der Flächen. Einzelne Bewirtschaftungsmaßnahmen (Nachsaaten, Erntekette) wurden durch Lohnunternehmen ausgeführt. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen (s. Anhang 14 und Anhang 15) wurden vom Landwirt in Schlagkarteien dokumentiert.

Für die Erfassung der Vegetation wurden in jedem Jahr vor dem ersten Schnitt Bestandsaufnahmen der Vegetation sowie regelmäßige Bonituren zur Bestandsentwicklung in allen Parzellen durchgeführt. Darüber hinaus wurden die Auswirkungen besonderer Ereignisse wie der Krankheits- und Schädlingsdruck sowie die Wetterextreme der Jahre 2018–2020 erfasst und bewertet (Landwirtschaftskammer Niedersachsen).

Die exakte Parzellenernte und Gewichtsbestimmung der Frischmasse wurde vor dem Ertragsschnitt der Bewirtschafter:innen mit einem Parzellenvollernter (Versuchs-Dienstleister) durchgeführt.

Weitere laboranalytische Untersuchungen wurden zum Trockensubstanzgehalt sowie zu den qualitätsbestimmenden Inhaltstoffen (Labordienstleister) veranlasst. Mit der Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) wurden Rohasche-, Rohfaser-, Rohprotein- und Zuckergehalt ermittelt. Die Mineralstoffgehalte für Magnesium, Kalium und Phosphor wurden zusätzlich im Labor jeweils aus zwei Parzellen gleicher Varianten zusammengefasst analysiert.

Zum Ende jeder Vegetationsperiode (Düngebedarfsermittlung) wurde eine Bodenuntersuchung zur Analyse der Versorgungsstufe der Grünlandböden für die Düngebedarfsermittlung durchgeführt.

8.4 Ergebnisse/Sachstand und Diskussion

Die Untersuchung der Anpassungsstrategien der Grünlandbewirtschaftung bezog sich vor allem auf die verschiedenen Formen der Narbenerneuerung jeweils bei Grabeneinstau und Unterflurbewässerung im Vergleich zur Kontrolle. Neben diesen Faktoren hatten auch das Klima und Kalamitäten einen Einfluss auf die Entwicklung der Grasnarbe. Der Untersuchungszeitraum 2017 bis 2020 war geprägt durch Extremwetterereignisse, und einem hohen Schädlingsdruck in den Jahren 2019–2020.

8.4.1 Jahreswitterung

Auf die Bewirtschaftbarkeit und Narbenentwicklung des Grünlands hatte das Klima einen großen Einfluss. Bereits das Jahr 2017 war deutlich wärmer als das langjährige Jahresmittel und fiel im Durchschnitt 1,3 °C wärmer für Niedersachsen aus, dabei war der Niederschlag mit 900 l/m² (+154 l/m²) überdurchschnittlich (langjähriges Mittel Niedersachsens: 746 l/m², DWD 2021). Vermehrte Niederschläge gab es vor allem im Verlauf der zweiten Jahreshälfte. Auch 2018 begann im Mittel etwas zu feucht, ab März jedoch war das Jahr durch zu geringe Niederschläge geprägt. Von März bis August war die Wasserversorgung für den Grünlandaufwuchs nicht ausreichend. Dies hat auch zum Absinken der nutzbaren Feldkapazität geführt, was sich auf das Pflanzenwachstum niederschlägt. Für die Photosynthese benötigt die Pflanze eine nutzbare Feldkapazität (nFK) von mindestens 40 % auf Mineralböden (LEPPELT et al. 2018), für die Bodenart Torf/Moor sollte die nFK mindestens 50 bis 60 Vol.-% betragen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Sinkt die Bodenfeuchte unter diesen Wert, kann die Pflanze geschädigt

werden oder sogar absterben. Obwohl der Niederschlag mit +20 l/m² im Durchschnitt zum langjährigen Mittel in Niedersachsen recht feucht ausfiel, lag die Bodenfeuchte dennoch ca. 40 Tage unter dem oben genannten Schwellenwert. Die Temperaturen in Niedersachsen lagen mit bis zu +3,3 °C über dem langjährigen Mittel sehr hoch (LEPPELT et al. 2018). 2019 war mit +3 °C im langjährigen Durchschnitt ebenfalls ein sehr warmes Jahr und mit −20 l/m² geringeren Niederschlag etwas trockener als ein Normaljahr für Niedersachsen (DWD 2021). Im Untersuchungsjahr 2020 wurden ähnlich erhöhte Temperaturen gemessen, wie 2019 (+2,4 °C im Durchschnitt zum langjährigen Mittel), wobei die Niederschläge eher normal ausfielen (−10 l/m² im Durchschnitt zum langjährigen Mittel (DWD 2021)).

Standortbezogene Wetterdaten wurden zur Erfassung der Treibhausgase im Modul D erfasst.

8.4.2 Schädlingsdruck

In Folge der extremen Trockenheit 2018 kam es ab 2019 zu einer Massenvermehrung von Feldmäusen und Wiesenschnaken im darauffolgenden Untersuchungszeitrum.

Üblicherweise sind Moorgebiete feuchte Standorte und sind vor allem in den Wintermonaten aufgrund der Feuchte zum Teil nicht befahrbar. Um Moorflächen besser bewirtschaften zu können und ihre Befahrbarkeit zu verbessern werden sie häufig drainiert. Im heißen und trockenen Extremjahr 2018 wurden die entwässerten Moorflächen zunehmend ausgetrocknet. Es kam zur Schwächung und Schädigung der Grasnarbe. In trockenen warmen Sommern kommt es zur zyklischen Massenvermehrung von Feldmäusen (SEIPEL 1996). Dies führte zum Jahresende 2019 hin zu einem zum Teil lückigen und verkrauteten Grasnarbenbestand. In den offenen und verkrauteten sowie durch Mauselöcher beeinträchtigten Grünlandflächen konnten außerdem Wiesenschnaken (*Tipula* spec.) als Schaderreger ihre Eier legen, sodass es zusätzlich zu einer starken Tipulaausbreitung ab Herbst/Winter 2019/2020 kam.

8.4.2.1 Mäusekalamitäten

Eine Untersuchung der Befallsschäden durch die stark verbreitete Feldmauspopulation wurde zum dritten Aufwuchs im August 2019 an beiden Versuchsstandorten durchgeführt.

Sowohl im Hammelwarder Moor als auch im Ipweger Moor wurden auf den Flächen der Wasservarianten (Unterflurbewässerung (UFB) und Grabeneinstau) geringere durch die Feldmaus bedingte Schäden festgestellt als auf den Flächen der Kontrollvarianten. Die Anzahl der Mauselöcher und Kahlstellen fiel auf den Flächen der Wasservarianten sogar erheblich geringer aus, vgl. Abbildung 108. Vergleicht man die Wasservarianten der beiden Versuchsstandorte, wird deutlich, dass die erhöhten Wasserstände den Mäusebefall im Hochmoor stärker reduzierten als im Niedermoor (um das Drei- bis Neunfache).

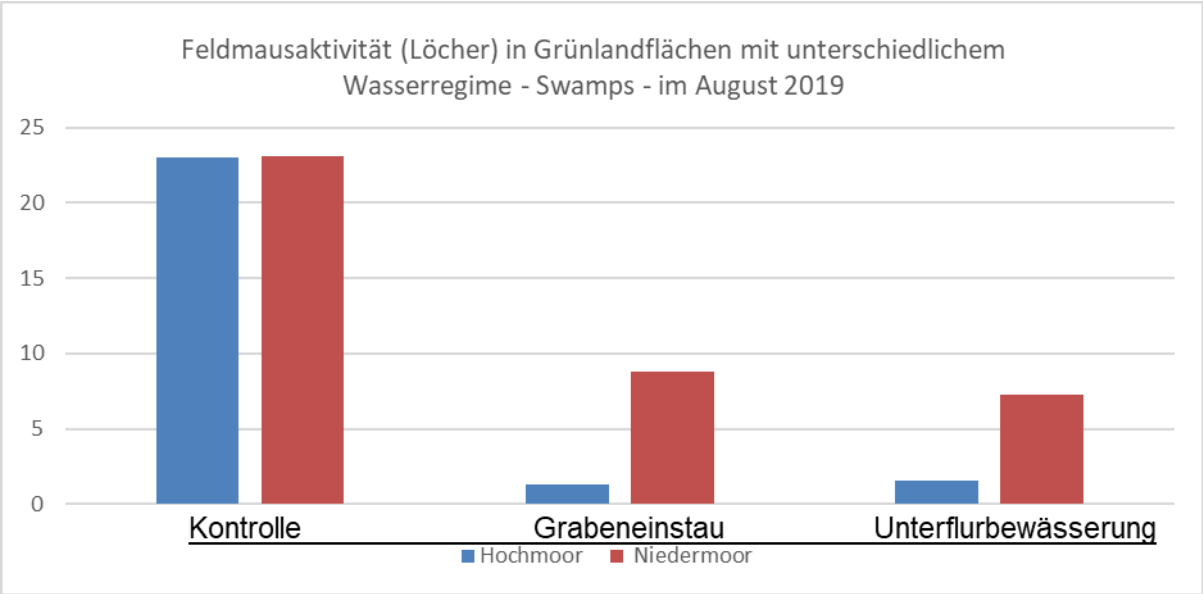


Abbildung 108 Feldmausaktivität zum dritten Schnitt [Löcher/Parzelle] in Abhängigkeit des Wasserregimes, Hochmoor und Niedermoor 2019

Grundsätzlich ist die Zählung von Mauselöchern zur Einschätzung des Mäusebesatzes nur geeignet, wenn man zuvor die vorhandenen Löcher verschließt und erst 24 Stunden später zählt (LWK-NIEDERSACHSEN – BEZIKRSSTELLE OLDENBURG – NORD 2020) Die davon abweichend durchgeführte Zählung der Mauselöcher diente zur Einschätzung der Narbenschädigung. Mit 1,5 Löchern pro m² (die Parzellengröße beträgt 15 m²) waren die Kontrollen bereits kräftig durchwühlt, vgl. Tabelle 30.

Tabelle 30 Geschätzter relativer Verbiss im Verhältnis zu nicht befallenen Bereichen in Prozent; geschätzter prozentualer Anteil an Kahlstellen; gezählte Mauselöcher pro Parzelle; zum 3. Schnitt

		Hammelwarder Moor			Ipweger Moor		
		Kontrolle	UFB	GS	Kontrolle	UFB	GS
Verbiss	[%]	36	18	17	36	4	12
Kahlstellen	[%]	20	4	3	14	1	2
Mäuse-löcher	[Anzahl/Parzelle]	23	7	9	23	2	1

Der geschätzte anteilige Verbiss war auf den Kontrollflächen (ohne Zuwässerung) deutlich größer, allerdings wirkte sich die Unterflurbewässerung im Hammelwarder Moor nicht so deutlich aus wie im Ipweger Moor, vgl. Abbildung 109 und Abbildung 110. Der aufgewachsene 4. Schnitt konnte wetterbedingt nicht zum geplanten Schnittzeitpunkt geerntet werden. In der Folge wurde der überwiegende Anteil des potenziellen 4. Schnitts im Hochmoor und im Niedermoor an den Verbiss der Mäuse verloren.

Am Beispiel der Abbildung der geschätzten Kahlstellen wird die anfängliche Schutzwirkung deutlich. Zum dritten Schnitt fiel der Schaden auf den nassen Varianten deutlich geringer aus. Allerdings war bereits ein Teil der Ernte „abgegrast“, besonders im Hammelwarder Moor.

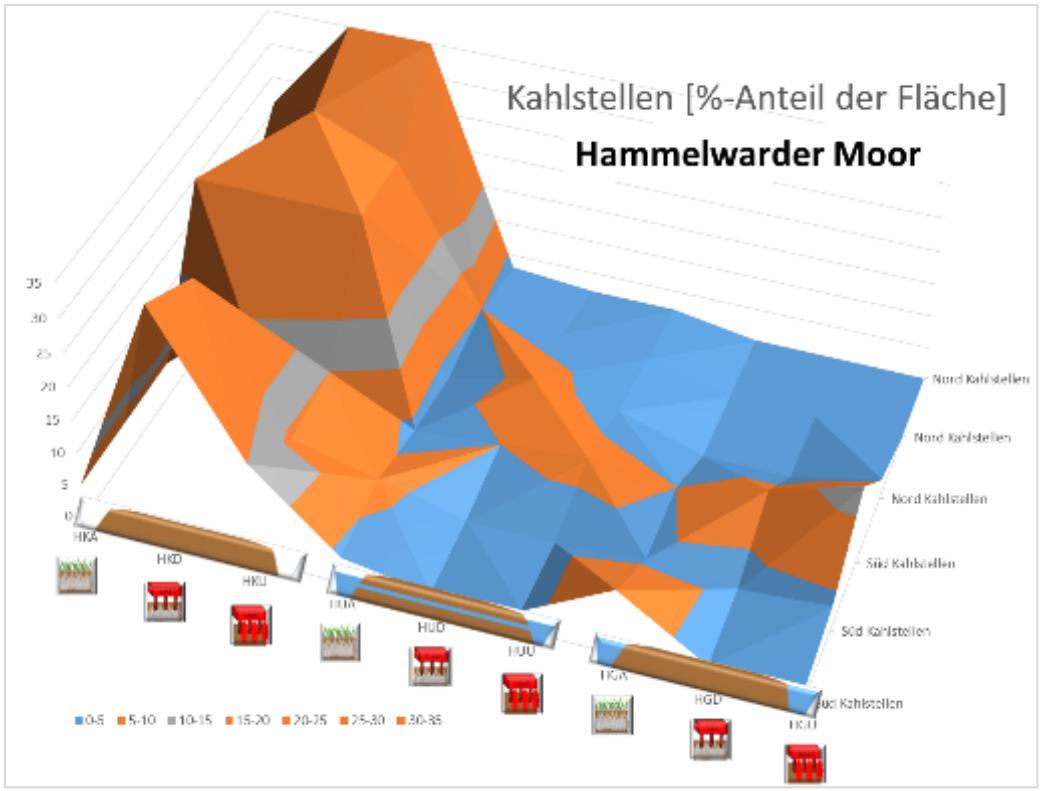


Abbildung 109 Bestandsaufnahme der Kahlstellen vom August zum dritten Schnitt [%], Niedermoor 2019

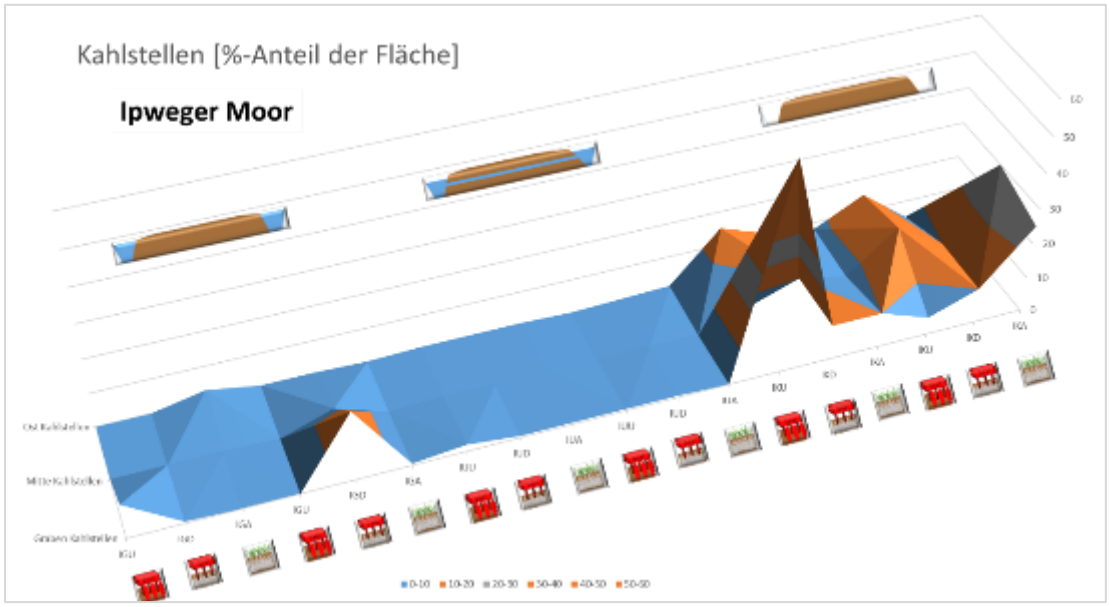


Abbildung 110 Bestandsaufnahme der Kahlstellen vom August zum dritten Schnitt [%], Hochmoor 2019

Abbildung 106 zeigt die tatsächlich ermittelten Erntemengen (dunkelgrün) im dritten Aufwuchs und die potenziell zu erwartenden Erträgen ohne Mäusefraßschäden (hellgün): durch den geschätzten Ertragsverlust im dritten Aufwuchs (Verbiss der Erntemenge) bedingt, konnte in der Kontrolle (36 % Verbiss) im Hochmoorgrünland bereits ein Verlust von mehr als 5 dt TM/ha angenommen werden. Im Niedermoorgrünland waren die relativen Ertragsverluste ebenfalls bei 36 % in der Kontrolle bonitiert worden. Da die Absoluterträge im dritten Schnitt aber insgesamt auf sehr niedrigem Niveau lagen, fiel der absolute Verlust deutlich geringer aus.

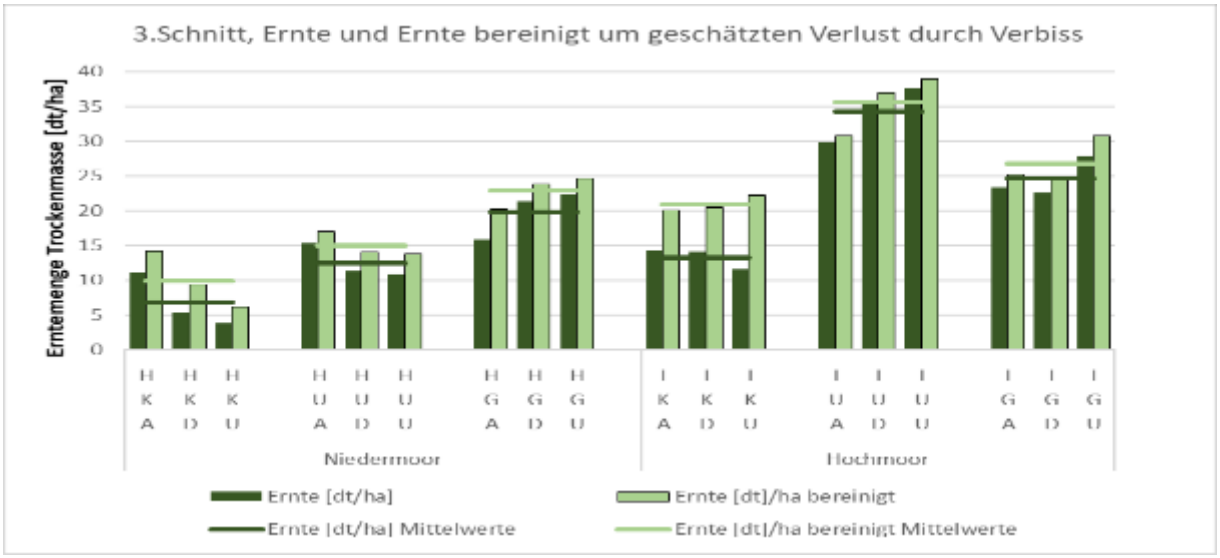


Abbildung 111 Vergleich tatsächliche und geschätzte potenzielle Erntemenge [dt TM/ha] zum dritten Schnitt, Hochmoor und Niedermoor 2019

8.4.2.2 Tipula-Befall

Im Februar 2020 wurden die Flächen nach der Salzwassermethode (ISIP 2021) auf *Tipula* spec. untersucht und durch die weiterhin lückige Grasnarbe wurde vor allem in der Variante Kontrolle ein hoher Befall der Tipula-Larve an beiden Standorten festgestellt (Schadschwellenwert Herbst > 300 Larven/m²), vgl. Abbildung 112. Am Niedermoorstandort waren auch die Varianten mit Grabeneinstau und Unterflurbewässerung stark betroffen, während die Larvendichten in diesen Wasservarianten auf dem Hochmoorstandort unter dem Schwellenwert blieben.

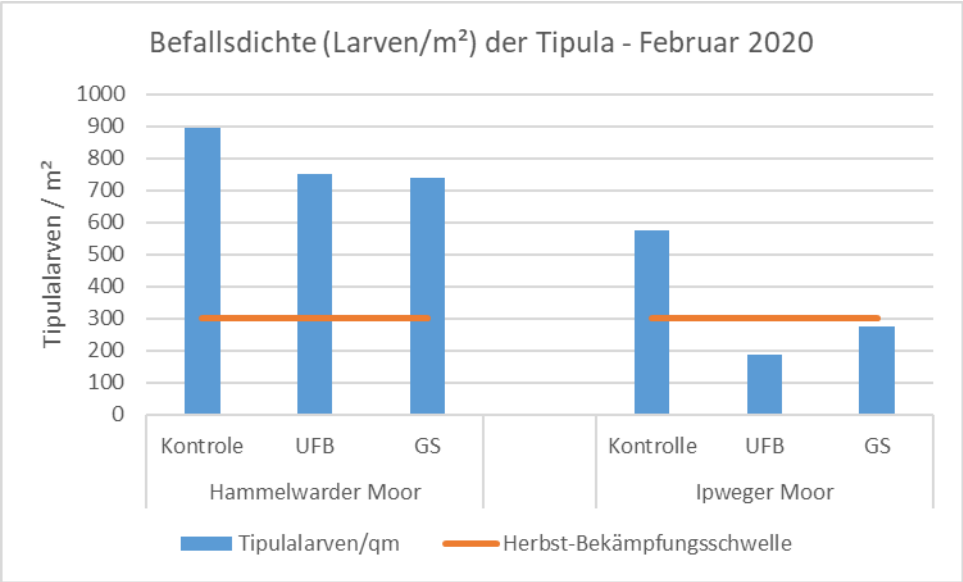


Abbildung 112 Befallsdichte (Larven/m²), Durchschnittswerte aller Varianten

8.4.2.3 Einfluss des Wassermanagements

Hammelwarder Moor

Im Hammelwarder Moor konnte auf den Flächen mit Wassermanagement der Schädlingsdruck durch Mäuse in den Flächen reduziert (vgl. Abbildung 109) oder das Eindringen neuer Populationen vorbeugend verhindert werden. Die Bekämpfung von Mauskalamitäten, beispielsweise durch Ausbringung von Giftweizen mit der Legeflinte, könnte in Zukunft durch ein gezieltes Wassermanagement vermieden werden.

Ipweger Moor

Auch im Ipweger Moor wirkte das Wassermanagement dem Schädlingsdruck (Maus u. *Tipula spec*.) in ähnlicher Weise entgegen, vgl. Abbildung 110 und Abbildung 112.

2019 kam es nicht nur auf der Wasservariante Kontrolle zu einem Totalausfall des Grünlandes, vgl. auch Bestandsentwicklung Tabelle 40, sondern auch auf vielen weiteren drainierten Hochmoorflächen im nordwestdeutschen Raum. In der Folge kam es zu massiven Ernteausfällen, dies war für viele Betriebe existenzgefährdend. Auf Grund von Bodentrockenheit und fortbestehender Kalamitäten war im Hochmoor zunächst eine Narbenerneuerung unmöglich, was in der Folge Großteile der Hochmoorgrünlandbestände verschlechtert hat (Anhang 31 im Anhang).

Die Vorteile vom Wassermanagement für den Erhalt der Grasnarben wurden in den Extremjahren 2018 (Hitzejahr) u. 2019 (extreme Mauskalamitäten) offenbar. Eine Nachsaat war in den Wasservarianten nicht nötig, nur die Kontrolle musste am 06.04.2020 eine Nach- bzw. Neuansaat mit 40 kg Saatgut/ha erhalten.

Ein aktives Wassermanagement verringert für die Betriebe klimabedingte Risiken, die Vermeidung von Ernteausfällen und den damit verbundenen hohen Folgekosten kann über den wirtschaftlichen Fortbestand der Betriebe entscheiden.

8.4.3 Wassermanagement und Bewirtschaftung

Gestützt durch die Auswertungen zur Messung der Eindringwiderstände vom LBEG, s. Modul C kann in Verbindung mit den Bewirtschaftungserfahrungen der verschiedenen Wasser- und Erneuerungsvarianten die Befahrbarkeit eingeschätzt werden.

Hammelwarder Moor

Die Befahrbarkeit im Hammelwarder Moor war aufgrund der Kleiauflage(n) über den Versuchszeitraum verglichen mit dem Ipweger (Hoch-) Moor grundsätzlich eher gegeben, einhergehend damit lagen auch die Eindringwiderstände höher, vgl. Modul C. Die Untersuchungen vom LBEG zeigten einen direkten Zusammenhang zwischen Wasserstand und Tragfähigkeit und die Abhängigkeit der Befahrbarkeit von der Kleiauflage, die sich in den Bewirtschaftungseinschränkungen vor allem in den Wasservarianten wiederfindet.

In den Versuchsjahren von 2016–2020 mussten für die Befahrung innerhalb der Vegetationsperiode (Frühjahr bis Herbst) trotz intensiver Bewirtschaftung keine speziellen Bereifungen oder Maschinen eingesetzt werden. Im Vergleich zur Kontrolle konnte der Schlepper vom Typ MF 7726 mit einem Eigengewicht von 7800 kg in den Wasservarianten Grabeneinstau und Unterflurbewässerung nicht ohne Probleme eingesetzt werden. In den Wasservarianten kam es daher vereinzelt zu Fahrspuren und Lunkenbildung. Einschränkungen gab es auch zur ersten Güllegabe im Jahr 2020. Aufgrund der vorherrschenden Nässe in den Wasservarianten, konnte die erste Gabe erst am 15.05.2020 durchgeführt werden. Selbst in den Sommermonaten kam es zu weiteren Einschränkungen durch Nässe in der Unterflurbewässerung s. Bild 32 im Anhang. Es muss daher Gewicht reduziert, bzw. die Bereifung angepasst werden, wenn dauerhaft hohe Grundwasserstände angestrebt sind.

Zwischen den Erneuerungsvarianten und der Kontrolle ließ sich subjektiv kein Unterschied bezüglich der praktischen Befahrbarkeit ausmachen. Modul C, Abbildung 58 zeigt aber eindrücklich wie nachhaltig sich eine Narbenerneuerung auf die Tragfähigkeit auswirken kann.

Ipweger Moor

Die festgestellte eingeschränkte Befahrbarkeit der Versuchsflächen findet sich in den Messungen der Eindringwiderstände wieder. Die Tragfähigkeit des Bodens innerhalb der Wasservarianten im Ipweger Moor wurde oftmals unterschritten, vgl. Ergebnisse der Penetrologgerdaten (Modul C). Durch die geringe Tragfähigkeit des Bodens konnte daher am 24.09.2018 nur ein halb volles Güllefass auf die Wasservariante Unterflurbewässerung gelangen. Das anschließende Walzen am 10.11.2018 konnte aufgrund der vorherrschende Nässe im Bereich der Unterflurbewässerung nur mit einem erhöhten Risiko der Narbenschädigung durchgeführt werden. Am 01.03.2019 konnte der Grabeneinstau aufgrund schlechter Befahrbarkeit durch Nässe nicht mit Gülle gedüngt werden. Am 26.06.2019 hinterließ der Ladewagen in den Wasservarianten tiefe Fahrspuren die anschließend mit einer Walze geebnet werden mussten. Am 23.08.2019 hinterließ ebenfalls der Ladewagen wieder tiefe Fahrspuren auf den Flächen der Unterflurbewässerung. Durch das Eintreten des frühen Herbstregens im Jahr 2019 konnte nässebedingt die 4te Mahd in den Wasservarianten nicht durchgeführt werden. Eine intensive Bewirtschaftung ohne Einschränkungen war für die Wasservarianten im Hochmoor nicht möglich. Hier kam es durch Nässe zu Verzögerungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen vor allem im Frühling.

Um die Befahrbarkeit auch in den Sommermonaten zu verbessern, wurde der Wasserstand in den Gräben mindestens 3 Tage vor einer Bewirtschaftungsmaßnahme um 20 cm abgelassen. Altnarben und Direktsaatmethoden weisen deutlich eine verbesserte Tragfähigkeit des Bodens

auf, vgl. Modul C. Von einem Umbruch sollte möglichst abgesehen werden, da diese die Tragkraft der Grasnarbe deutlich reduzieren würde, zudem sollten möglichst kleine und leichte Maschinen zum Einsatz kommen, oder eigens konzipierte Erntemaschinen für Moorstandorte.

8.4.4 Ertragsvergleich der Ansaatvarianten 2017–2020

Hammelwarder Moor:

Im Jahr 2017 hatten die Altnarben mit durchschnittlich 94,6 dt TM/ha die höchsten Erträge. Dies sind 11,1 dt TM/ha mehr im Vergleich zu den Direktsaaten und 22,0 dt TM/ha mehr als in den Umbrüchen.

Im trockenen Jahr 2018 lagen die Erträge von den Altnarben und Direktsaaten etwa gleich auf, nur die Umbrüche erzielten geringere Erträge. Erst 2019 konnten die Direktsaaten mit bis 98,4 dt TM/ha die erwarteten Mehrerträge erzielen und lagen mit durchschnittlich 18,7 dt TM/ha über den Erträgen der Altnarben. 2019 sind die Erträge der Umbruchvarianten aber immer noch abgeschlagen und lagen 16,4 dt hinter denen der Direktsaaten.

Im ertragsstarken Jahr 2020 konnten sich die Altnarben wieder durchsetzen und die höchsten Erträge mit durchschnittlich 106,3 dt TM/ha erzielen, damit lagen sie ca. 10 dt TM/ha über den Erträgen der Ansaatvarianten, vgl. Tab. 5. Die Ertragshöhe der Neuansaaten fiel insgesamt geringer aus als die Erträge der Altnarben.

Ipweger Moor:

Im Jahr 2017 konnten sich die Direktsaaten mit 91,0 dt TM/ha durchsetzen und lagen 2,6 dt TM/ha über den Erträgen der Altnarben und 12,1 dt TM/ha höher als die Erträge in den Umbrüchen.

Im trockenen Jahr 2018 lagen alle Erträge etwa gleich auf. Erst ab 2019 zeigten die Direktsaaten (+7 dt TM/ha) und Umbrüche (+10 dt TM/ha) höhere Erträge als die Altnarben.

Auch im Hochmoor war 2020 das ertragsstärkste Jahr der Versuchsreihe. Gleichzeitig konnten die Umbruchvarianten dabei ihre ertragssteigernde Wirkung mit durchschnittlich 117 dt TM/ha entfalten. Dies sind +3,6 dt TM/ha Mehrertrag im Vergleich zu den Direktsaaten und +14,1 dt TM/ha mehr als in den Altnarben, siehe Tabelle 31.

Tabelle 31 Ertragsmittel [dt/ha] der Ansaatvarianten, Hochmoor und Niedermoor 2017 bis 2020

	Hochmoor	2017 [dt/ha]	2018 [dt/ha]	2019 [dt/ha]	2020 [dt/ha]		Niedermoor	2017 [dt/ha]	2018 [dt/ha]	2019 [dt/ha]	2020 [dt/ha]
Altnarbe	IKA	89,0	63,3	69,8	75,8	Altnarbe	HKA	94,6	68,7	98,0	101,7
	IGA	89,2	81,6	90,1	116,2		HGA	86,9	66,7	72,6	115,9
	IUA	86,9	80,2	96,0	116,6		HUA	73,8	62,9	68,3	101,2
	Ø IA	**88,4**	**75,0**	**85,3**	**102,9**		**Ø HA**	**85,1**	**66,1**	**79,7**	**106,3**
Direktsaat	IKD	87,7	61,5	64,9	83,8	Direktsaat	HKD	77,5	71,5	101,7	83,8
	IGD	91,5	84,2	101,7	121,5		HGD	74,5	66,0	94,5	97,4
	IUD	93,9	82,0	111,6	135,0		HUD	70,1	69,0	98,9	106,8
	Ø ID	**91,0**	**75,9**	**92,8**	**113,4**		**Ø HD**	**74,0**	**68,8**	**98,4**	**96,0**
Umbruch	IKU	69,5	64,9	64,5	82,8	Umbruch	HKU	64,8	54,6	85,0	73,0
	IGU	91,0	81,5	109,1	135,1		HGU	67,4	68,0	85,3	96,6
	IUU	76,1	71,9	111,4	133,1		HUU	56,9	69,0	75,7	112,8
	Ø IU	**78,9**	**72,7**	**95,0**	**117,0**		**Ø HU**	**63,1**	**63,9**	**82,0**	**94,1**

8.4.5 Ertragsvergleich der Wasservarianten 2017–2020

Hammelwarder Moor:

Im Vergleich der Wasservarianten erzielten die Kontrolle im Jahr 2017 die höchsten Erträge mit durchschnittlich 79,0 dt TM/ha. Ab dem Jahr 2018 konnte man für die Wasservarianten im Durchschnitt leicht höhere Erträge nachweisen.

2018 lagen der Grabeneinstau und die Unterflurbewässerung mit 2 dt TM/ha über der Kontrollvariante, 2019 waren es für den Grabeneinstau bereits 18,7 dt TM/ha, für die Unterflurbewässerung 2,3 dt TM/ha. 2020 erreichte die Grabeneinstauvariante einen Vorsprung von 25,6 dt TM/ha, die Unterflurbewässerung 16,1 dt TM/ha verglichen mit der Kontrolle. Zusammengefasst konnte die Wasservariante Grabeneinstau im Niedermoor am stärksten von der Zuwässerung profitieren, vgl. Tabelle 32.

Ipweger Moor:

Im Ipweger Moor erzielten die Wasservarianten in allen Jahren durchweg Ertragszuwächse durch die Zuwässerung. 2017 erreichte die Grabeneinstauvariante mit 90,6 dt TM/ha und 2018 mit 82,4 dt TM/ha im Durchschnitt die höchsten Erträge, 2018 war der Vorsprung mit einem Plus von 19,2 dt TM/ha gegenüber der Kontrolle bereits zweistellig. Auch die Unterflurbewässerung erreichte in diesem Jahr mit 14,8 dt TM/ha zweistellige Zuwächse gegenüber der Kontrolle.

In den Folgejahren konnte die Unterflurbewässerung die höchsten Durchschnittserträge mit 106,3 dt TM/ha im Jahr 2019 und 128,2 dt TM/ha für 2020 aufweisen. Die Unterflurbewässerung verbesserte damit die Ertragsergebnisse 2019 um 39,9 dt TM/ha und 2020 sogar um 47,4 dt TM/ha gegenüber der Kontrolle, vgl. Tabelle 32.

Tabelle 32 Ertragsmittel [dt/ha] der Wasservarianten, Hochmoor und Niedermoor 2017 bis 2020

	Hochmoor	2017 [dt/ha]	2018 [dt/ha]	2019 [dt/ha]	2020 [dt/ha]		Niedermoor	2017 [dt/ha]	2018 [dt/ha]	2019 [dt/ha]	2020 [dt/ha]
Kontrolle	IKA	89,0	63,3	69,8	75,8	Kontrolle	HKA	94,6	68,7	98,0	101,7
	IKD	87,7	61,5	64,9	83,8		HKD	77,5	71,5	72,6	83,8
	IKU	69,5	64,9	64,5	82,8		HKU	64,8	54,6	68,3	73,0
	Ø IK	**82,0**	**63,2**	**66,4**	**80,8**		**Ø HK**	**79,0**	**64,9**	**79,7**	**86,2**
Einstau	IGA	89,2	81,6	90,1	116,2	Einstau	HGA	86,9	66,7	101,7	115,9
	IGD	91,5	84,2	101,7	121,5		HGD	74,5	66,0	94,5	106,8
	IGU	91,0	81,5	109,1	135,1		HGU	67,4	68,0	98,9	112,8
	Ø IG	**90,6**	**82,4**	**100,3**	**124,3**		**Ø HG**	**76,3**	**66,9**	**98,4**	**111,8**
Unterflur	IUA	86,9	80,2	96,0	116,6	Unterflur	HUA	73,8	62,9	85,0	101,2
	IUD	93,9	82,0	111,6	135,0		HUD	70,1	69,0	85,3	101,6
	IUU	76,1	71,9	111,4	133,1		HUU	56,9	69,0	75,7	104,1
	Ø IU	**85,6**	**78,0**	**106,3**	**128,2**		**Ø HU**	**66,9**	**66,9**	**82,0**	**102,3**

8.4.6 Relativerträge (standortbereinigt)

Die Trockenmasse-Ertragsergebnisse wurden innerhalb der Wasservarianten zur jeweiligen Altnarbe (= 100 %) im ersten Versuchsjahr 2017 in Relation gesetzt. Es wird dadurch ein direkter Vergleich der Ansaatvarianten über die bisherigen Versuchsjahre ermöglicht. Standortunterschiede, die nicht allein im Wasserregime begründet sind, können so weitgehend ausgeschlossen werden, weil die drei Ansaatvarianten innerhalb der Wasservarianten jeweils standortnah und kompakt in einem Block angeordnet waren.

Hammelwarder Moor:

Die Altnarben (Relativ 100 %) erreichten 2017 unabhängig von der Wasservariante (Kontrolle, Unterflurbewässerung, Grabeneinstau) einheitliche Ertragsniveaus (= 100 %). Im Vergleich zu den Neuansaaten waren sie ertragsstabiler.

Im trockenen Jahr 2018 erreichten nur die Umbruchvarianten mit 94 % in der Unterflurbewässerung annähernd den Ertrag der Altnarben des Vorjahrs, hier konnte sich die neue Narbe bereits etablieren.

2019 lagen alle Neuansaaten in den Wasservarianten über dem Ertrag der Altnarben. In der Kontrolle konnten sich die Altnarben weiterhin gut behaupten. In der Unterflurbewässerung erreichten die Direktsaatvarianten 134 % Relativertrag.

2020 konnten in der Kontrolle nur die Altnarben ihre Erträge steigern mit 108 %, die geschädigten Neuansaaten fielen im Ertrag zurück. In den Wasservarianten übertrafen alle Erträge den Relativertrag aus 2017 weit. Die Unterflurbewässerung zeigt relativ die höchsten Erträge mit 137 bis 141%, siehe Tabelle 33.

Ipweger Moor:

In der Kontrolle (ohne Zuwässerung) waren die Altnarben mit 89,0 dt TM/ha (Relativ 100 %) im ersten Prüfjahr 2017 noch ertragreicher als die Neuansaaten. Im Grabeneinstau lagen die Erträge mit den Altnarben etwa gleich auf. In der Unterflurbewässerung konnten die Direktsaaten mit +8 % höhere Erträge erbringen. 2018 lagen alle Varianten unter dem Relativertrag von 100 %. Im Versuchsjahr 2019 setzten sich die Wasservarianten in der Ertragshöhe durch, in der Unterflurbewässerung konnten die Direktsaaten und die Umbruchvarianten mit 128 % die höchsten Erträge verzeichnen. 2020 war das ertragsreichste Jahr für die Wasservarianten, alle über 130 %. Die Neuansaaten in der Unterflurbewässerung erreichten über 150 % in Relation zu den Altnarben aus 2017, vgl. Tabelle 33.

Tabelle 33 Relativer Trockenmasseertrag zur Altnarbe in den Wasservarianten 2017 (= 100), Hochmoor und Niedermoor 2017 bis 2020

Relativ [%] zu IKA: 89 [dt/ha]; IGA:89,2 [dt/ha];IUA: 86,9 [dt/ha] 2017

	Hochmoor	2017 [%]	2018 [%]	2019 [%]	2020 [%]
Kontrolle	IKA	**100**	71	78	85
	IKD	**99**	69	73	94
	IKU	**78**	73	72	93
Einstau	IGA	**100**	91	101	130
	IGD	**103**	94	114	136
	IGU	**102**	91	122	151
Unterflur	IUA	**100**	92	110	134
	IUD	**108**	94	128	155
	IUU	**88**	83	128	153

Relativ [%] zu HKA: 94,6 [dt/ha]; HGA:86,9 [dt/ha];HUA: 73,8 [dt/ha] 2017

	Niedermoor	2017 [%]	2018 [%]	2019 [%]	2020 [%]
Kontrolle	HKA	**100**	73	104	108
	HKD	**82**	76	107	89
	HKU	**69**	58	90	77
Einstau	HGA	**100**	77	84	133
	HGD	**86**	76	109	123
	HGU	**78**	78	98	130
Unterflur	HUA	**100**	85	93	137
	HUD	**95**	93	134	138
	HUU	**77**	94	103	141

8.4.6.1 Hammelwarder Moor - Ertragsmittel der Wasservarianten unterteilt in Ansaatvarianten, Vergleich der Jahre 2017 bis 2020

Die Trockenmasseerträge im Niedermoor ergaben insgesamt betrachtet keine eindeutige Tendenz, wobei die Wasservarianten 2019 und 2020 tendenziell besser abschnitten. Die Altnarben waren in jeder Variante sehr ertragsstabil. Die allgemeine Ertragsdelle aus 2018 konnte

im Jahr 2019 überwunden werden. Ein Vergleich mit den Erträgen innerhalb der Kontrolle zeigt, dass die Abstufung und das Niveau von 2019 gegenüber 2017 Ähnlichkeiten aufweisen.

Neuansaaten waren in der Kontrolle nicht erfolgreich. In der Unterflurbewässerung und im Grabeneinstau wurden in den Jahren 2019 und 2020 für die Neuansaaten höhere Erträge in den Wasservarianten verzeichnet, vgl. Abbildung 113.

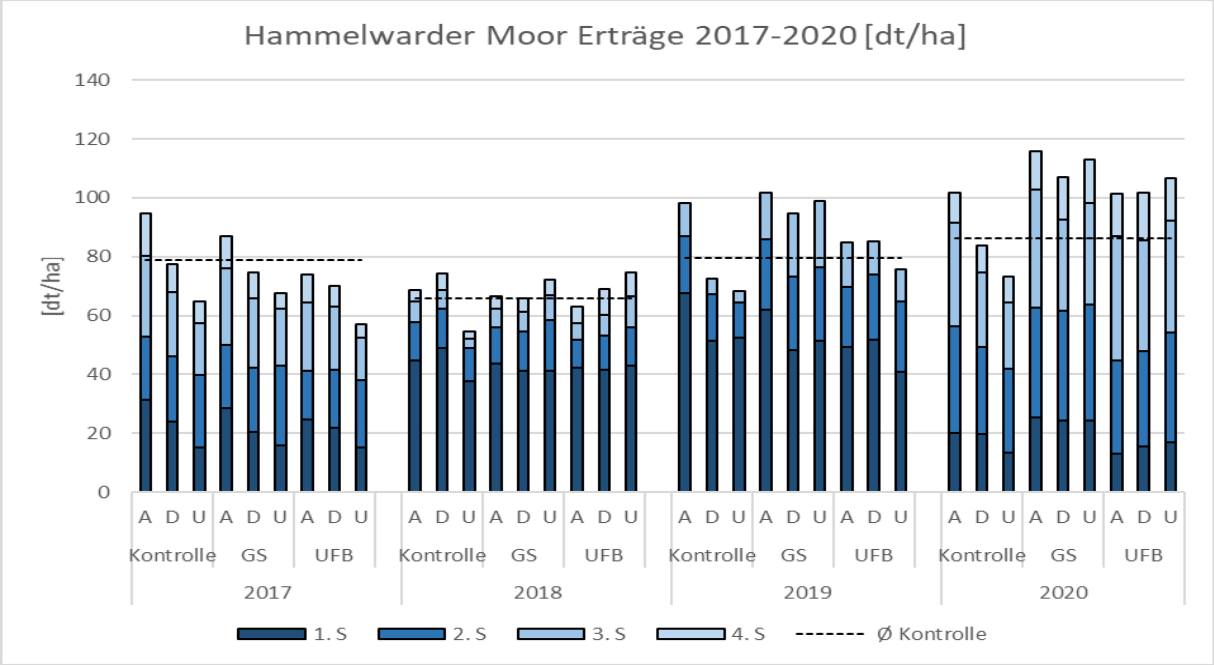


Abbildung 113 Ertragsmittel der Wasservarianten im Vergleich zum gemittelten Ertrag der Kontrollvariante des jeweiligen Jahres (gestrichelte Linie, Niedermoor 2017 bis 2020). S = Schnitt.

8.4.6.2 Ipweger Moor Ertragsmittel der Wasservarianten unterteilt in Ansaatvarianten, Vergleich der Jahre 2017 bis 2020

In den Versuchsjahren von 2018 bis 2020 konnten die Wasservarianten im Vergleich zur Kontrollvariante in der Trockenmasse höhere Erträge erzielen, vgl. Abbildung 114. In den Jahren 2019 und 2020 verbesserten sich die Erträge der Neuansaaten in den Wasservarianten und übertrafen die der Altnarben.

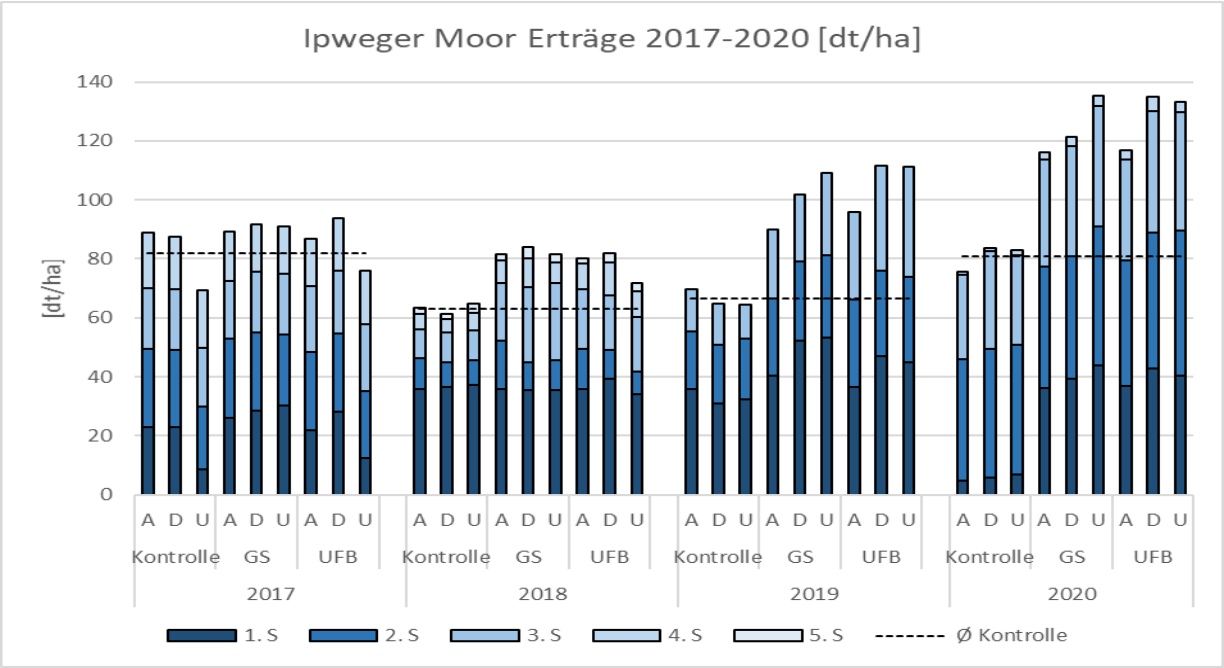


Abbildung 114 Ertragsmittel der Wasservarianten im Vergleich zum gemittelten Ertrag der Kontrollvariante des jeweiligen Jahres (gestrichelte Linie), Hochmoor 2017 bis 2020

8.4.7 Ansaaterfolge und Grundfutterqualitäten von 2017–2020

Der Pflanzenbestand hatte Auswirkungen auf den Ertrag und die Grundfutterqualität. Insbesondere die bestandsbildenden Gräser hatten wesentlichen Einfluss auf die Nährstoffansprüche sowie die Assimilationsleistungen der Aufwüchse. Die Nutzungselastizität und damit der Alterungsprozess der Aufwüchse wurden zusätzlich auch von Sorteneigenschaften beeinflusst.

Im Vergleich zu den Altnarben werden in den Grafiken zunächst die Hauptbestandsbildner in ihrem Ertragsanteil verglichen. Die Grundfutterqualität wird mit dem analysierten Energiegehalt im Aufwuchs bezogen auf die Trockenmasse (MJ NEL/kg TM) dargestellt.

Die detaillierten Vegetationslisten sind im Anhang (Tab. Anhang 18 bis Anhang 23) beigefügt.

8.4.7.1 Standort Niedermoor von 2017–2020

Die Altnarben waren durch überdurchschnittlich hohe Ertragsanteile von Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und Gemeiner Rispe (*Poa trivialis*) geprägt. Die in den Neuansaaten verwendeten Gräser waren hier nur zu geringen Anteilen vorhanden, vgl. Tabelle 34.

Bereits 2017 konnten die Flachumbrüche zur Etablierung der Zielgräser (erwünschte Grasarten mit einem hohen Futterwert) Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*) und Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*) mit Anteilen zwischen 45 und 59 % beitragen. Der Anteil der Zielgräser, dieser ansonsten angesäten Grasarten, lag in den Altnarben in diesem Jahr zwischen 5 und 12 %. In den Jahren darauf konnten sich die Zielgräser in allen Ansaatvarianten gut etablieren. Zum ersten Aufwuchs 2019 erreichten sie hohe Anteile. Den besten Erfolg auf ihre Entwicklung konnte der Flachumbruch in der Kontrolle 2017 mit 77 % und die Umbruchvariante in der Unterflurbewässerung 2019 mit 75% aufweisen. Erst im letzten Versuchsjahr 2020 nahmen die Bestände zum Vorjahr wieder deutlich ab. Von durchschnittlichen 63 % in den Direktsaatvarianten auf 32 % sowie von durchschnittlich 65 auf 30 % in den Flachumbrüchen. Die

Grasnarben verschlechterten sich zunehmend. Unerwünschte Arten wie *Holcus lanatus* verbreiteten sich und haben sich in den Lücken etabliert, vgl. Abbildung 115 und Tabelle 34.

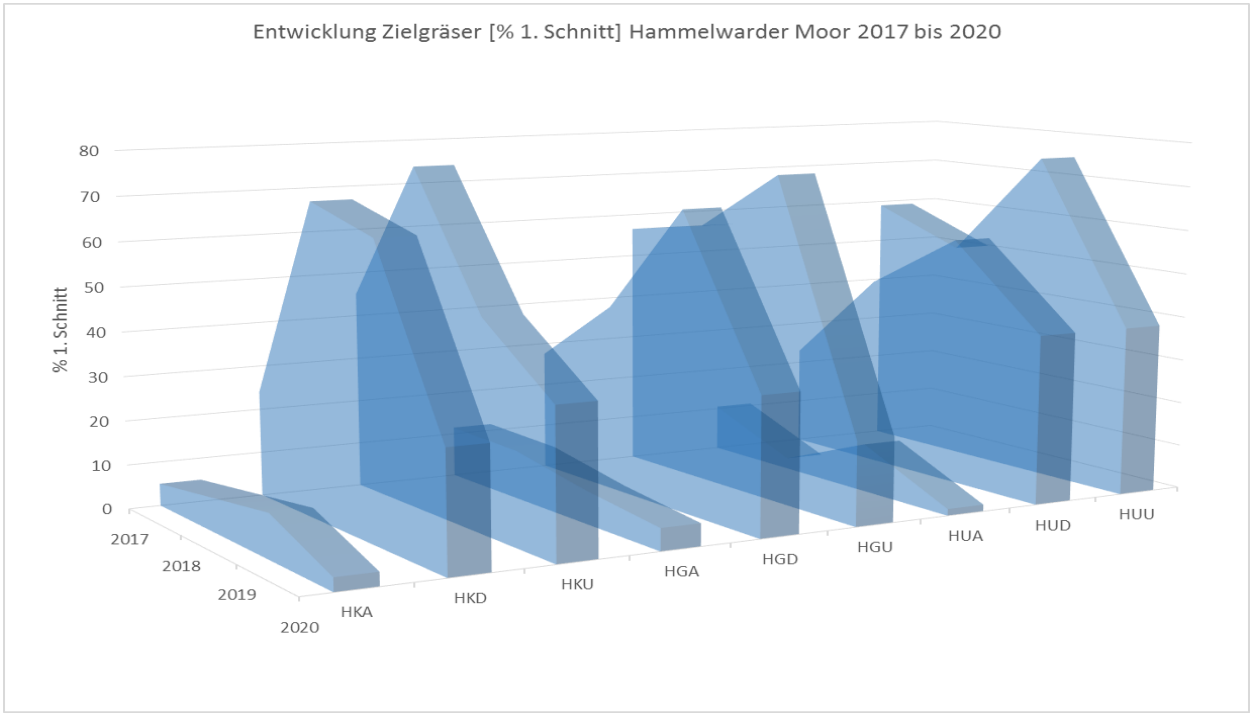


Abbildung 115 prozentuale Entwicklung Zielgräser zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020

Der bereits dominante Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) konnte seinen hohen Anteil zum ersten Schnitt vor allem in den Altnarben weiter festigen, mit bis zu 59 % im Grabeneinstau 2018. Mit dem Rückgang der Zielgräser 2020 in den Erneuerungsvarianten der Wasservarianten (vgl. Abbildung 115) konnte sich der Wiesenfuchsschwanz auch hier wieder ausbreiten, s. Abbildung 116 und Tabelle 34.

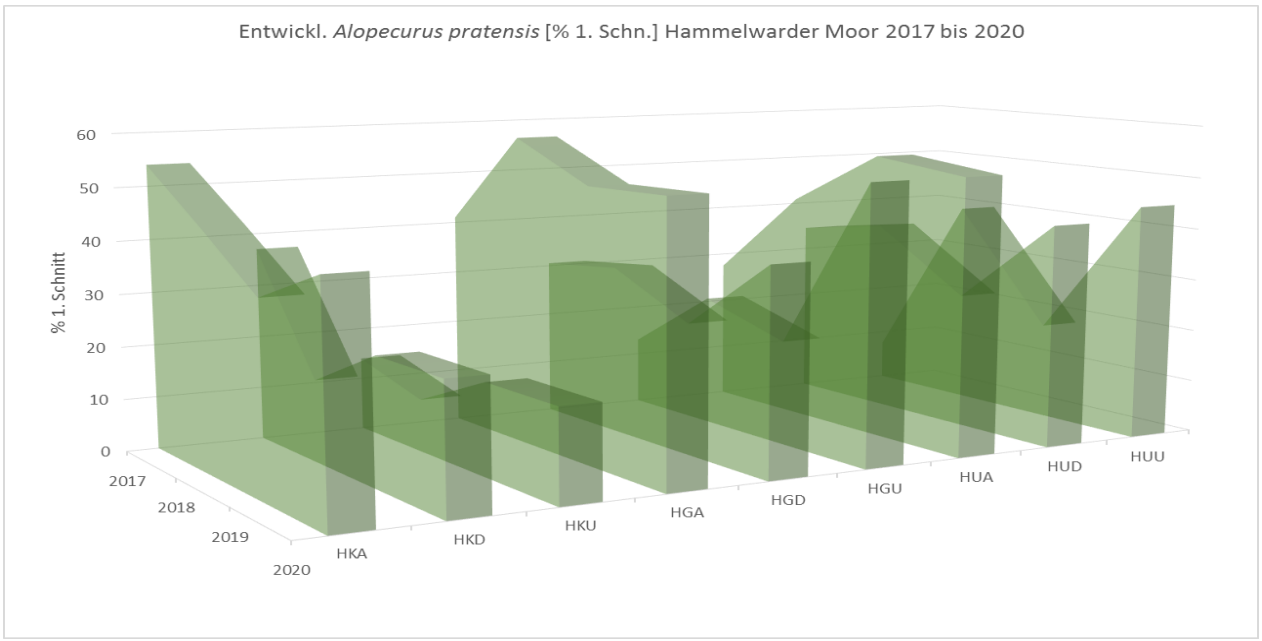


Abbildung 116 prozentuale Entwicklung von Alopecurus pratensis zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020

Die Bestände vom Gewöhnlichen Rispengras (*Poa trivialis*) konnten sich im Laufe der Projektzeit nicht etablieren. Ihre Bestände gingen fast in allen Varianten zurück von bis zu 27 % im Jahr 2017 in der Altnarbe/Unterflurbewässerung auf bis zu max. 15 % (höchster Wert 2020) in der Altnarbe/Grabeneinstau, vgl. hierzu Abbildung 117 und Tabelle 34.

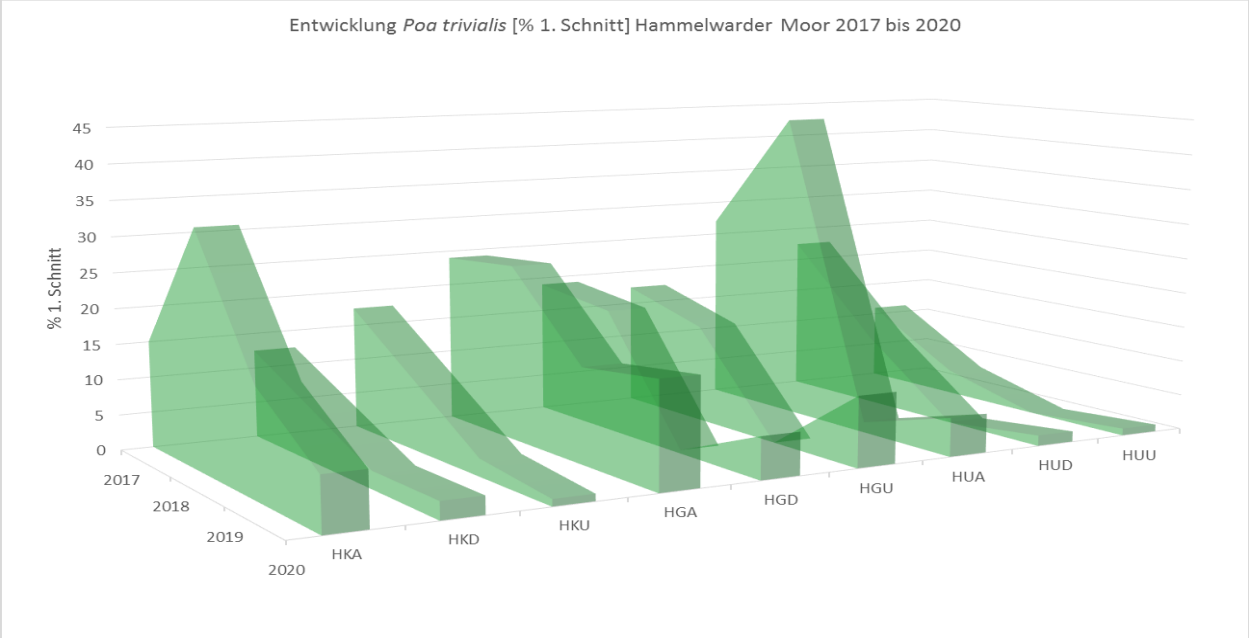


Abbildung 117 prozentuale Entwicklung von Poa trivialis zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020

Im Gegensatz zum Gewöhnlichen Rispengras konnte das wertlose Futtergras Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) seinen Bestand sichern. Von anfänglichen Werten zwischen 9 bis 23 % im Jahr 2017 auf bis zu 48 % in der Kontrolle/Umbruch im Jahr 2020. Insgesamt erreichte das Wollige Honiggras in der besonders von der Dürre geschädigten Kontrollvariante „Kontrolle“ hohe Anteile von 37 bis 48 %, vgl. Abbildung 118 und Tabelle 34.

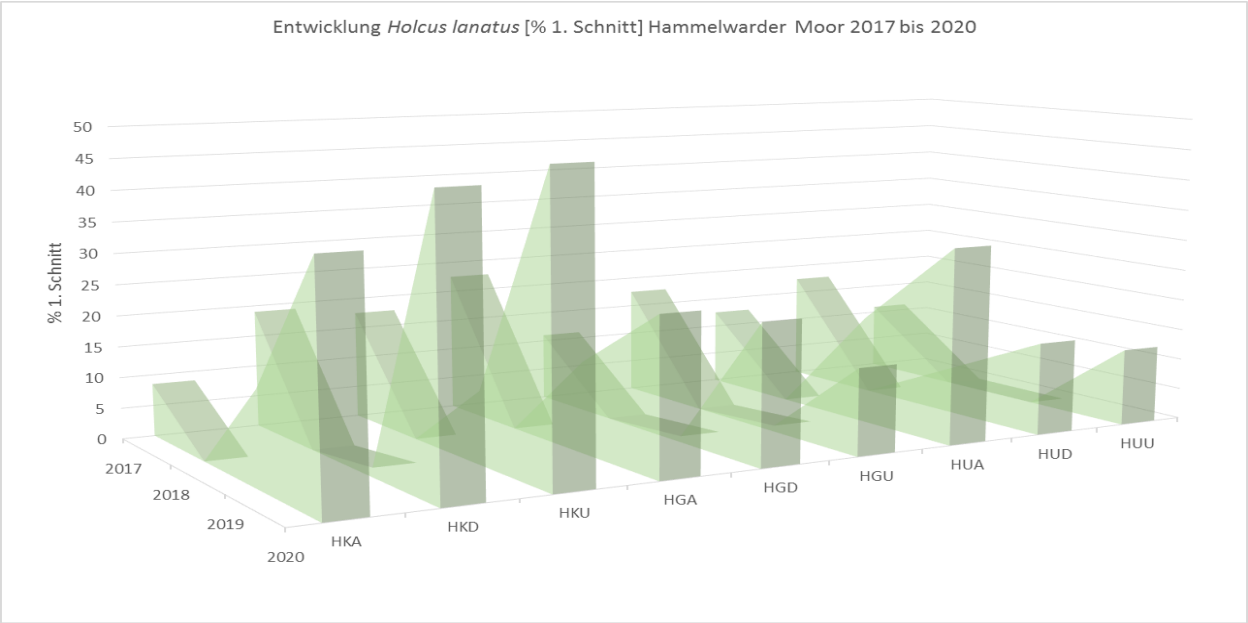


Abbildung 118 Prozentuale Entwicklung von Holcus lanatus zum ersten Schnitt, Niedermoor 2017 bis 2020

Tabelle 34 Anteile Zielgräser und bestandsbildende Arten, Niedermoor 2017 bis 2020

	HKA	HKD	HKU	HGA	HGD	HGU	HUA	HUD	HUU
Zielgräser 2017 [%]	5	24	45	12	28	57	11	23	59
Zielgräser 2018 [%]	8	70	77	11	43	60	3	44	51
Zielgräser 2019 [%]	10	65	47	8	68	74	11	57	75
Zielgräser 2020 [%]	3	27	33	5	31	19	2	39	39
Alopecurus pratensis 2017 [%]	54	37	14	41	31	13	28	35	8
Alopecurus pratensis 2018 [%]	45	16	10	59	33	25	44	38	40
Alopecurus pratensis 2019 [%]	36	24	18	52	25	20	55	26	19
Alopecurus pratensis 2020 [%]	43	24	18	52	39	53	53	43	45
Holcus lanatus 2017 [%]	9	19	18	23	11	18	13	18	11
Holcus lanatus 2018 [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Holcus lanatus 2019 [%]	15	2	12	15	1	1	18	8	0
Holcus lanatus 2020 [%]	37	45	48	25	23	14	32	15	13
Poa trivialis 2017 [%]	15	13	18	24	19	18	27	23	11
Poa trivialis 2018 [%]	33	8	10	25	18	14	44	10	4
Poa trivialis 2019 [%]	15	3	3	14	1	0	2	0	0
Poa trivialis 2020 [%]	8	3	1	15	6	10	6	2	1

Die Aufwüchse der Altnarben genügten den Ansprüchen der Milchviehhalter:innen im 1. bis 3. Schnitt häufig nicht. Von den Neuansaaten erreichten die Aufwüchse der Umbruchvarianten in einigen Einzelschnitten höhere Energiegehalte. Der besonders hohe Anteil der Zielarten in diesen

Beständen (vgl. Abbildung 115) kann als wesentlicher Grund dafür gelten. Der Energiegehalt der Aufwüchse und damit ihre Bedeutung in der Verwendung als Tierfutter wird über die Netto-Energie-Laktation (NEL) erfasst. Insgesamt lagen die Energiegehalte in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt in einer Spanne von 5,3 bis 7,0 MJ NEL/kg TM. Lediglich im Ausnahmejahr 2018 lagen die Energiegehalte vom zweiten bis zum vierten Schnitt im Aufwuchs fast ausnahmslos über dem geforderten Orientierungswert für die Milchviehfütterung von 6,2 MJ NEL/kg TM. Der erste Schnitt hingegen hatte in den Jahren 2019 und 2020 höhere Energiegehalte, was den Jahresdurchschnitt positiv beeinflusst, vgl. Tabelle 35, (grün unterlegt alle Werte, die die Zielwerte von über 6,2 MJ NEL/kg TM erreichten).

Tabelle 35 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL) kg/TM, in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020.

		MJ NEL/kg TM 2017-2020 Hammelwarder Moor																		
		2017					2018					2019				2020				
Wasservariante	**Ansaat**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**Ẍ**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**Ẍ**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**Ẍ**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**Ẍ**
Kontrolle	Altnarbe	5,9	6,0	5,3	6,0	5,8	5,7	6,2	6,3	6,7	5,9	6,2	5,4	6,3	6,1	6,5	5,9	5,5	7,0	6,0
	Direktsaat	5,9	5,9	5,8	6,1	5,9	5,6	6,5	6,5	6,8	5,9	6,6	6,1	6,2	6,5	6,7	5,8	6,1	6,9	6,2
	Umbruch	6,4	6,0	5,8	6,2	6,0	6,1	6,3	6,5	7,0	6,2	6,7	6,2	6,5	6,6	6,8	5,8	5,9	6,9	6,2
	Mittelwert	**6,1**	**6,0**	**5,6**	**6,1**		**5,8**	**6,3**	**6,4**	**6,8**		**6,5**	**5,9**	**6,3**		**6,7**	**5,8**	**5,8**	**6,9**	
UFB	Altnarbe	6,0	5,9	5,5	6,0	5,8	5,7	6,3	6,4	6,4	5,9	6,3	5,8	5,6	6,1	6,6	5,9	5,1	6,6	5,7
	Direktsaat	6,1	5,7	5,6	6,1	5,8	5,8	6,0	6,4	6,5	6,0	6,2	5,9	5,9	6,1	6,6	5,7	5,3	6,4	5,8
	Umbruch	6,4	5,9	5,9	6,2	6,1	5,9	6,3	6,2	6,4	6,1	6,7	5,9	6,1	6,4	6,7	5,5	5,6	6,7	6,0
	Mittelwert	**6,2**	**5,8**	**5,6**	**6,1**		**5,8**	**6,2**	**6,3**	**6,4**		**6,4**	**5,9**	**5,9**		**6,6**	**5,7**	**5,4**	**6,6**	
GS	Altnarbe	6,4	5,9	5,9	6,2	6,1	5,9	6,3	6,5	6,6	6,1	6,5	5,9	5,6	6,2	6,5	5,9	5,6	6,8	6,1
	Direktsaat	6,3	5,9	5,5	6,1	5,9	5,8	6,4	6,5	6,8	6,1	6,4	5,9	5,8	6,1	6,5	5,7	5,7	6,7	6,1
	Umbruch	6,4	6,1	5,8	6,1	6,3	5,8	6,5	6,3	6,6	6,0	6,4	5,8	5,8	6,1	6,5	5,7	5,5	6,5	5,9
	Mittelwert	**6,4**	**6,0**	**5,7**	**6,1**		**5,8**	**6,4**	**6,4**	**6,7**		**6,4**	**5,8**	**5,7**		**6,5**	**5,8**	**5,6**	**6,7**	
Mittel	Altnarbe	6,1	5,9	5,6	6,1		5,8	6,2	6,4	6,6		6,3	5,7	5,9		6,5	5,9	5,4	6,8	
	Direktsaat	6,1	5,9	5,6	6,1		5,8	6,3	6,5	6,7		6,4	5,9	6,0		6,6	5,7	5,7	6,7	
	Umbruch	6,4	6,0	5,8	6,2		5,9	6,3	6,3	6,7		6,6	5,9	6,1		6,7	5,7	5,7	6,7	

Vergleicht man nur den aufsummierten NEL-Ertrag der Altnarben in den verschiedenen Wasservarianten (Abbildung 119) findet man für diese ansonsten starke Grasnarbe geringere Erträge in der Unterflurbewässerung. Dies kann ein Anzeichen für eine Wachstumsdepression aufgrund der hohen Wasserstände sein. Im Verhältnis zum Gesamtertrag-NEL über die Jahre 2017 bis 2020 erreichte die Altnarbe/Unterflurbewässerung lediglich 86 % vom NEL-Gesamtertrag der Kontrolle/Altnarben (vergleich Tabelle 36).

In der Kontrolle waren die Erneuerungsvarianten abgeschlagen. Aufgrund der Witterung konnten sich die Neuansaaten nicht durchsetzen. Vor allem in der Kontrolle/Umbruch ist die Entwicklung der Narbe als ungünstig zu bewerten.

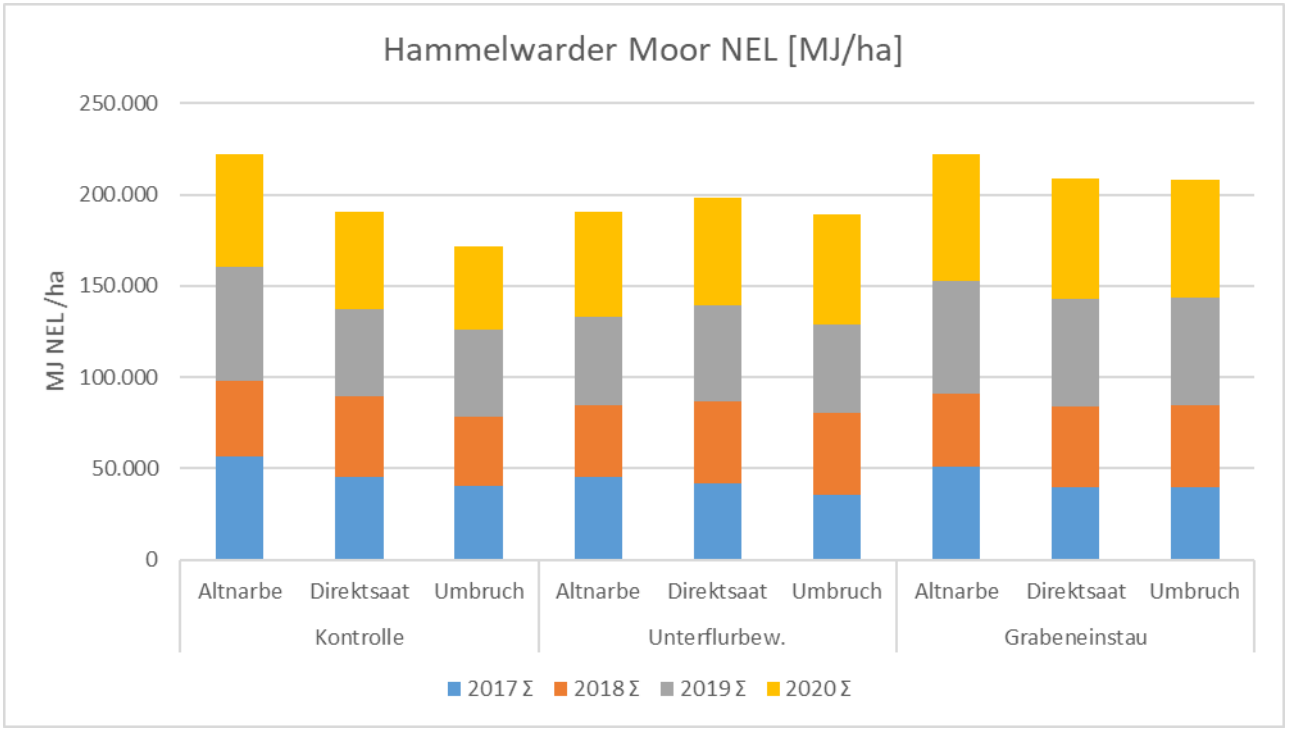


Abbildung 119 NEL-Erträge [MJ/ha] gestapelte Erträge, Niedermoor 2017 bis 2020.

Tabelle 36 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL), Erträge Hammelwarder Moor als NEL-Gesamterträge der jeweiligen Versuchsjahre 2017 bis 2020, unterteilt nach Bewässerungsvarianten [MJ/ha]; Gesamt NEL-Erträge über den Projektzeitraum [Summe ∑ 2017 – 2020]; Gesamt NEL-Ertrag der Altnarbe/Kontrolle gesetzt als 100%, im Vergleich zu den anderen Varianten in Prozent, rechte Spalte.

Wasservar.	Erneu.-var.	2017 Σ	2018 Σ	2019 Σ	2020 Σ	**Summe Σ 2017 - 2020**	Diff. zu HKA [MJ/ha]	**% zu HKA [%]**	Ø [MJ/ha]
Kontrolle	Altnarbe	56.621	41.464	62.388	61.476	**221.949**		**100**	**55.487**
	Direktsaat	45.494	44.252	47.348	53.689	**190.783**	-31.167	**86**	47.696
	Umbruch	40.677	37.477	47.956	45.153	**171.263**	-50.686	**77**	42.816
Ø Kontrolle		**47.597**	**41.065**	**52.564**	**53.439**	194.665			
Unterflurbew.	Altnarbe	45.416	38.942	48.651	57.735	**190.744**	-31.206	**86**	**47.686**
	Direktsaat	42.187	44.813	52.376	59.179	**198.554**	-23.395	**89**	49.639
	Umbruch	35.781	44.855	48.210	60.213	**189.058**	-32.891	**85**	47.265
Ø Unterflurbew.		**41.128**	**42.870**	**49.746**	**59.042**	192.786			
Grabeneinstau	Altnarbe	50.680	40.265	62.069	69.243	**222.257**	308	**100**	**55.564**
	Direktsaat	40.077	44.188	58.441	66.101	**208.807**	-13.142	**94**	52.202
	Umbruch	39.719	45.151	59.014	64.083	**207.966**	-13.983	**94**	51.992
Ø Grabeneinstau		**43.492**	**43.201**	**59.841**	**66.476**	213.010			
					124,39				

Für die Milchviehfütterung werden Rohfasergehalte von 22–25 % i. TM in den Grassilagen angestrebt (LUFA NW 2021), ist Maissilage in der Futterration kann der Rohfasergehalt der Grassilagen aber auch höher ausfallen. Bei den Rohfaserwerten gab es zwischen den Varianten keinen erkennbaren Trend, der Schnitttermin war auschlaggebender. Über alle Jahre konnte die

Wasservariante Unterflurbewässerung die optimalen Erträge sichern. Innerhalb der Ansaatvarianten gab es keine signifikanten Unterschiede, vgl. Tabelle 37. Alle Werte, die innerhalb der angestrebten Orientierungswerte liegen, sind grün hinterlegt.

Tabelle 37 Rohfasergehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020.

		Rohfaser % (abs) 2017-2020 Hammelwarder Moor																		
		2017					2018					2019				2020				
Wasservariante	**Ansaat**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**
Kontrolle	Altnarbe	27,07	25,04	28,28	24,72	26,62	31,33	24,33	23,57	19,70	28,55	27,47	27,00	23,33	26,91	22,87	27,53	31,33	21,87	27,35
	Direktsaat	27,16	24,50	26,25	24,21	25,77	31,00	22,00	21,20	18,83	27,82	25,30	25,73	24,40	25,33	23,27	30,03	28,20	20,70	26,84
	Umbruch	23,13	25,34	26,59	23,56	24,99	27,43	24,23	21,57	17,73	26,02	25,07	25,50	22,90	25,02	21,27	29,30	29,97	21,63	27,13
	Mittelwert	**25,79**	**24,96**	**27,04**	**24,16**		**29,92**	**23,52**	**22,11**	**18,76**		**25,94**	**26,08**	**23,54**		**22,47**	**28,96**	**29,83**	**21,40**	
UFB	Altnarbe	26,29	24,85	27,43	24,50	26,10	30,60	23,43	22,33	21,23	27,96	27,60	27,93	25,47	27,33	23,63	28,97	32,77	22,60	28,97
	Direktsaat	25,52	24,95	26,82	23,54	25,55	29,43	25,60	22,53	20,97	27,00	27,50	27,23	24,77	27,07	24,17	30,03	31,80	24,20	28,88
	Umbruch	22,83	25,74	24,77	22,60	24,52	28,30	23,83	23,97	21,23	26,24	24,53	27,63	23,47	25,36	23,13	31,53	29,83	22,95	29,10
	Mittelwert	**24,88**	**25,18**	**26,34**	**23,55**		**29,44**	**24,29**	**22,94**	**21,14**		**26,54**	**27,60**	**24,57**		**23,64**	**30,18**	**31,47**	**23,25**	
GS	Altnarbe	27,07	23,44	27,55	25,49	26,13	29,03	23,20	22,83	19,57	26,73	26,20	26,70	23,53	25,90	24,70	28,67	31,73	22,40	28,14
	Direktsaat	24,54	24,85	26,94	24,35	25,36	29,13	22,93	21,97	19,30	26,43	26,30	27,67	25,40	26,49	24,10	30,30	30,83	21,30	27,82
	Umbruch	23,38	24,39	25,26	23,15	25,30	29,83	23,20	23,30	19,63	26,83	26,70	28,50	25,03	26,78	25,57	30,50	31,40	22,73	28,70
	Mittelwert	**24,99**	**24,23**	**26,58**	**24,33**		**29,33**	**23,11**	**22,70**	**19,50**		**26,40**	**27,62**	**24,66**		**24,79**	**29,82**	**31,32**	**22,14**	
Mittel	Altnarbe	26,81	24,44	27,75	24,90		30,32	23,66	22,91	20,17		27,09	27,21	24,11		23,73	28,39	31,94	22,29	
	Direktsaat	25,74	24,76	26,67	24,03		29,86	23,51	21,90	19,70		26,37	26,88	24,86		23,84	30,12	30,28	22,07	
	Umbruch	23,11	25,16	25,54	23,10		28,52	23,76	22,94	19,53		25,43	27,21	23,80		23,32	30,44	30,40	22,44	

Die Rohproteingehalte für Grassilagen in der Milchviehfütterung sollten mindestens zwischen 16 und 19 % der Trockenmasse erreichen und sind entsprechend in Tabelle 38 grün markiert. Hohe Rohproteingehalte wurden im Dürrejahr 2018 erreicht, allerdings überschritten die Gehalte zum 3. Schnitt bereits den Idealbereich. Bei zu hohen Proteingehalten können auch höhere Nitratgehalte und sonstige NPN-Verbindungen (Non Protein Nitrogen) enthalten sein.

Tabelle 38 Rohproteingehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020.

		Rohprotein % (abs) 2017-2020 Hammelwarder Moor																		
		2017					2018					2019				2020				
Wasservariante	**Ansaat**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**
Kontrolle	Altnarbe	16,3	17,5	12,5	18,6	15,8	14,3	18,2	20,2	25,8	16,3	13,8	16,5	17,9	14,8	18,4	17,3	16,5	25,0	18,0
	Direktsaat	15,5	14,6	13,2	16,3	14,6	11,6	20,2	22,5	24,2	14,8	13,9	16,4	16,1	14,6	16,7	14,3	18,8	21,1	17,0
	Umbruch	16,1	13,7	13,1	16,2	14,4	14,2	17,6	21,0	24,2	15,7	13,4	17,1	17,6	14,3	19,5	15,1	17,7	21,3	17,4
	Mittelwert	**16,0**	**15,3**	**12,9**	**17,0**		**13,4**	**18,7**	**21,3**	**24,7**		**13,7**	**16,7**	**17,2**		**18,2**	**15,6**	**17,7**	**22,5**	
UFB	Altnarbe	15,5	15,1	14,0	18,8	15,3	14,1	19,1	21,0	25,3	16,4	12,2	17,6	15,1	14,0	18,6	15,6	12,6	22,2	15,7
	Direktsaat	15,6	14,9	12,6	16,8	14,7	12,5	17,4	21,6	22,2	15,5	12,4	13,8	15,2	13,2	17,9	12,5	13,5	17,7	14,5
	Umbruch	14,3	12,8	11,3	15,2	13,0	11,8	17,0	19,1	20,1	14,5	11,8	14,4	15,5	13,1	17,5	10,8	13,9	21,9	14,8
	Mittelwert	**15,2**	**14,3**	**12,6**	**16,9**		**12,8**	**17,8**	**20,5**	**22,5**		**12,1**	**15,3**	**15,3**		**18,0**	**13,0**	**13,3**	**20,6**	
GS	Altnarbe	15,5	16,2	13,7	17,2	15,4	15,1	19,5	21,8	25,1	17,2	13,9	17,4	17,2	15,2	17,6	17,0	16,4	21,3	17,4
	Direktsaat	15,6	15,6	12,5	16,5	14,7	13,6	19,2	21,3	22,3	16,1	12,2	15,1	16,1	13,8	16,2	14,6	15,8	18,7	15,9
	Umbruch	16,1	14,9	12,5	16,2	15,2	12,7	18,3	19,7	22,2	15,5	12,1	15,6	16,5	14,0	17,2	15,4	15,9	20,7	16,6
	Mittelwert	**15,8**	**15,6**	**12,9**	**16,6**		**13,8**	**19,0**	**20,9**	**23,2**		**12,7**	**16,0**	**16,6**		**17,0**	**15,7**	**16,1**	**20,2**	
Mittel	Altnarbe	15,8	16,3	13,4	18,2		14,5	18,9	21,0	25,4		13,3	17,1	16,7		18,2	16,6	15,2	22,8	
	Direktsaat	15,6	15,0	12,8	16,5		12,6	18,9	21,8	22,9		12,8	15,1	15,8		17,0	13,8	16,0	19,2	
	Umbruch	15,5	13,8	12,3	15,9		12,9	17,6	19,9	22,2		12,4	15,7	16,5		18,1	13,7	15,8	21,3	

Der reduzierende Zucker (red. Zucker) sollte in der Erntemasse zwischen 3–15 % i. TM liegen (Orientierungswert Farbspektrum orange/rosa bis grün; rot außerhalb Zielwerte). Je höher der Gehalt, umso schmackhafter ist die Silage und umso besser lässt sich die Silage haltbar machen (grüner Bereich). Für die Silagen wird ein Restzuckergehalt von 5 % i. TM angestrebt, dazu darf nicht zu spät geerntet werden. Besonders die ersten Schnitte in den Jahren 2019 und 2020 hatten hohe Zuckerwerte. Mit zunehmender Reife der Pflanzen sinkt der Zuckergehalt und steigt der Rohfasergehalt. Diesen Zusammenhang verdeutlichen die geringeren Zuckergehalte in der Altnarbe, da der höhere Wiesenfuchsschwanz-Anteil den Bestand im ersten Aufwuchs physiologisch früh altern ließ. Über den gesamten Untersuchungszeitraum konnten für die

Neuansaaten im ersten Aufwuchs höhere Zuckergehalte erreicht werden (vgl. Abbildung 120). Die Zuckerhöchstwerte erreichten die Umbruchvarianten zum ersten Schnitt 2019, bei gleichzeitig hohem Anteil an Zielgräsern, vgl. Tabelle 39.

Tabelle 39 Red. Zucker (%), in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020.

		Red. Zucker 2017-2020 Hammelwarder Moor																		
		2017					2018					2019				2020				
Wasservariante	Ansaat	1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	Ẋ	1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	Ẋ	1 S.	2 S.	3 S.	Ẋ	1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	Ẋ
Kontrolle	Altnarbe	6,30	7,17	5,94	8,58	6,73	6,6	10,17	4,5	4,83	6,95	10,53	3,1	8,23	8,82	12,73	4,93	2,13	7,30	5,74
	Direktsaat	7,43	8,48	9,25	10,54	8,62	8,23	11,13	4,8	8,23	8,48	15,63	6,97	9,97	13,34	16,10	6,17	3,93	12,17	8,51
	Umbruch	10,11	8,32	7,63	11,89	8,91	10,97	11,57	6,73	10,13	10,82	16,57	7,27	9,37	14,51	16,73	6,20	4,17	11,77	8,17
	Mittelwert	**7,95**	**7,99**	**7,60**	**10,34**		**8,6**	**10,96**	**5,34**	**7,73**		**14,24**	**5,78**	**9,19**		**15,19**	**5,77**	**3,41**	**10,41**	
UFB	Altnarbe	7,97	7,77	6,60	7,81	7,47	6,6	10,2	4,17	4,43	6,73	13,93	4,13	6,77	10,30	14,33	6,70	5,40	8,47	7,39
	Direktsaat	9,40	6,78	7,83	9,76	8,21	10,63	10	5,87	8,27	9,73	13,77	8,07	9,6	11,72	14,07	6,73	4,73	11,23	7,82
	Umbruch	10,73	9,65	11,40	13,77	10,67	11,4	12,6	4,3	8,33	10,36	20,87	8,87	10,57	15,60	15,57	8,67	8,20	9,50	9,92
	Mittelwert	**9,37**	**8,07**	**8,61**	**10,45**		**9,54**	**10,93**	**4,78**	**7,01**		**16,19**	**7,02**	**8,98**		**14,66**	**7,37**	**6,11**	**9,73**	
GS	Altnarbe	6,97	9,48	7,24	6,62	7,62	7,4	10	4,77	5,23	7,48	13,2	4,47	6,97	10,19	13,03	5,47	2,53	10,57	6,70
	Direktsaat	10,48	7,14	7,65	10,90	8,67	9,63	11,57	6,1	8,73	9,62	15,8	7,03	8,8	11,91	15,23	5,30	3,83	14,63	8,41
	Umbruch	10,30	8,03	10,52	10,46	9,82	8,77	10,9	6,13	9,3	9,02	15,6	5,8	7,67	11,32	13,57	5,00	2,63	9,80	6,76
	Mittelwert	**9,25**	**8,22**	**8,47**	**9,33**		**8,6**	**10,82**	**5,67**	**7,76**		**14,87**	**5,77**	**7,81**		**13,94**	**5,26**	**3,00**	**11,67**	
Mittel	Altnarbe	7,08	8,14	6,59	7,67		6,87	10,12	4,48	4,83		12,56	3,9	7,32		13,37	5,70	3,36	8,78	
	Direktsaat	9,11	7,47	8,24	10,40		9,5	10,9	5,59	8,41		15,07	7,36	9,46		15,13	6,07	4,17	12,68	
	Umbruch	10,38	8,67	9,85	12,04		10,38	11,69	5,72	9,26		17,68	7,31	9,2		15,29	6,62	5,00	10,36	

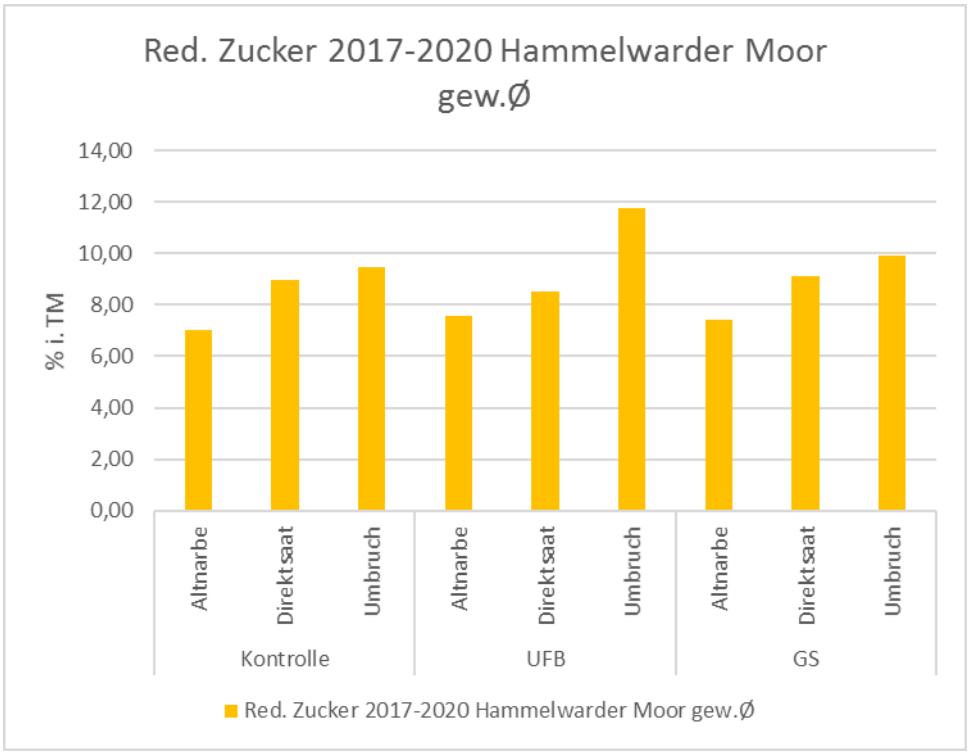


Abbildung 120 Red. Zucker (%), gewichteter Mittelwert über alle Schnitte, Niedermoor 2017 bis 2020.

8.4.7.2 Standort Hochmoor von 2017–2020

Die Altnarben waren durch überdurchschnittlich hohe Ertragsanteile des futterbaulich hochwertigen Bastardweidelgrases (*Lolium multiflorum*) sowie der Gewöhnlichen Quecke (*Elymus repens*) geprägt. Die in den Neuansaaten verwendeten Gräser (Zielgräser) waren hier ebenfalls mit wesentlichen Ertragsanteilen (> 10 % EA) vorhanden (vgl. Tabelle 40).

In den Neuansaaten konnten sich die Zielgräser in den Umbruchvarianten bis 2019 am besten etablieren. Ab 2020 hatten die Direktsaaten in der Unterflurbewässerung den höchsten Anteil von bis zu 60%. In den Altnarben war ihr Anteil eher gering.

Durch den hohen Schädlingsdruck in 2019 (vgl. Abbildung 108) waren die Anteile der Zielgräser rückläufig, in der Kontrolle konnten sie nicht erhalten werden, hier waren die Bestände nicht mehr nachweisbar. Mit bis zu 60 % Anteil in den Direktsaaten/Unterflurbewässerung und 57 % in den Direktsaaten/Grabeneinstau wirken die Wasservarianten bestandssichernd, s. Abbildung 121.

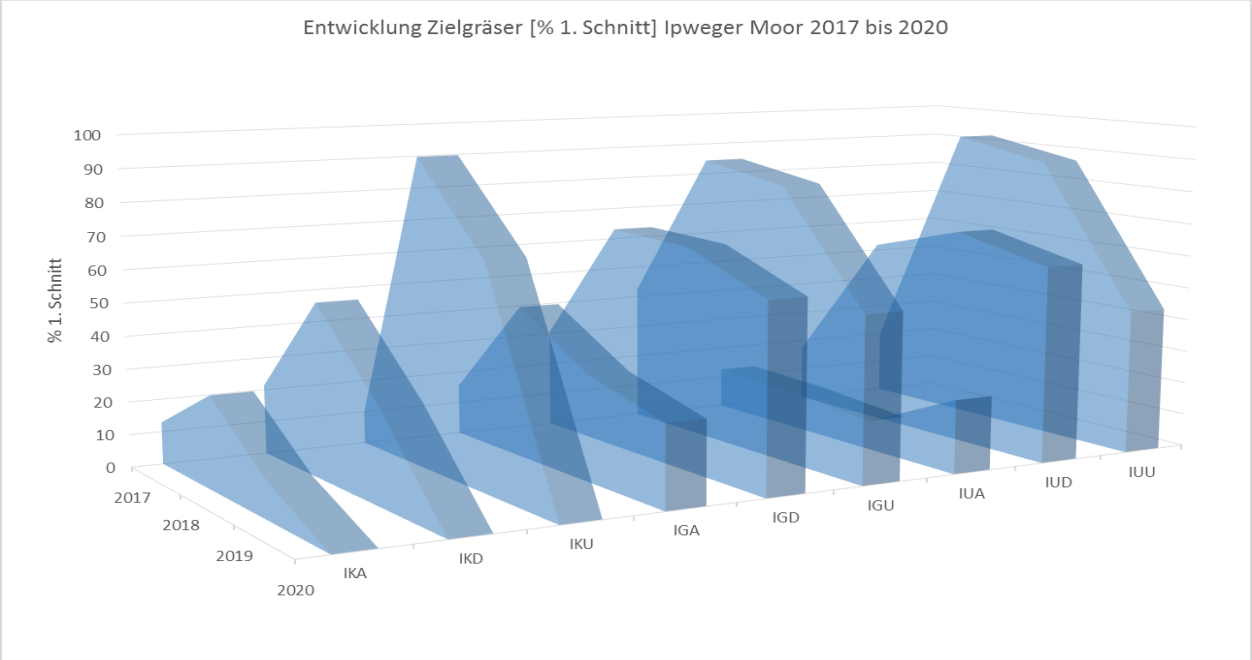


Abbildung 121 Prozentuale Entwicklung Zielgräser zum ersten Schnitt, Hochmoor 2017 bis 2020.

Das ebenfalls hochwertige *Lolium multiflorum* aus dem Altbestand vermochte dem Dürresommer in der Kontrolle 2018 nichts entgegenzusetzen und ist dort daher stark zurückgedrängt worden. Allerdings profitierte es von den Wasservarianten und bildet hier immer noch einen großen Anteil am Ertrag der Altnarben und Direktsaaten und konnte sich bis zum Ende der Projektlaufzeit halten. Im Jahr 2020 wuchs der Anteil in den Umbruchvarianten der Wasservarianten zuletzt an, s. Abbildung 122.

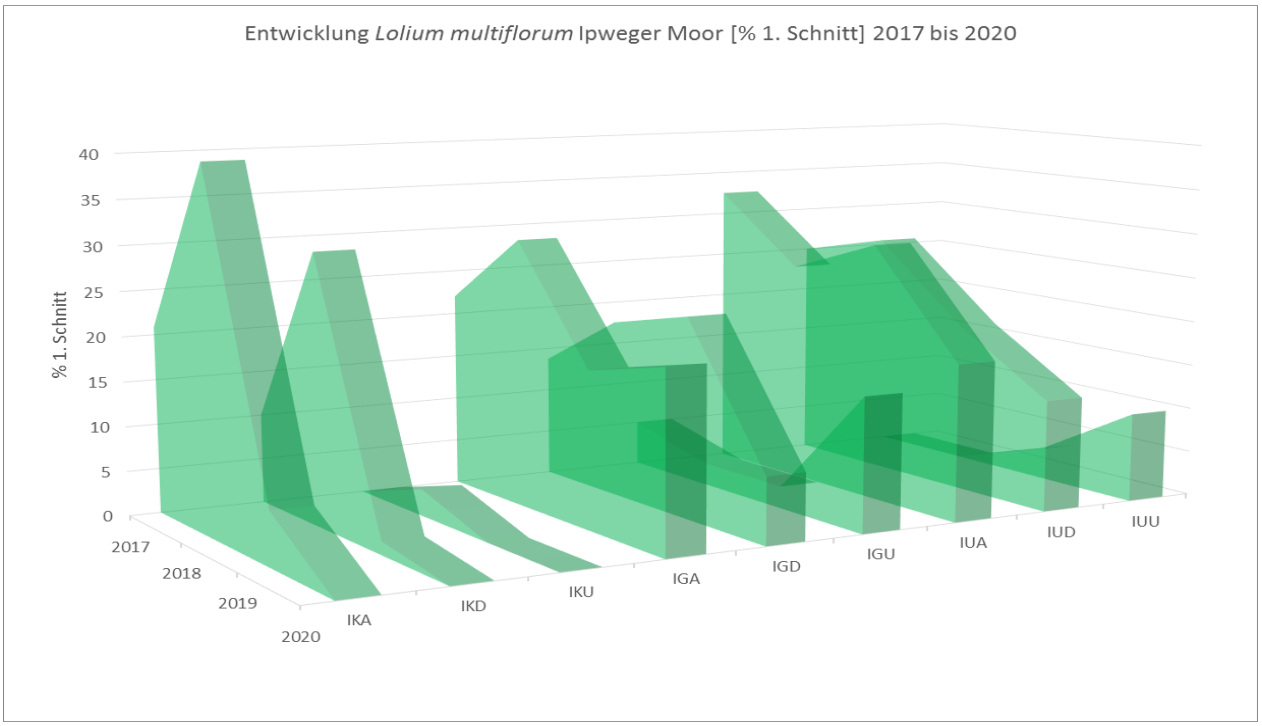


Abbildung 122 prozentuale Entwicklung von Lolium multiflorum zum ersten Schnitt, Hochmoor 2017 bis 2020.

Die Quecke (*Elymus repens*) konnte von dem in 2018 lückig gewordenen Bestand profitieren und hatte vor allem in der Kontrolle und in den Altnarben große Anteile an der ersten Ernte im Jahr 2019. In den Neuansaaten der Wasservarianten spielte sie durchweg eine untergeordnete Rolle, s. Abbildung 123.

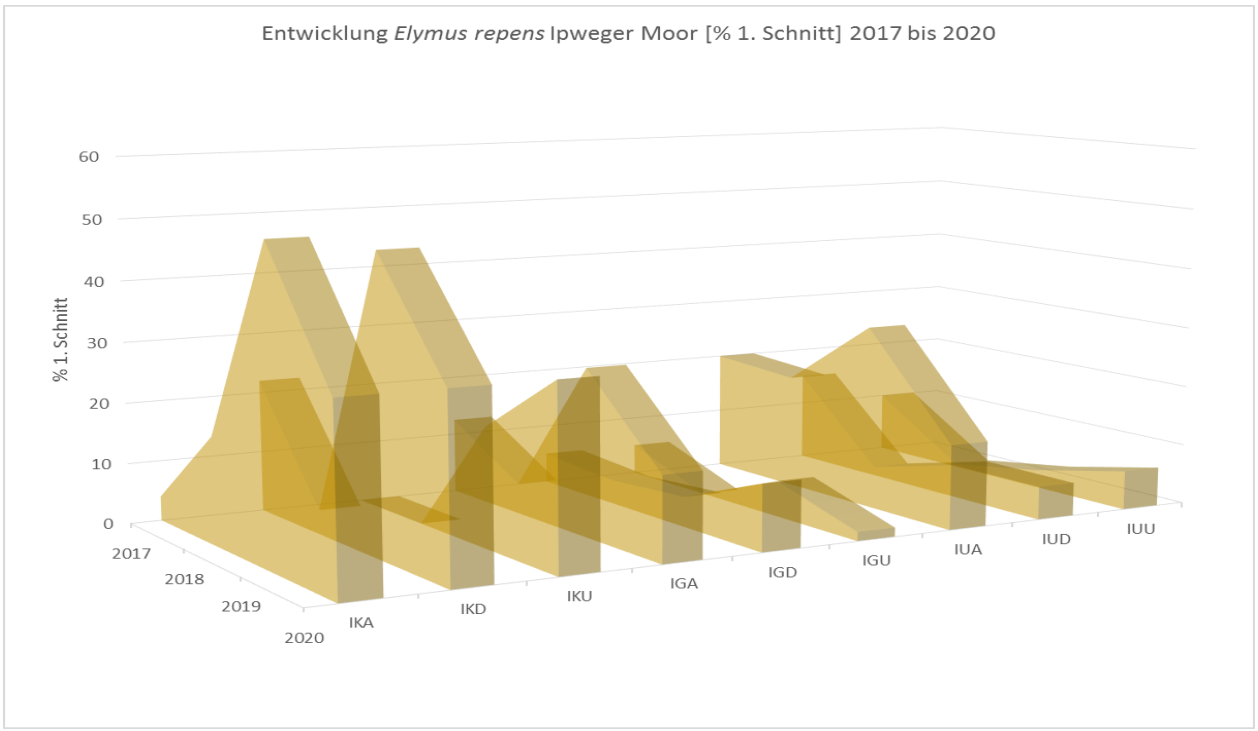


Abbildung 123 Prozentuale Entwicklung von Elymus repens zum ersten Schnitt, Hochmoor 2017 bis 2020.

Die Bestandsentwicklung im Hochmoor folgte den klimatischen Herausforderungen und hydrologischen Bedingungen. Die Quecke breitete sich besonders in der Kontrolle und in den Altnarben zunehmend aus. In den wasserbevorteilten Umbruchvarianten halten sich höhere Anteile der Zielgräser, vgl. Tabelle 40.

Tabelle 40 Anteile Zielgräser und wichtige Arten, Hochmoor 2017 bis 2020.

	IKA	IKD	IKU	IGA	IGD	IGU	IUA	IUD	IUU
Zielgräser 2017 [%]	13	21	10	16	31	43	13	18	20
Zielgräser 2018 [%]	28	53	94	47	69	89	12	58	93
Zielgräser 2018 [%]	11	29	68	32	68	84	9	67	87
Zielgräser 2020 [%]	0	0	0	25	57	51	23	60	44
Elymus repens 2017 [%]	4	22	0	13	5	5	20	15	10
Elymus repens 2018 [%]	18	4	0	5	4	0	19	2	1
Elymus repens 2019 [%]	51	48	20	28	5	6	31	6	3
Elymus repens 2020 [%]	30	30	30	14	11	2	14	6	7
Lolium multiflorum 2017 [%]	21	10	0	22	14	5	33	25	0
Lolium multiflorum 2018 [%]	40	30	3	30	20	3	25	28	0
Lolium multiflorum 2019 [%]	6	2	0	18	23	3	29	19	4
Lolium multiflorum 2020 [%]	0	0	0	20	8	15	18	13	10

Die NEL von > 6,2 MJ/kg i. TM (grün hinterlegt) wurde überwiegend erreicht. Lediglich der 3. Schnitt im Jahr 2019 und der 2. u. 3. Schnitt im Jahr 2020 weisen teils geringere Werte bei gleichzeitig erhöhten Rohfaserwerten auf, was auf einen zu späten Erntetermin hinweist. Die Altnarben erreichten tendenziell höhere NEL-Werte, vgl. Tabelle 41.

Tabelle 41 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL) kg/TM, in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020.

		MJ NEL/kg TM 2017-2020 Ipweger Moor																			
		2017					2018						2019					2020			
Wasservariante	**Ansaat**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**5 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**
Kontrolle	Altnarbe	6,7	6,6	6,3	6,5	6,5	6,9	6,3	6,2	7,3	7,5	6,5	6,7	6,8	6,3	6,6	6,9	5,8	6,4	6,3	6,1
	Direktsaat	6,6	6,4	6,2	6,4	6,4	6,6	6,4	6,2	7,0	7,3	6,3	6,9	6,6	6,2	6,7	7,0	6,0	6,2	6,5	6,2
	Umbruch	7,0	6,6	6,3	6,4	6,5	6,5	6,8	6,5	7,2	7,3	6,3	7,0	6,7	6,5	6,8	7,2	5,6	6,0	6,3	5,9
	Mittelwert	**6,8**	**6,5**	**6,3**	**6,4**		**6,6**	**6,5**	**6,3**	**7,2**	**7,4**		**6,8**	**6,7**	**6,3**		**7,0**	**5,8**	**6,2**	**6,3**	
UFB	Altnarbe	6,8	6,6	6,2	6,4	6,5	6,5	6,5	6,4	7,0	7,3	6,4	6,7	6,3	5,7	6,3	6,3	5,8	5,9	6,4	6,0
	Direktsaat	6,6	6,5	6,0	6,4	6,4	6,3	6,8	6,2	6,9	7,3	6,2	6,6	6,4	5,6	6,2	6,4	5,7	5,7	6,4	5,9
	Umbruch	6,9	6,4	6,2	6,3	6,4	6,5	6,7	6,1	7,1	7,3	6,2	6,6	6,5	5,7	6,3	6,4	5,7	6,0	6,6	6,0
	Mittelwert	**6,8**	**6,5**	**6,1**	**6,4**		**6,4**	**6,7**	**6,2**	**7,0**	**7,3**		**6,6**	**6,4**	**5,7**		**6,3**	**5,7**	**5,9**	**6,5**	
GS	Altnarbe	6,5	6,3	6,0	6,4	6,3	6,7	6,2	6,0	7,0	7,4	6,3	6,5	6,3	5,7	6,2	6,5	5,6	5,9	6,5	6,0
	Direktsaat	6,5	6,2	5,9	6,3	6,2	6,5	6,3	5,9	6,9	7,3	6,1	6,5	6,4	5,7	6,3	6,5	5,6	5,8	6,3	6,0
	Umbruch	6,4	6,1	6,0	6,4	6,2	6,4	6,8	6,0	6,9	7,4	6,1	6,4	6,4	5,7	6,2	6,5	5,5	5,6	6,1	5,9
	Mittelwert	**6,5**	**6,2**	**6,0**	**6,4**		**6,5**	**6,4**	**6,0**	**7,0**	**7,4**		**6,5**	**6,3**	**5,7**		**6,7**	**5,6**	**5,8**	**6,3**	
Mittel	Altnarbe	6,7	6,5	6,2	6,4		6,7	6,3	6,2	7,1	7,4		6,6	6,5	5,9		6,5	5,7	6,1	6,4	
	Direktsaat	6,5	6,4	6,1	6,4		6,5	6,5	6,1	6,9	7,3		6,7	6,5	5,8		6,6	5,8	5,9	6,4	
	Umbruch	6,8	6,4	6,2	6,4		6,4	6,8	6,2	7,1	7,3		6,7	6,5	6,0		6,7	5,6	5,9	6,3	

Im Ipweger Moor erreichten die Varianten Direktsaaten in Kombination mit Zuwässerung die höchsten NEL-Gesamterträge über den Versuchszeitraum: 138 % NEL-Relativertrag Kontrolle/Altnarben und 132 % Unterflurbewässerung/Grabeneinstau (vgl. Tabelle 42).

Grundsätzlich wirkten die Wasservarianten vor allem in den letzten Jahren ertragssteigernd. Die Kontrolle/Altnarben hatte über alle Varianten den schlechtesten Ertrag, eine Narbenerneuerung kann also für einen verbesserten NEL-Ertrag als sinnvoll angesehen werden. Ein Umbruch war aber aus Sicht des NEL-Ertrages nicht sinnvoll, die schonendere Direktsaat-Variante erwies sich im Hochmoor als vorteilhafter (s. Abbildung 124).

Tabelle 42 Megajoule Nettoenergie Laktation (NEL), Erträge Ipweger Moor als NEL-Gesamterträge der jeweiligen Versuchsjahre, unterteilt nach Bewässerungsvarianten [MJ/ha]; Gesamt NEL-Erträge über den Projektzeitraum [Summe ∑ 2017 – 2020]; Gesamt NEL-Ertrag der Altnarbe/Kontrolle gesetzt als 100 %, im Vergleich zu den anderen Varianten in Prozent, rechte Spalte, Hochmoor 2017 bis 2020.

		2017	2018	2019	2020	**Summe**	Diff. zu IKA	**% zu IKA**	Ø
Wasservar.	Erneu.-var.	Σ	Σ	Σ	Σ	**Σ 2017 - 2020**	[MJ/ha]	**[%]**	[MJ/ha]
Kontrolle	Altnarbe	55.669	43.232	44.437	48.454	**191.791**		**100**	**47.948**
	Direktsaat	59.975	40.696	45.799	50.003	**196.473**	4.682	**102**	49.118
	Umbruch	47.151	42.341	46.208	47.961	**183.661**	-8.130	**96**	45.915
ØKontrolle		**54.265**	**42.090**	**45.481**	**48.806**	190.641			**47.624**
Unterflurbew.	Altnarbe	53.816	52.467	60.500	67.656	**234.439**	42.648	**122**	**58.610**
	Direktsaat	59.553	55.671	68.658	80.516	**264.398**	72.607	**138**	66.099
	Umbruch	50.136	46.565	66.487	80.134	**243.322**	51.531	**127**	60.830
ØUnterflurbew.		**54.502**	**51.567**	**65.215**	**76.102**	247.386			**62.251**
Grabeneinstau	Altnarbe	54.904	54.215	56.502	65.599	**231.220**	39.429	**121**	**57.805**
	Direktsaat	57.133	55.743	66.715	74.159	**253.749**	61.958	**132**	63.437
	Umbruch	60.972	49.852	67.456	74.310	**252.589**	60.799	**132**	63.147
Ø Grabeneinstau		**57.670**	**53.270**	**63.557**	**71.356**	245.853			**61.920**

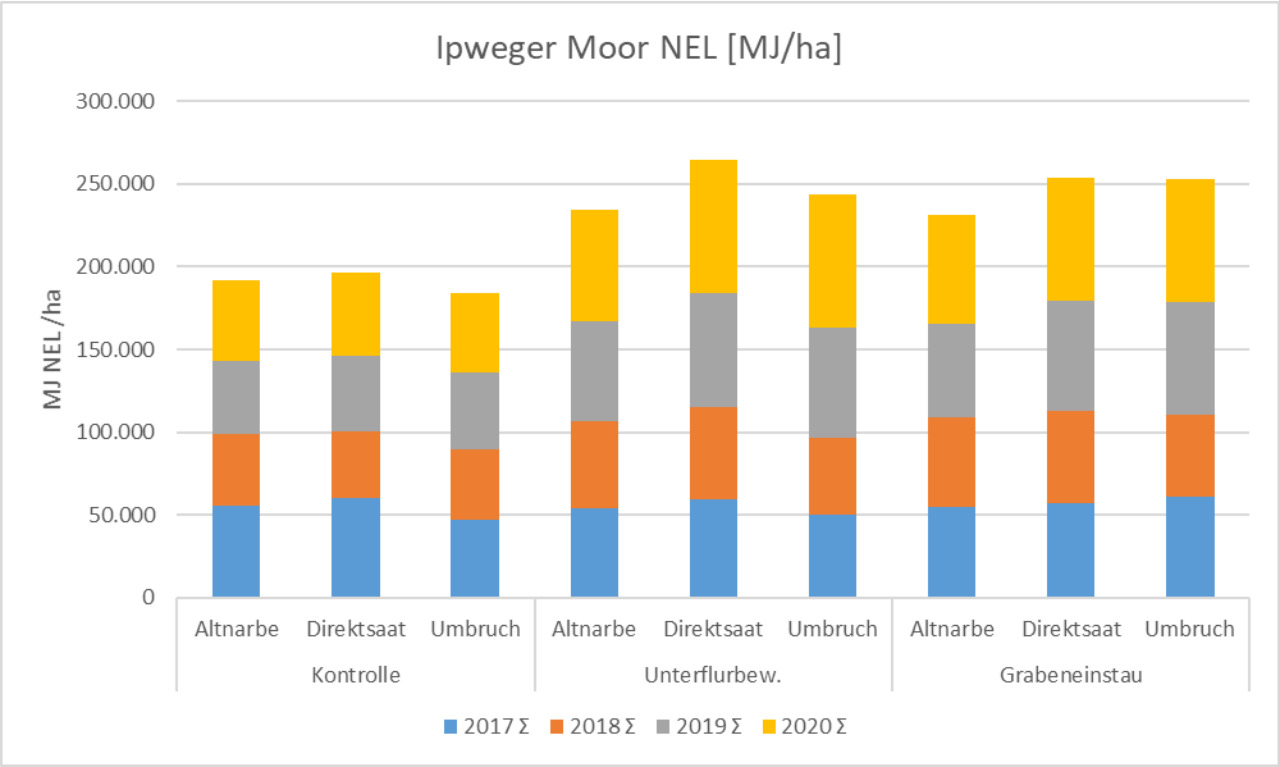


Abbildung 124 NEL-Erträge [MJ/ha] gestapelte Erträge, Hochmoor 2017 bis 2020.

Die angestrebten Rohfasergehalte zwischen 22–25 % in Grassilagen (LUFA NW 2021) wurden vor allem im Jahr 2017 erreicht. Im Zusammenhang mit dem heißen, niederschlagsarmen Wetter und vielen Sonnenstunden entwickelte sich der dritte Schnitt im Jahr 2018 mit durchweg viel zu hohen Rohfaserwerten. Der 2., 4. und 5. Schnitt waren im Jahr 2018 mengenmäßig gering ausgefallen, was sich in geringen Rohfasergehalten widerspiegelt.

Im Jahr 2019 und 2020 profitierten die Wasservarianten und zeigten tendenziell etwas höhere Rohfasergehalte. Signifikante Unterschiede zwischen Unterflurbewässerung und Grabeneinstau wurden nicht deutlich. Durch Narbenschäden in der Kontrolle waren die Rohfasergehalte im Jahr 2019 hier geringer ausgefallen, vgl. Tabelle 43. Alle Werte die die Zielwerte zwischen 22–25 % erreichten wurden grün gekennzeichnet.

Tabelle 43 Rohfasergehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020.

		Rohfaser % (abs) 2017-2020 Ipweger Moor																			
		2017					2018						2019				2020				
Wasservariante	**Ansaat**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**X̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**5 S.**	**X̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**X̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**X̄**
Kontrolle	Altnarbe	19,30	21,57	22,67	22,48	21,43	22,83	25,07	29,00	20,35	17,00	23,79	24,63	23,97	25,67	24,65	21,33	27,70	24,73	22,43	26,10
	Direktsaat	20,47	22,96	22,76	23,32	22,33	25,33	24,53	28,80	20,85	17,10	25,18	23,27	24,33	25,03	23,98	19,07	26,37	26,07	20,77	25,67
	Umbruch	17,66	19,82	23,49	23,58	21,67	26,87	21,70	27,27	20,23	16,53	25,16	22,30	23,87	24,23	23,14	18,47	28,80	26,97	23,63	27,17
	Mittelwert	**19,15**	**21,45**	**22,97**	**23,13**		**25,01**	**23,77**	**28,36**	**20,48**	**16,88**		**23,40**	**24,06**	**24,98**		**19,62**	**27,62**	**25,92**	**22,28**	
UFB	Altnarbe	19,86	22,39	24,21	23,80	22,48	25,20	23,80	28,90	23,15	17,40	25,49	24,80	28,10	28,63	27,01	28,53	29,33	27,57	22,43	28,39
	Direktsaat	20,63	22,07	24,23	24,34	22,56	27,97	22,07	29,23	22,73	17,93	26,45	25,47	26,17	27,60	26,33	26,70	29,97	28,13	22,83	28,12
	Umbruch	20,63	17,64	22,14	24,84	22,58	26,63	21,93	28,67	21,15	18,10	25,65	24,23	23,27	28,27	25,34	25,83	30,33	26,13	21,00	27,47
	Mittelwert	**20,37**	**22,18**	**24,22**	**24,16**		**26,60**	**22,60**	**28,93**	**22,34**	**17,81**		**24,83**	**25,84**	**28,17**		**27,02**	**29,88**	**27,28**	**22,09**	
GS	Altnarbe	20,71	22,64	24,55	23,18	22,60	26,13	25,60	29,87	21,80	17,30	26,29	25,30	27,30	26,07	26,08	25,67	29,97	27,27	21,70	27,60
	Direktsaat	22,15	23,00	25,68	23,45	23,41	26,20	23,93	28,93	21,68	17,53	25,83	25,33	25,80	27,10	25,85	24,50	30,40	27,33	23,37	27,36
	Umbruch	22,07	25,51	26,70	23,84	24,35	27,87	21,80	29,07	21,63	16,67	26,57	26,50	26,77	27,60	26,85	26,27	31,27	27,47	22,50	28,28
	Mittelwert	**21,64**	**23,72**	**25,64**	**23,49**		**26,73**	**23,78**	**29,29**	**21,70**	**17,17**		**25,71**	**26,62**	**26,92**		**25,48**	**30,54**	**27,36**	**22,52**	
Mittel	Altnarbe	19,96	22,20	23,81	23,15		24,72	24,82	29,26	21,77	17,23		24,91	26,46	26,79		25,18	29,00	26,52	22,19	
	Direktsaat	21,08	22,68	24,22	23,70		26,50	23,51	28,99	21,75	17,52		24,69	25,43	26,58		23,42	28,91	27,18	22,32	
	Umbruch	20,12	22,47	24,81	23,92		27,12	21,81	28,33	21,00	17,10		24,34	24,63	26,70		23,52	30,13	26,86	22,38	

Rohproteingehalte (RP) zwischen mindestens 16–19 % Rohproteingehalte in Trockenmasse (RP i. TM), in Tabelle 44 grün markiert, wurden überwiegend erreicht. Hohe Eiweißgehalte sind in der Milchviehfütterung und Rindermast erwünscht, allerdings werden Werte unterhalb 20 % RP i. TM aus Sicht der Fütterung favorisiert. Jedes Untersuchungsjahr konnte Schnitte mit RP-Gehalten innerhalb der genannten Richtwerte aufweisen, wobei der Grabeneinstau bei den Wasservarianten am besten abschnitt mit nahezu durchgehend optimalen Werten. Bei den Ansaatvarianten konnten die Neuansaaten (Direktsaat und Umbruch) im Gegensatz zu den Altnarben mehr Schnitte im optimalen Bereich erreichen, s. Tabelle 44.

Tabelle 44 Rohproteingehalte in % (abs.), in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020.

Rohprotein % (abs) 2017-2020 Ipweger Moor																				
		2017					2018						2019				2020				
Wasservariante	**Ansaat**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**5 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**
Kontrolle	Altnarbe	17,2	19,3	22,5	20,9	19,8	13,4	16,9	15,6	25,4	24,3	15,6	16,0	22,5	20,3	18,7	20,3	16,6	19,7	26,8	18,1
	Direktsaat	16,0	18,9	21,7	19,9	19,0	13,1	16,9	15,8	23,4	25,0	15,2	15,7	20,8	22,2	18,7	23,9	16,6	20,1	28,2	18,6
	Umbruch	21,4	15,9	20,6	17,7	18,4	15,4	19,6	18,0	22,6	22,5	17,4	15,6	20,0	19,2	17,6	26,8	16,3	19,9	27,7	18,7
	Mittelwert	**18,2**	**18,0**	**21,6**	**19,5**		**13,9**	**17,8**	**16,5**	**23,8**	**23,9**		**15,8**	**21,1**	**20,6**		**23,7**	**16,5**	**19,9**	**27,6**	
UFB	Altnarbe	19,7	20,7	21,3	19,5	20,4	14,6	18,3	18,3	22,3	22,6	17,2	15,9	19,3	16,9	17,3	16,5	13,8	15,6	24,7	15,5
	Direktsaat	15,8	19,9	20,8	19,5	18,8	15,6	20,6	16,2	20,0	23,4	17,2	13,4	18,7	19,3	16,6	13,9	13,9	16,2	25,6	15,0
	Umbruch	21,3	16,8	20,2	15,0	18,1	14,0	19,9	13,5	20,2	23,8	15,6	14,0	16,4	14,2	14,7	12,1	12,5	14,0	23,3	13,1
	Mittelwert	**18,9**	**19,1**	**20,8**	**18,0**		**14,7**	**19,6**	**16,0**	**20,8**	**23,3**		**14,4**	**18,1**	**16,8**		**14,2**	**13,4**	**15,3**	**24,5**	
GS	Altnarbe	13,7	18,6	18,6	16,6	16,8	15,6	18,1	14,1	18,7	19,2	16,1	14,2	19,1	16,8	16,3	13,6	13,1	14,5	25,0	13,9
	Direktsaat	13,5	18,3	17,2	16,3	16,2	14,4	18,7	13,5	17,9	19,7	15,3	12,6	17,5	16,9	14,9	12,6	12,8	15,6	24,4	13,9
	Umbruch	13,7	17,3	19,2	16,3	16,4	13,7	21,6	14,1	17,6	19,5	15,3	13,7	17,8	14,3	14,9	13,7	12,7	14,9	26,1	14,0
	Mittelwert	**13,6**	**18,1**	**18,3**	**16,4**		**14,6**	**19,4**	**13,9**	**18,1**	**19,5**		**13,5**	**18,2**	**16,0**		**13,3**	**12,9**	**15,0**	**25,2**	
Mittel	Altnarbe	16,8	19,5	20,8	19,0		14,5	17,8	16,0	22,2	22,1		15,4	20,3	18,0		16,8	14,5	16,6	25,5	
	Direktsaat	15,1	19,0	19,9	18,6		14,4	18,7	15,2	20,4	22,7		13,9	19,0	19,5		16,8	14,4	17,3	26,1	
	Umbruch	18,8	16,7	20,0	16,3		14,3	20,3	15,2	20,1	21,9		14,4	18,1	15,9		17,5	13,8	16,3	25,7	

Über den gesamten Untersuchungszeitraum wurden insgesamt befriedigende Ergebnisse im Zuckergehalt erreicht (Siehe, Tabelle 45 Orientierungswert Farbspektrum orange/rosa bis grün). Der naturgemäß reifere 3. Schnitt zeigt erwartungsgemäß geringere Gehalte. 2018 konnte ein 5. Schnitt mit hohen Zuckergehalten geerntet werden (vgl. Tabelle 45, grün ideal, rot bereits zu hoch), allerdings bei kleiner Erntemenge.

Tabelle 45 Red. Zucker (%), in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020.

Red. Zucker [%] 2017-2020 Ipweger Moor - Vergleich der Wasservarianten																					
		2017					2018						2019				2020				
Wasservariante	**Ansaat**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**5 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**x̄**	**1 S.**	**2 S.**	**3 S.**	**4 S.**	**x̄**
Kontrolle	Altnarbe	11,98	10,40	6,83	9,48	9,78	20,13	9,80	6,70	8,40	13,93	15,17	11,90	6,30	4,60	8,82	9,60	5,90	5,80	3,97	6,07
	Direktsaat	11,86	9,84	6,20	10,04	9,55	16,73	10,83	4,80	10,63	12,40	13,40	15,50	7,00	3,03	10,20	8,43	3,30	4,23	3,70	5,20
	Umbruch	7,95	8,69	7,76	12,31	9,35	11,70	11,23	5,67	12,33	15,63	10,94	16,73	9,20	7,97	12,77	9,00	4,07	6,27	3,90	6,29
	Mittelwert	**10,60**	**9,64**	**6,93**	**10,61**		**16,19**	**10,62**	**5,72**	**10,45**	**13,99**		**14,71**	**7,50**	**5,20**		**9,01**	**4,42**	**5,43**	**3,86**	
UFB	Altnarbe	10,60	7,83	5,32	9,00	8,10	13,60	10,63	4,20	8,55	12,33	10,15	12,33	4,90	4,23	7,52	9,70	8,50	8,17	6,30	8,42
	Direktsaat	10,87	8,74	5,51	9,37	8,76	9,60	11,20	4,20	10,48	14,30	8,87	16,03	7,80	3,17	9,80	14,57	6,93	6,60	5,40	9,19
	Umbruch	9,25	8,24	7,10	13,69	9,38	13,47	11,23	7,80	13,90	14,03	11,83	15,70	12,63	7,57	12,16	18,10	8,97	12,00	10,50	12,90
	Mittelwert	**10,24**	**8,27**	**5,98**	**10,69**		**12,22**	**11,02**	**5,40**	**10,98**	**13,56**		**14,69**	**8,44**	**4,99**		**14,12**	**8,13**	**8,92**	**7,40**	
GS	Altnarbe	16,26	9,41	7,31	12,81	11,57	12,80	7,53	6,33	12,83	16,37	10,28	13,23	5,83	3,10	8,44	15,67	7,53	9,70	5,70	8,98
	Direktsaat	14,39	8,07	6,45	12,39	10,44	13,27	7,70	6,87	15,60	18,10	11,21	17,93	9,50	4,40	12,69	18,47	7,27	9,50	4,90	11,28
	Umbruch	10,18	7,10	4,51	12,13	8,41	11,33	8,87	5,77	14,98	20,13	9,86	14,77	7,50	5,33	10,49	16,20	6,87	8,90	4,20	10,45
	Mittelwert	**13,61**	**8,19**	**6,09**	**12,44**		**12,47**	**8,03**	**6,32**	**14,47**	**18,20**		**15,31**	**7,61**	**4,28**		**16,78**	**7,22**	**9,37**	**4,93**	
Mittel	Altnarbe	12,95	9,21	6,49	10,43		15,51	9,32	5,74	9,93	14,21		12,49	5,68	3,98		11,66	7,31	7,89	5,32	
	Direktsaat	12,37	8,88	6,05	10,60		13,20	9,91	5,29	12,23	14,93		16,49	8,10	3,53		13,82	5,83	6,78	4,67	
	Umbruch	9,13	8,01	6,46	12,71		12,17	10,44	6,41	13,73	16,60		15,73	9,78	6,96		14,43	9,06	6,20	9,88	

Besonders die Kontrolle/Altnarbe, Kontrolle/Direktsaat und Unterflurbewässerung/Umbruch taten sich mit sehr guten Zuckerwerten hervor. Summiert man den Ertrag an reduzierten Zuckern über die Versuchsjahre auf, erreichte die Unterflurbewässerung/Umbruch sowohl hohe Gehalte als auch die größten Erntemengen an reduzierten Zuckern, vgl. Abbildung 125. Allerdings überzeugte die Direktsaat in der Unterflurbewässerung und dem Grabeneinstau mit insgesamt

größeren NEL-Erntemengen. In Kombination mit ebenfalls guten Zuckergehalten überzeugt die Direktsaat aus agrarwirtschaftlicher Sicht in Kombination mit ausreichender Wasserversorgung.

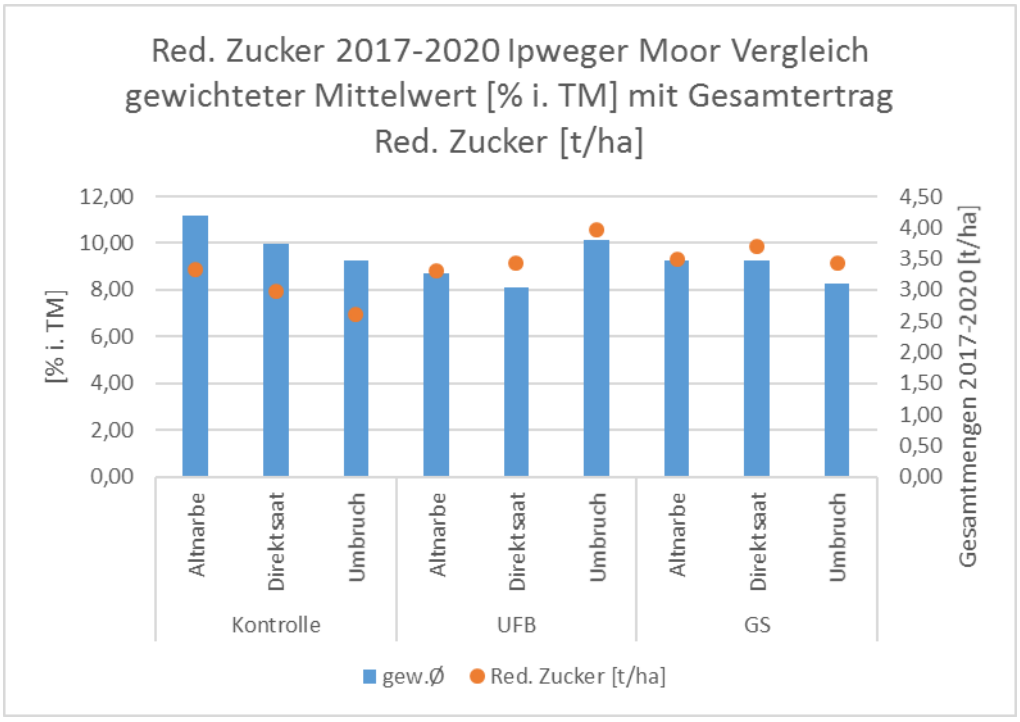


Abbildung 125 Red. Zucker (%), gewichteter Mittelwert über alle Schnitte im Vergleich zur Gesamtmenge geernteter Red. Zucker [t/ha], Hochmoor 2017 bis 2020.

8.4.8 Bewertung der Düngepraxis

Seitens der Landwirtschaftskammer wurden anhand aktuell geltender Richtlinien Düngeempfehlungen abgegeben. Auf den Exaktversuchsflächen der beiden Standorte wurden unterschiedliche Düngungshöhen wirksam, innerhalb der jeweiligen Standortgruppe Niedermoor und Hochmoor wurde überwiegend einheitlich gedüngt.

Am 02.06.2017 trat eine neue Düngeverordnung (DüV) in Kraft (BGBL 2021). Vor Ausbringung von Düngemitteln ist seither verpflichtend eine Düngebedarfsermittlung durchzuführen. Es gelten bundesweit einheitliche Vorgaben, die je nach Standort und Bewirtschaftung unterschiedliche Korrekturen des N-Bedarfs der Pflanzen vorsehen.

Für eine intensive 4-Schnittnutzung ist ein Stickstoffbedarfswert von 245 kg N/ha vorgegeben. Da durch die Torfmineralisation bereits Stickstoff aus dem Bodenvorrat nachgeliefert wird, ist bei Moorböden ein Abschlag abzuziehen. Für das nährstoffärmere Hochmoor gilt ein jährlicher Abzug von 50 kg N/ha, für das nährstoffreichere Niedermoor müssen 80 kg N/ha in Abzug gebracht werden.

8.4.8.1 Düngung, Standort Niedermoor von 2017–2020

Zu Beginn jeden Versuchsjahres wurden Bodenproben genommen und bei der LUFA NW auf die Hauptnährelemente hin untersucht. Je nach Versorgungsgrad wurde die Düngungsempfehlung angepasst, um eine Überversorgung zu vermeiden und gleichzeitig eine optimale Düngung in jedem Versuchsjahr zu garantieren. Alle Düngegaben (Anhang 6 und Anhang 8 im Anhang), zu jedem Versuch, wurden in Schlagkarteikarten dokumentiert.

8.4.8.1.1 Stickstoffwirkung, Niedermoorstandort von 2017–2020

Die Versuchsparzellen waren in den Jahren 2017 bis 2020 ausreichend mit Stickstoff versorgt. Lediglich 2018 konnten die zugeführten Stickstoffmengen auf Grund von Narbenschäden nicht vom Pflanzenaufwuchs aufgenommen werden. In den Folgejahren 2019 und 2020 war die Stickstoffbilanz in allen Varianten ausgeglichen oder negativ (Zufuhr minus Abfuhr). Auf Grund der insgesamt günstigeren Ertragsentwicklung in den Wasservarianten 2020 waren die N-Abfuhren deutlich höher als die Zufuhren durch die N-Düngung, vgl. Abbildung 126. Unter den günstigen Wachstumsbedingungen der Jahre 2019 bis 2020 reduzierten sich mit zunehmenden Trockenmasseertrag tendenziell die Rohproteingehalte im Aufwuchs.

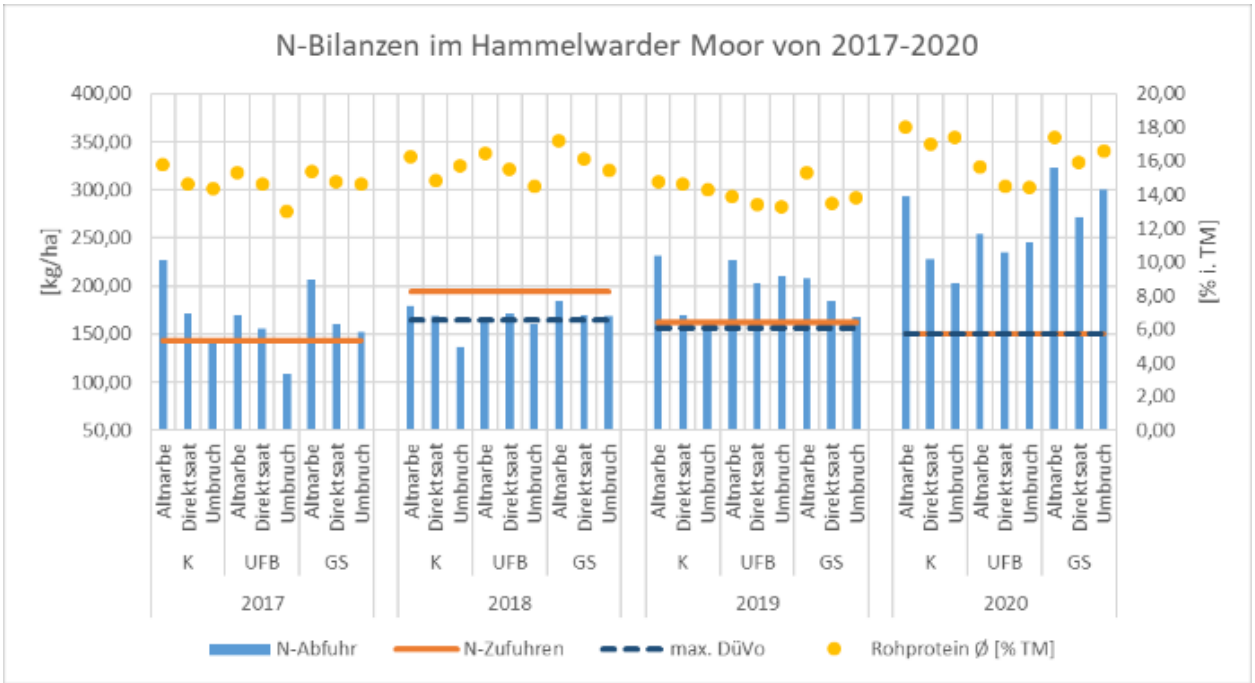


Abbildung 126 Verhältnis von N-Zufuhr [kg/ha] (Anrechnung von 50 % N aus Gülle) und N-Abfuhr [kg/ha] sowie Rohproteingehalte [% i. TM], Niedermoor 2017 bis 2020, max. DüVo erst ab 2018.

8.4.8.1.2 Phosphorwirkung, Niedermoorstandort von 2017–2020

Die Phosphorgehalte im Erntegut wiesen im Jahr 2017 die höchsten Werte auf, im Durchschnitt lagen die Gehalte bei 0,38 % i. TM. Im heißen und trockenen Jahr 2018 waren die Werte im Durchschnitt mit 0,30 % i. TM am geringsten und damit gerade innerhalb der Orientierungswerte der LUFA NW mit 0,3–0,4 % i. TM, die Varianten untereinander zeigten keine großen Unterschiede. In den Jahren 2019 bis 2020 lagen die Werte im Durchschnitt bei 0,32 % i. TM. Die Variante Kontrolle wies in dieser Zeit durchschnittlich 0,02 % weniger Phosphor i. TM als die Wasservarianten auf, s. Tabelle 46.

Tabelle 46 Phosphorgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020.

Phosphorgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten im Niedermoor von 2017-2020

Wasser-variante	Ansaat	2017				2019			
		1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	1 S.	2 S.	3 S.	4 S.
K	Altnarbe	0,41	0,31	0,39	0,41	0,29	0,34	0,30	
	Direktsaat	0,41	0,33	0,44	0,40	0,31	0,37	0,26	
	Umbruch	0,51	0,30	0,44	0,39	0,31	0,34	0,28	
UFB	Altnarbe	0,39	0,30	0,39	0,40	0,32	0,41	0,29	
	Direktsaat	0,41	0,30	0,42	0,40	0,32	0,39	0,32	
	Umbruch	0,51	0,30	0,38	0,39	0,29	0,38	0,33	
GS	Altnarbe	0,41	0,32	0,40	0,38	0,32	0,39	0,32	
	Direktsaat	0,41	0,32	0,42	0,41	0,31	0,38	0,30	
	Umbruch	0,46	0,34	0,39	0,38	0,29	0,40	0,28	
		2018				2020			
K	Altnarbe	0,36	0,25	0,29	0,27	0,37	0,34	0,27	0,34
	Direktsaat	0,31	0,25	0,26	0,30	0,34	0,35	0,24	0,32
	Umbruch	0,33	0,23	0,23	0,26	0,32	0,31	0,25	0,33
UFB	Altnarbe	0,31	0,24	0,27	0,32	0,36	0,35	0,31	0,40
	Direktsaat	0,30	0,25	0,29	0,31	0,31	0,33	0,30	0,40
	Umbruch	0,30	0,27	0,29	0,31	0,34	0,33	0,30	0,43
GS	Altnarbe	0,33	0,25	0,30	0,31	0,35	0,34	0,28	0,36
	Direktsaat	0,30	0,27	0,27	0,28	0,32	0,34	0,31	0,33
	Umbruch	0,31	0,25	0,26	0,26	0,34	0,35	0,28	0,37

Die Phosphorentzüge waren in den Versuchsjahren 2017 bis 2020 immer höher als die Zufuhren durch die Düngung. In den Jahren 2019 und 2020 waren die Entzüge auf den Erneuerungsvarianten Kontrolle aufwuchsbedingt geringer, die Kontrolle/Umbruch ist überversorgt, vgl. Abbildung 127.

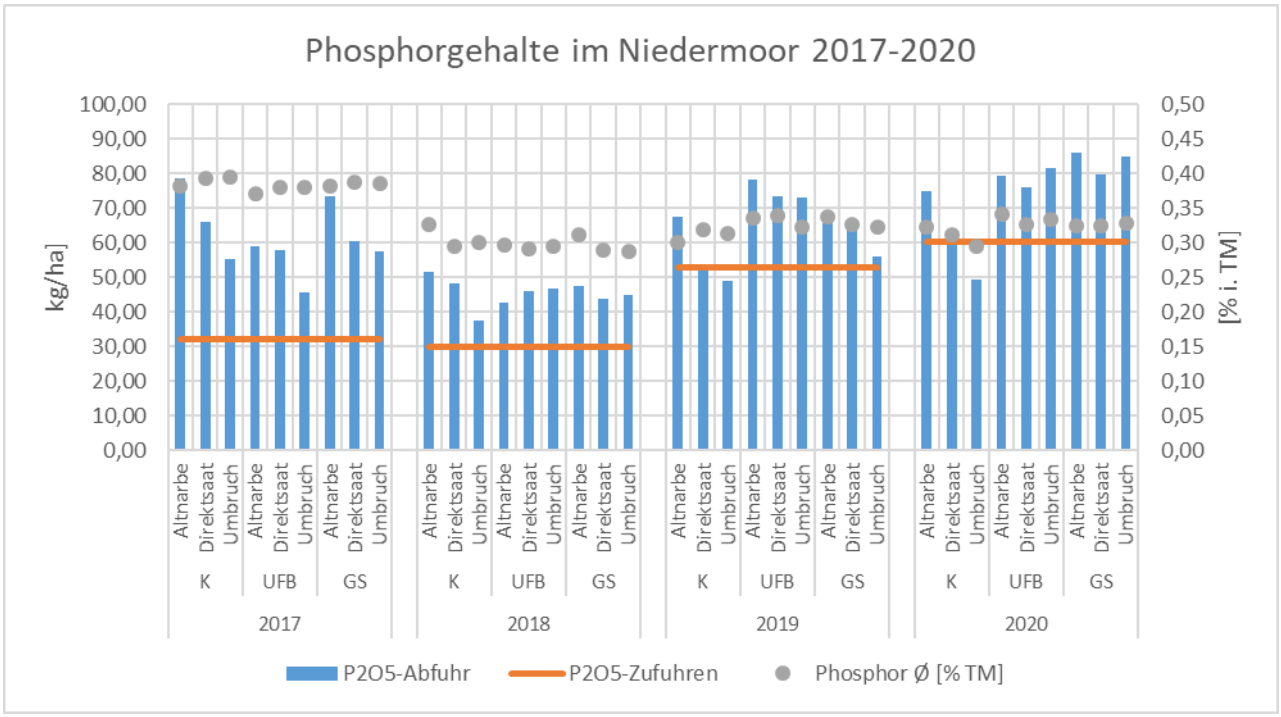


Abbildung 127 Phosphorgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Niedermoor 2017 bis 2020.

Die Versorgung des Bodens mit Phosphor (obere 10 cm) lag im gesamten Zeitraum in allen Varianten in den Gehaltklassen D (hoch) und E (sehr hoch), s. Abbildung 128.

Dabei wurde über die Kontrolle/Altnarben eine große Menge Phosphor entzogen, dies spiegelt sich 2020 in geringeren Gehalten im Boden wider. Der Rückgang in den Umbruchvarianten war vermutlich auf Verlagerungseffekte durch die Bodenbearbeitung zurückzuführen.

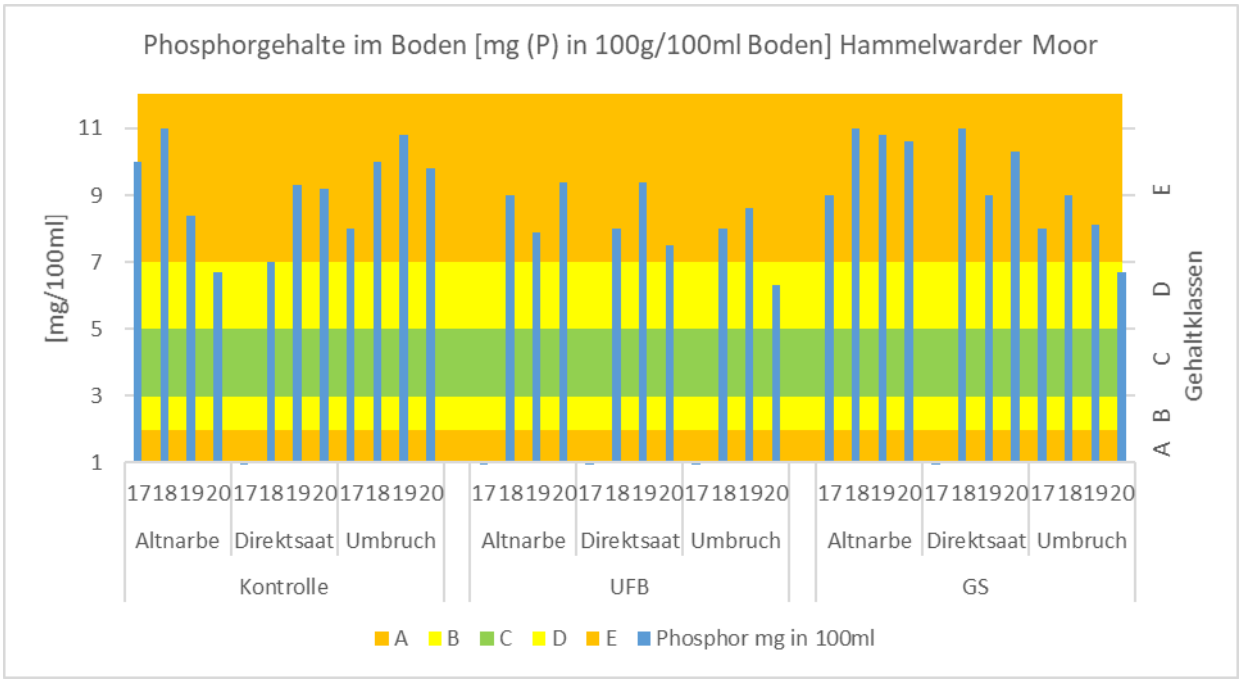


Abbildung 128 Phosphorgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Niedermoor 2017 bis 2020.

8.4.8.1.3 Kaliumwirkung, Niedermoorstandort von 2017–2020

Zu Beginn der Versuche war der Kaliumgehalt % i. TM im Aufwuchs eher gering (durchschnittlich 1,68 % i. TM). Erst ab 2018 stiegen die Werte an, 2018 wurden über alle Schnitte gemittelt 2,59 % i. TM, 2019 dann 2,4 % i. TM und 2020 schließlich 2,96 % i. TM erreicht. Somit zeigen die Aufwuchsanalysen ab 2018 eine ausreichende Versorgung mit Kalium an. Nach den Vorgaben der LUFA NW soll der Kaliumgehalt unter 3,00 % i. TM bleiben (LUFA NW 2021). Dieser Wert wurde 2018 in der Kontrolle, 2019 in der UFB und im Grabeneinstau und 2020 teilweise in jeder Wasservariante überschritten mit den höchsten Werten in den Ansaatvarianten der Kontrolle, vgl. Tabelle 47.

Tabelle 47 Kaliumgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Niedermoor 2017 bis 2020.

Kaliumgehalte in [% i. TM] in den einzelnen Schnitten im Niedermoor von 2017-2020

Wasser-variante	Ansaat	2017				2019			
		1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	1 S.	2 S.	3 S.	4 S.
K	Altnarbe	1,94	1,29	1,76	1,26	2,09	3,08	2,03	
	Direktsaat	1,85	1,32	2,31	1,32	2,39	3,04	1,98	
	Umbruch	2,39	1,58	2,59	1,67	2,13	3,13	2,42	
UFB	Altnarbe	1,83	1,43	1,95	1,55	2,20	3,21	1,79	
	Direktsaat	1,85	1,17	1,66	1,30	2,20	3,13	2,12	
	Umbruch	2,28	1,16	1,58	1,34	2,28	3,08	2,17	
GS	Altnarbe	1,70	1,52	1,92	1,15	2,32	3,04	2,00	
	Direktsaat	1,71	1,08	1,73	1,27	2,27	2,90	2,27	
	Umbruch	2,03	1,45	1,91	1,39	2,15	3,05	1,95	
		2018				2020			
K	Altnarbe	2,86	2,09	2,50	2,93	2,24	2,98	3,50	3,62
	Direktsaat	2,74	2,28	2,85	3,31	2,28	3,12	3,90	3,80
	Umbruch	2,91	2,17	2,54	3,47	2,28	2,82	3,97	4,02
UFB	Altnarbe	2,74	2,15	2,19	2,89	2,37	2,84	3,53	3,17
	Direktsaat	2,62	2,46	2,42	2,81	2,11	2,23	3,04	2,96
	Umbruch	2,81	2,53	2,42	2,93	2,52	2,54	2,73	3,73
GS	Altnarbe	2,60	2,32	2,29	2,70	2,14	2,96	3,63	3,01
	Direktsaat	2,37	2,32	2,39	2,58	1,96	3,07	3,23	2,77
	Umbruch	2,33	2,20	2,22	2,48	1,84	3,12	2,88	3,31

Im Jahr 2018 waren die Kaliumentzüge über den Aufwuchs und die Kaliumoxidgaben über die Düngung relativ ausgeglichen, in den übrigen Jahren überstieg die Abfuhr die Düngung. Die höchsten Entzüge mit bis zu 421 kg/ha berechnet als Kaliumoxid (Altnarbe/Grabeneinstau) ergaben sich im Jahr 2020. Die Umbruchvariante erreichte innerhalb der Wasservariante Kontrolle geringere Kaliumabfuhren, vgl. Abbildung 129.

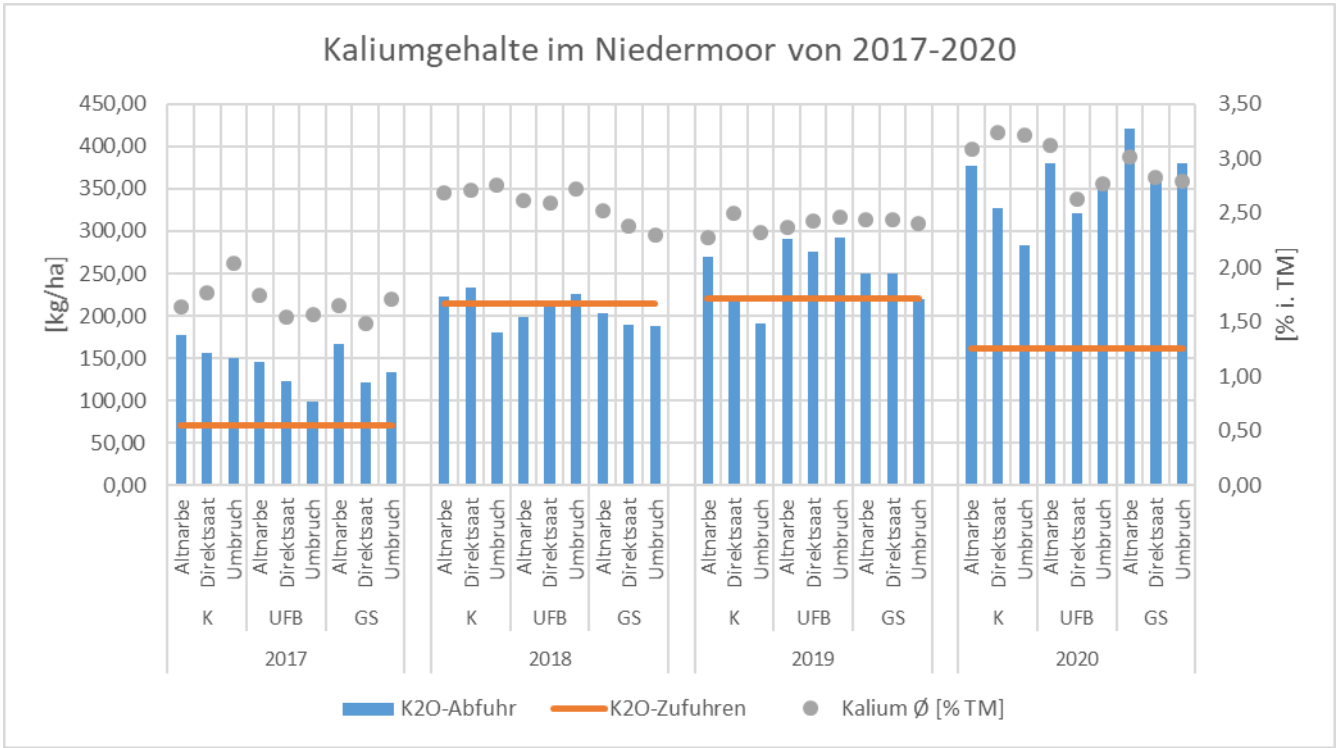


Abbildung 129 Kaliumgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i. TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Niedermoor 2017 bis 2020.

Für die Kaliumbilanz ergab sich für die Jahre 2017 bis 2019 ein ausgeglichenes Verhältnis. Man findet hier vor allem den ausgeprägten Entzug der Kontrolle/Altnarben wieder. 2020 überstiegen die Kaliumentzüge die Düngung deutlich.

Die Bodenkaliumgehalte im Grabeneinstau lagen mit im Durchschnitt 9,28 mg/100 ml unter dem Wert anderer Wasservarianten. Mit der durchgeführten Düngung konnten die geforderten Kaliumgehalte für die Gehaltsklasse C (anzustreben) bis D (hoch) im Boden erhalten werden, vgl. Abbildung 130.

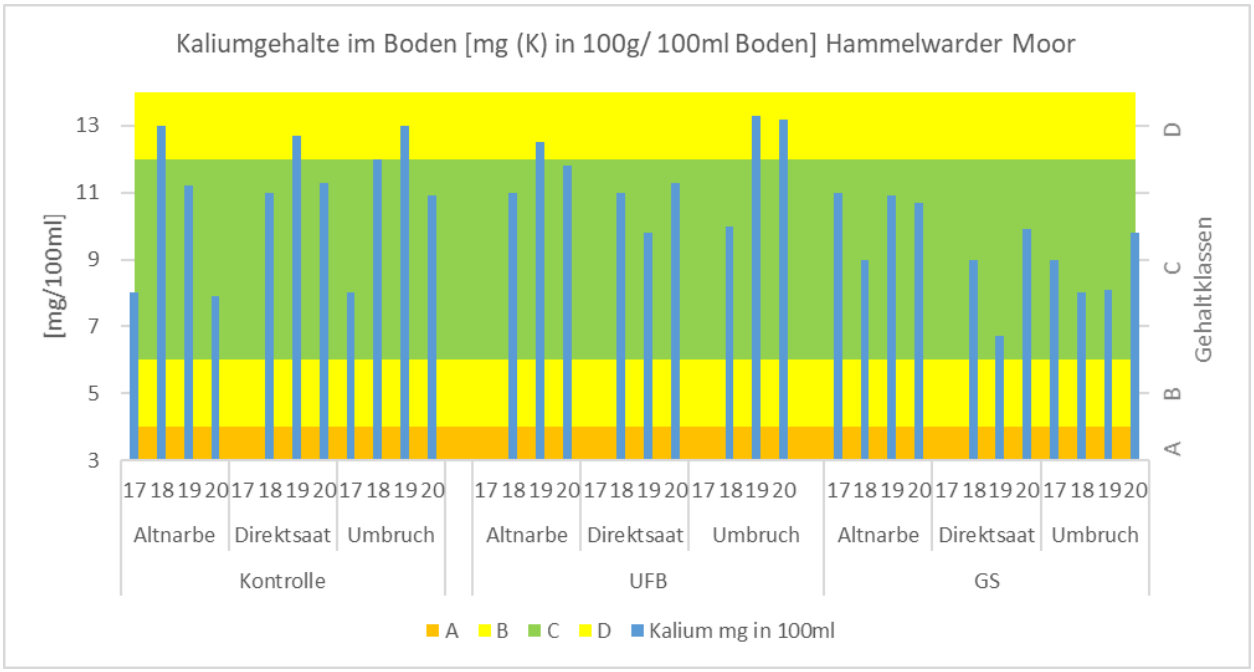


Abbildung 130 Kaliumgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Niedermoor 2017 bis 2020.

8.4.8.2 Düngung, Standort Hochmoor

Durch die gute Wasserleitfähigkeit der Weißtorfauflage entsprach die Wasserführung den Erwartungen. Entsprechend entfaltete die Wasserverfügbarkeit auch bei der Nährstoffversorgung ihre Wirkung.

Eine Bewertung der Kontrolle im Jahr 2020 wird nicht durchgeführt, da die Vegetation (Aufwuchs) aufgrund der Mäuseschädigung nicht mehr einem typischen Grünland entsprach.

8.4.8.2.1 Stickstoffwirkung, Hochmoorstandort von 2017–2020

Die Stickstoffdüngung entsprach den Anforderungen der derzeitigen DüV. 2017 waren Zu- und Abfuhr relativ ausgeglichen. Im heißen und trocken Jahr 2018 konnte aufgrund der geringen TM-Abfuhr auch entsprechend weniger Stickstoff entzogen werden, somit überschritt in diesem Jahr die Stickstoffzufuhr den Entzug. In den Jahren 2019 und 2020 verkehrte sich die Bilanz wieder, in den Wasservarianten konnte wieder deutlich mehr geerntet werden, wodurch eine negative Stickstoffbilanz entstand.

2018 entzog die Kontrolle trockenheitsbedingt durchschnittlich 42,64 kg N/ha weniger als der Grabeneinstau und 45,93 kg N/ha weniger als die Unterflurbewässerung, 2019 waren es 50,73 kg

N/ha weniger als der Grabeneinstau und 79,78 kg N/ha weniger als die Unterflurbewässerung, vgl. Abbildung 131.

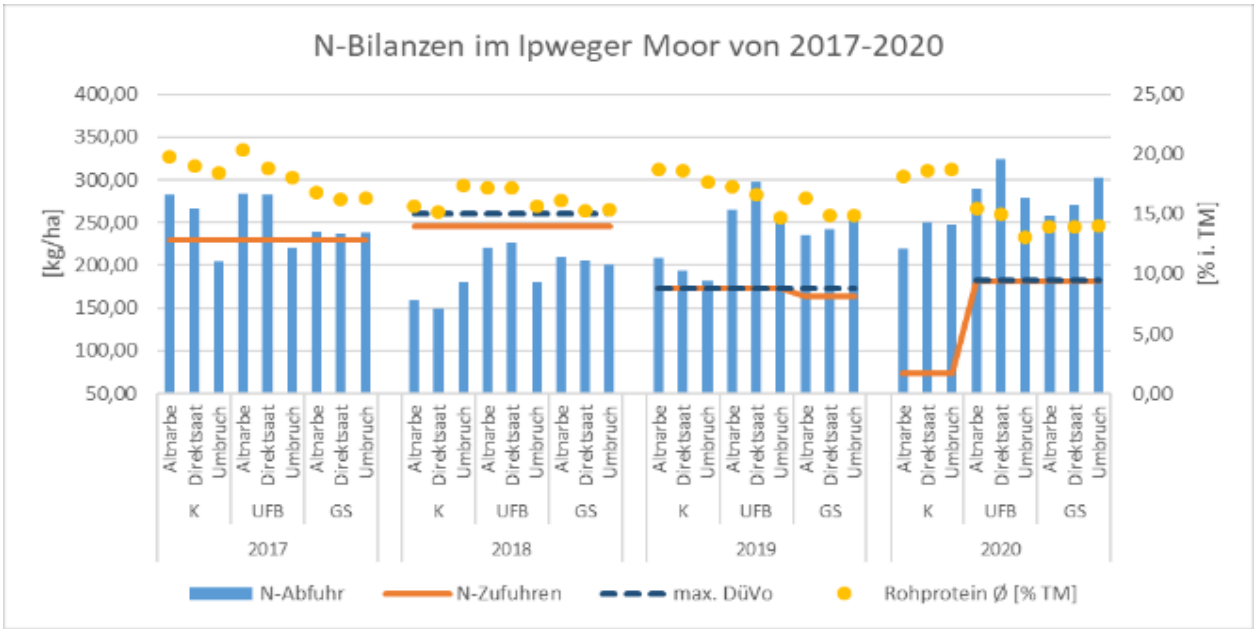


Abbildung 131 Verhältnis von N-Zufuhr [kg/ha] (50% N aus Gülle) und N-Abfuhr [kg/ha] sowie Rohproteingehalte [% i.TM], Hochmoor 2017 bis 2020.

8.4.8.2.2 Phosphorwirkung, Hochmoorstandort von 2017–2020

Im ersten Versuchsjahr zum ersten Schnitt gab es innerhalb der Ansaatvarianten große Schwankungen bezüglich der Phosphorgehalte. In der Variante Kontrolle/Direktsaat wurde ein Wert 0,29 % i. TM und im Umbruch 0,53 % i. TM festgehalten. Der Richtwert der LUFA NW liegt zwischen 0,3–0,4 % i. TM. Insgesamt zeigen die Analysen eine gute Versorgung mit Phosphor, s. Tabelle 48.

Tabelle 48 Phosphorgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020.

Phosphorgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten im Hochmoor von 2017-2020

Wasser-variante	Ansaat	2017					2019				
		1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	5 S.	1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	5 S.
K	Altnarbe	0,36	0,24	0,31	0,27		0,36	0,44	0,34		
	Direktsaat	0,29	0,23	0,27	0,34		0,39	0,43	0,34		
	Umbruch	0,53	0,27	0,33	0,36		0,36	0,38	0,31		
UFB	Altnarbe	0,32	0,26	0,30	0,36		0,40	0,48	0,40		
	Direktsaat	0,36	0,27	0,35	0,39		0,36	0,49	0,37		
	Umbruch	0,42	0,27	0,29	0,33		0,39	0,44	0,41		
GS	Altnarbe	0,25	0,24	0,29	0,38		0,36	0,43	0,23		
	Direktsaat	0,34	0,28	0,28	0,41		0,32	0,46	0,36		
	Umbruch	0,30	0,30	0,31	0,40		0,32	0,48	0,34		
		2018					2020				
K	Altnarbe	0,33	0,35	0,25	0,44	0,44	0,37	0,35	0,37	0,51	
	Direktsaat	0,37	0,36	0,27	0,44	0,46	0,41	0,35	0,36	0,52	
	Umbruch	0,44	0,39	0,28	0,47	0,43	0,43	0,32	0,39	0,52	
UFB	Altnarbe	0,41	0,36	0,28	0,46	0,48	0,39	0,34	0,36	0,52	
	Direktsaat	0,44	0,36	0,31	0,47	0,52	0,35	0,35	0,38	0,51	
	Umbruch	0,44	0,41	0,31	0,50	0,56	0,33	0,38	0,37	0,47	
GS	Altnarbe	0,41	0,41	0,28	0,38	0,42	0,33	0,33	0,32	0,45	
	Direktsaat	0,46	0,42	0,29	0,44	0,45	0,30	0,33	0,33	0,45	
	Umbruch	0,38	0,41	0,31	0,39	0,41	0,30	0,27	0,31	0,45	

Die Phosphordüngung und Phosphorentzüge waren im Jahr 2017 relativ ausgeglichen, auch im Jahr 2018 lagen die Phosphorentzüge im Bereich von 2017, wobei die Kontrolle eine niedrigere Aufnahme als die Wasservarianten zeigte; die Phosphordüngung lag in diesem Jahr infolge eines Anwendungsfehlers (mineralische Phosphordüngergabe) deutlich über dem Bedarf. In den Jahren 2019 und 2020 waren die Entzüge wiederum höher als die Zufuhren. Die insgesamt wüchsigeren Wasservarianten erreichten in diesen Jahren deutlich höhere Phosphorentzüge und übertrafen bilanziell die Düngung, vgl. Abbildung 132.

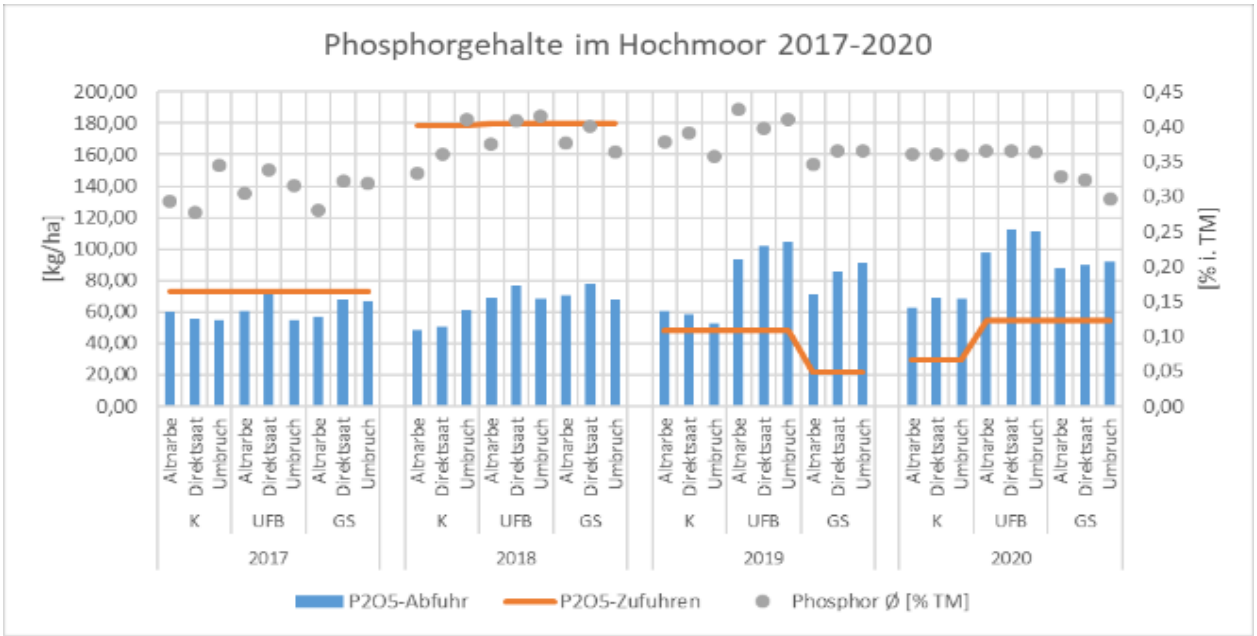


Abbildung 132 Phosphorgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Hochmoor 2017 bis 2020.

Laut Bodenuntersuchungen entsprach die Phosphorversorgung der Kontrolle über den gesamten Untersuchungszeitraum den Gehaltsklassen C (anzustreben) und D (hoch). In den Wasservarianten ergaben sich bedingt durch die besseren Ernten entsprechend höhere Entzüge,

die sich in geringeren Gehaltsklassen im Boden wiederfinden. Durch die überhöhte Phosphorgabe im Jahr 2018 überschritten 2019 einige Bodenproben den Wert von 5 mg P/ml und erreichten die Gehaltsklasse D. In der Unterflurbewässerung ist der Bodengehalt an Phosphor mit durchschnittlich 2,97 mg P/100 ml deutlich niedriger als in der Kontrolle, hier wurden durchschnittlich 4,05 mg P/100 ml gemessen. Unterhalb 3 mg P/100 ml beginnt bereits die Gehaltklasse B (niedrig), was laut LUFA Nordwest einer Unterversorgung entspricht. 2020 sank der Wert in der Unterflurbewässerung/Umbruch auf 1,6 mg P/100 ml und lag damit in der Gehaltklasse A (sehr niedrig).

Trotz ähnlicher Erntemengen der Wasservarianten lagen die Bodenphosphorgehalte vom Grabeneinstau tendenziell etwas höher verglichen mit der Unterflurbewässerung. Im Zeitraum von 2017 bis 2019 lagen die Phosphorgehalte in den Gehaltsklassen C und D. Erst 2020 sanken die Werte von 5,9 auf 2,9 mg P/100 ml ab und erreichten ebenfalls die Gehaltklasse B (niedrig), vgl. Abbildung 133.

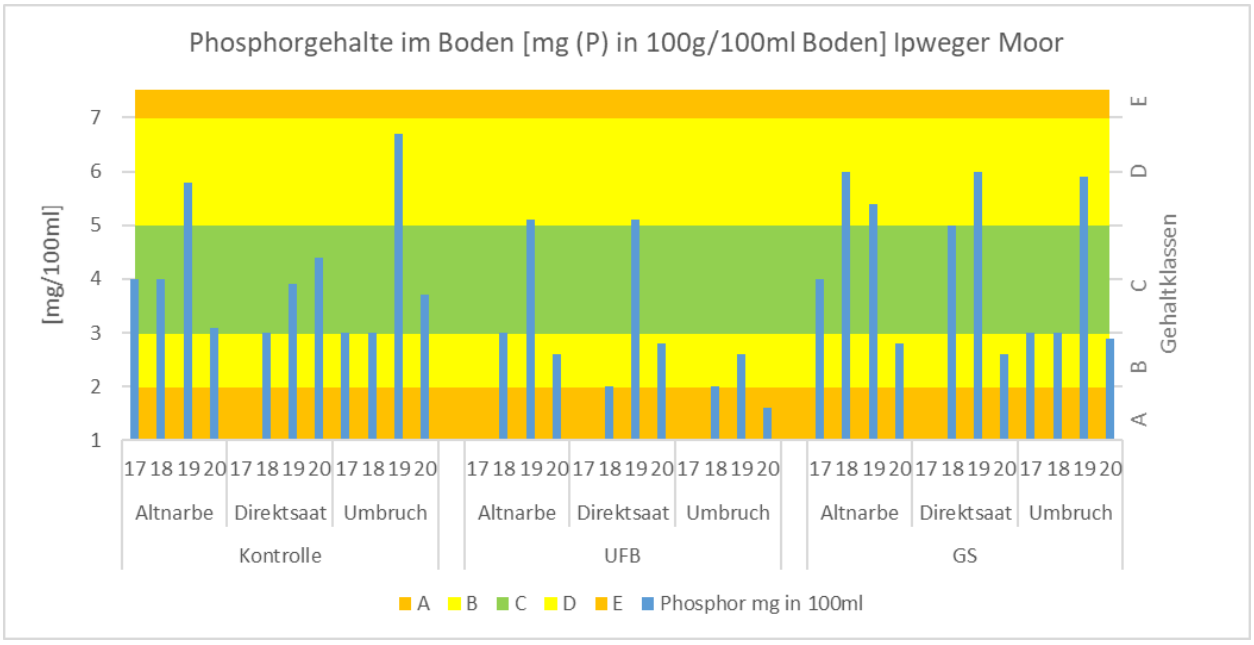


Abbildung 133 Phosphorgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Hochmoor 2017 bis 2020.

8.4.8.2.3 Kaliumwirkung, Hochmoorstandort von 2017–2020

Im ersten Versuchsjahr lagen die Kaliumgehalte (% i.TM) bei durchschnittlich 2,65 % i. TM. 2018 waren vor allem die Gehalte der späten Schnitte klimabedingt erhöht. Über alle Schnitte stiegen die Mittelwerte auf 2,72 % i. TM und erreichen 2019 schließlich 2,99 % i. TM. 2020 sank der Durchschnittswert über alle Varianten auf 2,18 % i. TM. Dabei fällt auf, dass in der Kontrolle Werte von über 3,00 % i. TM auftraten, die damit über der Empfehlung von der LUFA NW liegen, vgl. Tabelle 49.

Tabelle 49 Kaliumgehalte [% i. TM] in den einzelnen Schnitten, Hochmoor 2017 bis 2020.

Kaliumgehalte in [% i. TM] in den einzelnen Schnitten im Hochmoor von 2017-2020

Wasser-varianten	Ansaat	2017					2019				
		1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	5 S.	1 S.	2 S.	3 S.	4 S.	5 S.
K	Altnarbe	2,45	2,70	2,96	2,25		2,93	3,79	2,74		
	Direktsaat	2,84	3,06	3,21	2,59		3,06	3,60	2,78		
	Umbruch	3,33	3,39	2,61	1,98		2,98	3,40	2,90		
UFB	Altnarbe	3,24	2,97	3,19	2,91		2,79	3,35	2,92		
	Direktsaat	2,76	3,13	2,32	2,53		2,63	3,73	3,10		
	Umbruch	3,38	2,61	2,59	2,74		2,97	3,44	3,67		
GS	Altnarbe	1,75	2,77	2,47	2,47		2,46	3,06	2,67		
	Direktsaat	1,63	2,85	2,05	2,33		2,31	3,58	3,01		
	Umbruch	2,40	2,72	2,19	2,19		2,20	3,23	2,81		
		2018					2020				
K	Altnarbe	2,42	2,19	2,18	3,56	2,85	3,00	3,24	3,33	3,59	
	Direktsaat	2,53	2,16	2,20	3,71	3,10	3,31	3,22	3,00	3,41	
	Umbruch	2,99	2,15	2,43	3,69	3,04	3,42	2,92	3,30	3,45	
UFB	Altnarbe	2,84	2,26	2,31	3,64	2,83	2,88	2,36	1,69	2,57	
	Direktsaat	3,26	2,38	2,74	3,69	3,50	2,07	2,50	1,99	2,61	
	Umbruch	2,94	2,45	2,24	3,51	3,60	2,39	2,89	1,77	2,04	
GS	Altnarbe	2,32	2,41	2,09	3,08	2,74	2,70	2,53	1,83	2,55	
	Direktsaat	3,19	2,75	2,89	3,59	3,33	2,45	2,26	1,43	1,97	
	Umbruch	2,45	2,60	2,34	3,26	2,97	2,24	1,82	1,14	1,72	

Im Jahre 2018 waren die Kaliumabfuhr berechnet als K_2O im Schnitt 19,69 kg K_2O/ha geringer als die Zufuhren. Im Jahre 2018 sank die Abfuhr bedingt durch die Trockenheit auf durchschnittliche 244,85 kg K_2O/ha ab und lag deutlich unter den Zufuhren von 343,63 kg K_2O/ha und die Düngung überstieg den Bedarf. 2019 waren die Abfuhren in den Wasservarianten Unterflurbewässerung und Grabeneinstau erstmals höher als die Zufuhren. In der Unterflurbewässerung/Umbruch wurde der Höchstwert von 446,26 kg K_2O/ha geerntet. Entsprechend mit der höchsten K_2O-Abfuhr konnte auch der höchste Kaliumgehalt % i. TM verzeichnet werden. Auffallend ist hier, dass die Kontrolle die geringsten Abfuhren hatte mit durchschnittlichen 250,59 kg K_2O/ha, die Unterflurbewässerung den höchsten Wert von 401,94 kg K_2O/ha und der Grabeneinstau 326,63 kg K_2O/ha. Im Jahre 2020 konnte auch die Unterflurbewässerung die höchsten Abfuhren verzeichnen im Durchschnitt mit bis zu 356,17 kg K_2O/ha und der GS hatte 305,60 kg K_2O/ha an Abfuhren, vgl. Abbildung 134.

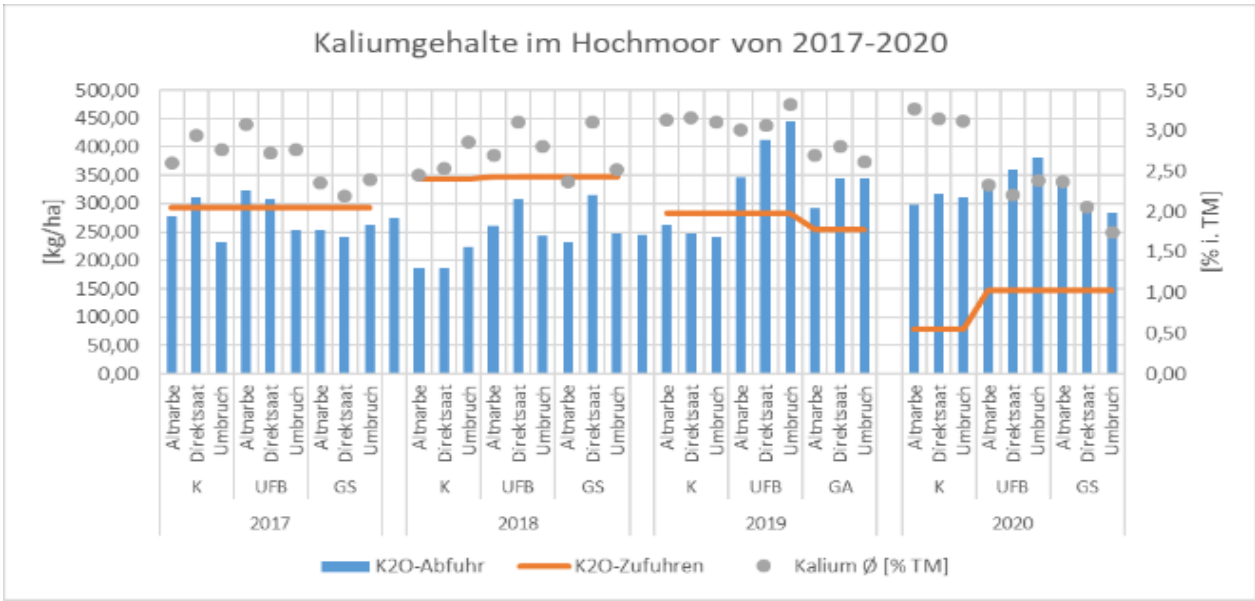


Abbildung 134 Kaliumgehalte in Grünlandaufwüchsen [% i TM], Zufuhren [kg/ha] und Abfuhren [kg/ha], Hochmoor 2017 bis 2020.

Die Kalium-Gehaltsklassen der Bodenproben in der Kontrolle lagen im gesamten Untersuchungszeitraum bei C und D, eine Ausnahme bildete die Umbruchvariante im Jahr 2017, dort lag der Wert bei nur 6 mg K/100 ml. In der Unterflurbewässerung waren die Werte insgesamt deutlich niedriger. Nur 2019 erreichten hier die Altnarben und die Direktsaat die Gehaltsklasse D, was auf eine erhöhte Kaliumdüngung im Jahr 2018 zurückzuführen war. Der Grabeneinstau lag mit durchschnittlich 8,28 mg K/100 ml zumeist in der Versorgungsklasse C, vgl. Abbildung 135.

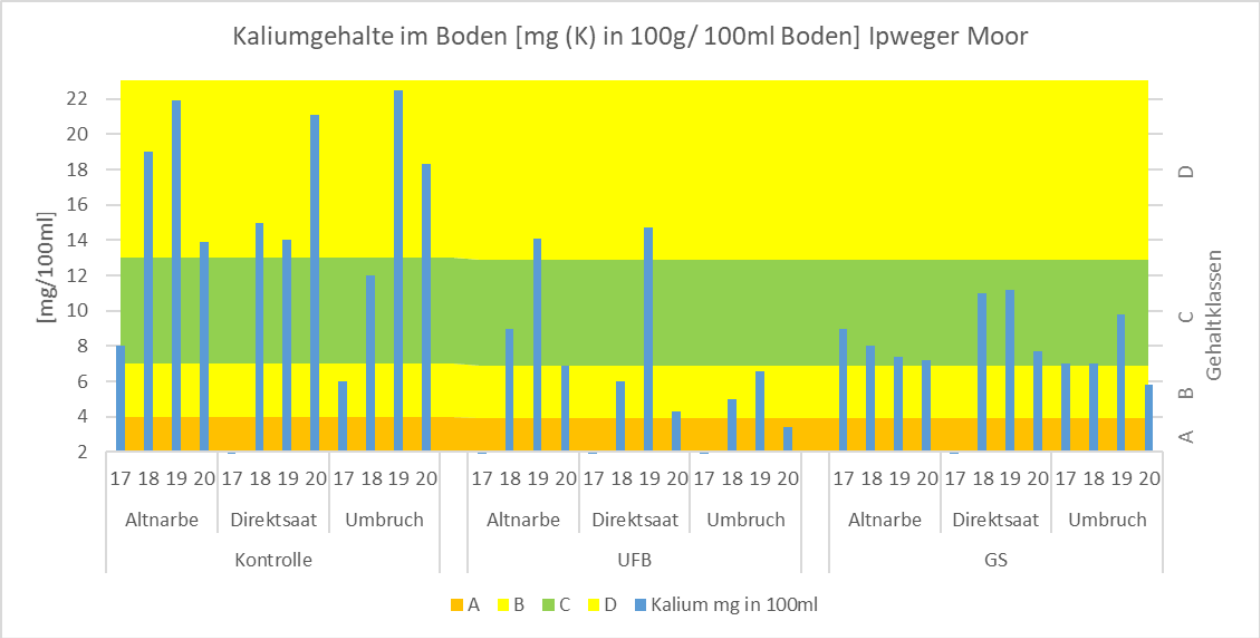


Abbildung 135 Kaliumgehalte im Boden [mg [P] in 100 ml Boden] mit Abbildung der Gehaltklassen in den Ansaatvarianten, Hochmoor 2017 bis 2020.

8.5 Bewertung der Maßnahmen

8.5.1 Betriebswirtschaftliche Bewertung

Alle aus den Exaktversuchen ermittelten Daten dienen als Grundlage für eine betriebswirtschaftliche Bewertung und können für eine Modellierung auf regionaler Ebene herangezogen werden. Ein agronomischer Kosten-/Nutzenvergleich der Standorte und Varianten soll die geprüften Maßnahmen in Bezug auf die Einzelfläche (Hektar Dauergrünland) bewerten.

Für eine betriebswirtschaftliche Bewertung der untersuchten Varianten sind einerseits die Flächenerträge und andererseits die dafür notwendigen Aufwendungen entscheidend. Erwartet wurden Bewirtschaftungseinschränkungen durch Nässe vor allem im Frühjahr und Herbst und damit verbundene Mindererträge.

Für das SWAMPS-Projekt stellten sich die Auswirkungen differenzierter dar.

8.5.2 Grundfutterkosten

Es wurden zunächst Ersatzkostenwerte (Vollkosten in € je GJ NEL) für die Referenzbewirtschaftung, basierend auf der tatsächlichen Bewirtschaftung der Jahre 2017 - 2020, getrennt für den Niedermoorstandort und den Hochmoorstandort ermittelt. Als Referenz diente jeweils die Altnarbe in der Kontrolle ohne Wassereinstau. Beide Standorte wurden im Mittel der Jahre 2017–2020 jeweils viermal schnittgenutzt. Als Nettoertrag für die Ermittlung der Ersatzkostenwerte je GJ NEL wurden 85 % des Bruttoertrages angenommen, da sich in der Praxis tatsächlich entsprechende Verluste bei der Ernte und infolge der Futterkonservierung ergeben.

Über die Mehr- oder Mindererträge (Energieertrag in MJ NEL/ha) lassen sich die Erzeugungs- oder Einsparungskosten gegenüber den Herstellungskosten auf Ersatzflächen berechnen. Hier fließen die anteiligen Maschinenkosten, Verbringungskosten, Kosten für Düngung und Pacht und Arbeitserledigungskosten mit ein. Aus diesen Kosten (Vollkosten) lässt sich der Ersatzkostenwert je Energieeinheit Gras (€/MJ bzw. €/GJ NEL) herleiten. Multipliziert mit der Ertragsdifferenz (MJ NEL/ha) je Hektar ergeben sich Ersatzkosten je Flächeneinheit (€/ha) der betreffenden Varianten und Standorte. Für die Erzeugung einer Futterenergie von 1.000 MJ NEL (1 GJ NEL) wurden Vollkosten in Höhe 30,58 € (Niedermoor) bzw. 31,03 € (Hochmoor) ermittelt. Je nach Ertrag sind diese bei Ersatzfutterbeschaffung auf Ersatzflächen aufzuwenden (Ertragsverluste) bzw. einzusparen (Mehrerträge, z.B. bei hohen Wasserständen in Trockenjahren).

8.5.3 Aufwandskosten

Zusätzlich zu den üblichen Maschinenkosten (Pflege, Düngung, Mahd und Ernte) ergaben sich für die Versuchsvarianten spezifische Maschinenkosten (Neuanlage, Aufwendungen für Gülleverbringung, …) und Kosten für Saatgut. Wegen der beschriebenen hohen Wasserstandshaltung konnten die Ausbringungstermine für die organische Düngung nicht immer zum optimalen Zeitpunkt erfolgen, da die Befahrbarkeit temporär deutlich eingeschränkt wurde. Um dies zu berücksichtigen wurden die Aufwendungen für die Gülleausbringung in den Wasservarianten als verdoppelt angenommen, z.B. durch Befahrung mit halb gefülltem Güllefass oder durch Aufwendungen für die bodenschonende Verschlauchungstechnik (Lohnbetrieb).

Kostenminderung wird durch die längere potenzielle Nutzungsdauer der nach Grünlandumbruch bzw. Direktsaat etablierten Grünlandnarben (höhere Ausdauer, geringer Schädlingsdruck) in den Wasservarianten abgeleitet. Während die Grünlanderneuerung in der Kontrolle bereits nach 5 Jahren (Direktsaat) bzw. nach 10 Jahren (Umbruchvariante) erfolgt, kann die Nutzungsdauer

in den Wasservarianten auf 15 Jahre (Grabeneinstau) bzw. 20 Jahre (Unterflurbewässerung) verlängert werden.

Für die Neuanlage der Variante Umbruch ergeben sich aktuell kalkulatorisch Kosten von 306,61 €/ha (Mittelwert der Kosten für Grünlandumbruch der letzten drei Jahre), für die Variante Direktsaat fallen die aktuellen Kosten für die Neuanlage geringer aus und belaufen sich auf 200,73 €/ha. Diese Kosten werden jährlich kapitalisiert (Wiedergewinungsfaktor) und fließen bei der Bestimmung der variantenabhängigen Maschinenkosten kalkulatorisch mit ein.

8.5.4 Kosten der Infrastruktur für die Wasserhaltung

Für das Projekt ergaben sich Kosten von mehreren Tausend Euro pro Hektar für die Wasserhaltungsmaßnahmen. Diese projektbezogenen Kosten würden sich in größeren Gebieten deutlich verringern. Für die Baustelleneinrichtung, die Zuwässerung aus dem Vorfluter, die Stromversorgung (Solarmodule) und Wasserfilteranlagen werden die auf insgesamt nur 0,25 bis 0,5 ha ermittelten Gesamtkosten in Höhe 8.420 € (Niedermoor) bzw. 4.910 € (Hochmoor) für eine einzurichtende Gesamtfläche von insgesamt 5 Hektar angenommen, so dass die Kosten je ha sich deutlich realistischer darstellen als bei einer Berechnung auf den wesentlich kleineren Versuchsflächen. Die Herleitung der Kosten für die Infrastruktur der Wasserhaltung je ha Grünland ist in Tabelle 50 und Tabelle 51 dargestellt. Für die Ermittlung dieser Kostenanteile wurden die jährlichen Kosten bezogen auf die vorgesehene Nutzungsdauer (Wiedergewinnungsfaktor) mit einem Zinssatz von 6 % kapitalisiert. Betreuungs- und Wartungskosten wurden zusätzlich mit 10 % der Investitionskosten berücksichtigt.

Bei den direkt flächenabhängigen Kosten wie für den Einbau der Stauwehre, oder insbesondere die Einrichtung der Drainagestränge bei der UFB (in enger Abfolge von vier Metern in horizontal-parallelem Abstand) wurden die tatsächlichen Kosten in Höhe 6.125 €/ha (Hochmoor) bzw. 8.655 €/ha (Niedermoor) ermittelt.

Um infrastrukturell bedingte, standörtliche Differenzen nicht zu stark in die Bewertung einfließen zu lassen, wurden die Kosten beider Standorte, getrennt nach Verfahren, gemittelt. Für das Verfahren `Grabeneinstau´ ergeben sich Kosten von 3.050 €/ha und für die Unterflurbewässerung 9.462 €/ha.

Tabelle 50 Gesamtkosten und jährlich zu erbringende Rücklagen für Grabeneinstau je ha Grünland.

Kosten der Infrastruktur - Grabeneinstau				
A - flächenabhängige Kosten	1.690 €	(Stauwehre, UFB-Drainrohr, Pegel)		
B - flächenunabhängige Kosten	1.191 €	(Baustelleneinrichtung, Zuwässerung)		
C - Wartungskosten	169 €	(10% vom Investionswert A)		
Mittelwert der Gesamtkosten je ha	3.050 €	Nutzung	Zinssatz	KWF[1)]
Jährlich bei 25 Jahre Nutzungsdauer	**-239 €**	25 Jahre	6%	-0,07823

[1)] KWF = Kapital-Wiedergewinnungsfaktor bei 25 Jahren Laufzeit mit einem Zinssatz von 6%

Tabelle 51 Gesamtkosten und jährlich zu erbringende Rücklagen für Unterflurbewässerung je ha Grünland

Kosten der Infrastruktur - Unterflurbewässerung				
A - flächenabhängige Kosten	7.390 €	(Stauwehre, UFB-Drainrohr, Pegel)		
B - flächenunabhängige Kosten	1.333 €	(Baustelleneinrichtung, Zuwässerung)		
C - Wartungskosten	739 €	(10% vom Investionswert A)		
Mittelwert der Gesamtkosten je ha	9.462 €	Nutzung	Zinssatz	KWF[1)]
Jährlich bei 25 Jahre Nutzungsdauer	**-740 €**	25 Jahre	6%	-0,07823

[1)] KWF = Kapital-Wiedergewinnungsfaktor bei 25 Jahren Laufzeit mit einem Zinssatz von 6%

Die jährlich notwendigen Rücklagen (KWF, Zinssatz 6 %) für eine Erneuerung nach 25 Jahren betragen 239,- €/ha bei Grabeneinstau und 740 € ha/a bei der Unterflurbewässerung.

8.5.5 Gesamtkosten in Euro je GJ NEL

Die Gesamtkosten ergeben sich aus der Summe der Kostenpositionen bezogen auf die Energieerträge in € je GJ NEL. Mehr- und Mindererträge in den Varianten wirken sich entscheidend auf die durchschnittlich kalkulierten Kosten je Energieeinheit aus und relativieren damit die absoluten Kosten für die wasserwirtschaftliche Infrastruktur. In den Tabelle 52 und Tabelle 53 gezeigte zusätzliche Kosten werden als Differenz zur Altnarbe in der Kontrollvariante mit negativem Vorzeichen dargestellt. Die Gesamtkosten in den einzelnen Varianten ergeben sich aus dem Referenzwert von 30,56 €/GJ NEL (Altnarbe/Kontrolle) abzüglich dieser Kostendifferenz je Hektar (a+b+c) bezogen auf den Ertrag in GJ NEL/ha.

8.5.5.1 Hammelwarder Niedermoor

Im Niedermoor wirken sich die hohen Erträge in der etablierten Altnarbe günstig auf die Kosten aus. Die Ansaatvarianten sind im Vergleich zur Altnarbe (30,56 €/GJ NEL) deutlich teurer. In der Kontrollvariante wurden aufgrund der notwendigen Grünlanderneuerung nach Ablauf von etwa 5 Jahren sowie deutlich geringerer Durchschnittserträge gegenüber der Altnarbe in den Jahren 2017–2020 Kosten in Höhe von 36,86 €/GJ NEL bei Direktsaat sowie 45,25 € je GJ NEL in der Umbruchvariante ermittelt. Die Mehraufwendungen für den Grabeneinstau fallen, bezogen auf die Gesamtkosten (35,47 €/GJ NEL) gegenüber der Kontrolle (37,56 €/GJ NEL) insgesamt günstiger aus, während die Altnarbe mit 32,32 €/GJ NEL auch hier die deutlich geringeren Kosten aufweist. Die Grünlanderneuerung mit Umbruch und als Direktsaat verursachen mit 36,79 bis 37,30 €/GJ NEL ebenfalls deutlich höhere Kosten als die Altnarben.

Die Gesamtkosten der Unterflurbewässerung (55,60 €/GJ NEL) sind im Vergleich zur Kontrolle, bezogen auf die Energieeinheit GJ NEL allgemein um das 1,5-fache erhöht. Die günstigste Erzeugung in der Unterflurbewässerung wurde als Direktsaat (53,11 €/GJ NEL) ermittelt, während sowohl die Altnarbe (56,16 €/GJ NEL) als auch die Umbruchvariante (57,53 €/GJ NEL) in der Unterflurbewässerung, ertragsbedingt nochmals deutlich höhere Gesamtkosten bewirkten.

Tabelle 52 Leistungen und Kosten in den Varianten am Niedermoorstandort (SWAMPS 2017 - 2020).

Leistungen und Kosten	brutto	netto	Differenz	Energieertrag	Differenz der Kostenstruktur je Hektar			Ergebnis	
Hammelwarder Niedermoor	MJ NEL/ha 2017-2020	MJ NEL/ha/a 15% Verluste	von Referenz MJ NEL/ha/a	Relativ von Referenz	Differenz der Ersatzkosten	Differenz der Maschinenkosten	Rücklagen für Wasserhaltung	Kostendifferenz je Hektar	Gesamtkosten
				47.164				a + b + c	a + b + c
		Ersatzkostenwert je MJ NEL:		*0,0306 €*	€ / ha (a)	€ / ha (b)	€ / ha d)	€ / ha	€ je GJ NEL
Kontrollvariante	**194.665**	**41.366**		**88**	-265,95 €	-39,02 €	0,00 €	**-216,32 €**	**37,56 €**
Altnarbe	221.949	47.164	0	100		0,00 €	0,00 €	0,00 €	30,58 €
Direktsaat	190.783	40.541	-6.623	86	-202,52 €	-45,82 €	0,00 €	-248,34 €	36,86 €
Umbruch	171.263	36.393	-10.771	77	-329,37 €	-71,26 €	0,00 €	-400,63 €	45,25 €
UFB	**192.785**	**40.967**		**87**	-189,51 €	-100,19 €	-740,21 €	**-1.029,91 €**	**55,60 €**
Altnarbe	190.744	40.533	-6.631	86	-202,78 €	-87,02 €	-740,21 €	-1.030,01 €	56,16 €
Direktsaat	198.554	42.193	-4.971	89	-152,03 €	-102,48 €	-740,21 €	-994,72 €	53,11 €
Umbruch	189.058	40.175	-6.989	85	-213,73 €	-111,07 €	-740,21 €	-1.065,01 €	57,53 €
Grabeneinstau	**213.010**	**45.265**		**96**	-58,09 €	-59,46 €	-238,60 €	**-356,15 €**	**35,47 €**
Altnarbe	222.257	47.230	65	100	2,00 €	-43,51 €	-238,60 €	-280,11 €	32,32 €
Direktsaat	208.807	44.371	-2.793	94	-85,40 €	-62,24 €	-238,60 €	-386,24 €	36,79 €
Umbruch	207.966	44.193	-2.971	94	-90,87 €	-72,64 €	-238,60 €	-402,10 €	37,30 €
a) Abweichung in MJ NEL (netto) * Ersatzkostenwert in €/MJ NEL									
b) Aufwand Spezial-Machinenkosten: doppelter Aufwand Gülleausbringung , Umbruch , Direktsaatkosten!									
c) Annuität der Wiedergewinnung bei 25 Jahre Nutzungsdauer für Einrichtung der Grabeneuntsaue, UFB incl. Wasserpumpsysteme für jeweils 5 Hektar-Feldblock									

8.5.5.2 Ipweger Hochmoor

Am Hochmoorstandort wurden trotz der hohen Kostenbelastung durch Wasserhaltung vergleichsweise günstige Kosten je Energieeinheit ermittelt. Aufgrund der wesentlich besseren Ertragswirksamkeit der Wasserhaltung werden mit der Unterflurbewässerung (Mittelwert 33,32 €/GJ NEL) ähnliche Größenordnungen erzielt wie in den Kontrollvarianten (32,43 €/GJ NEL). Mit Grabeneinstau werden bei mittlerer Kostenbelastung und hoher Ertragswirksamkeit etwa 30–33 % geringere Kosten als in den Kontroll- und UFB Varianten erzielt, nämlich 23,18 €/GJ NEL. Die Direktsaatvariante hat sich als die ertragsstärkste (41,75 bis 56,18 GJ NEL/ha) und bezogen auf die Kosten je Futtereinheit auch günstigste (30,65 bis 21,46 €/GJ NEL) Verbesserungsmaßnahme in allen drei Wasserregimen erwiesen.

Tabelle 53 Leistungen und Kosten in den Varianten am Hochmoorstandort (SWAMPS 2017 - 2020).

Leistungen und Kosten	brutto	netto	Differenz	Energieertrag	Differenz der Kostenstruktur je Hektar			Ergebnis	
Ipweger Hochmoor	MJ NEL/ha 2017-2020	MJ NEL/ha/a 15% Verluste	von Referenz MJ NEL/ha/a	Relativ von Referenz	Differenz der Ersatzkosten	Differenz der Maschinenkosten	Rücklagen für Wasserhaltung	Kostendifferenz je Hektar	Gesamtkosten
				40.756				a + b + c	a + b + c
		Ersatzkostenwert je MJ NEL:		*0,0310 €*	€ / ha (a)	€ / ha (b)	€ / ha c)	€ / ha	€ / GJ NEL
Kontrollvariante	**190.642**	**40.511**		**99**	-11,37 €	-39,02 €	0,00 €	**-46,60 €**	**32,43 €**
Altnarbe	191.791	40.756	0	100		0,00 €	0,00 €	**0,00 €**	**31,03 €**
Direktsaat	196.473	41.751	995	102	30,87 €	-45,82 €	0,00 €	**-14,94 €**	**30,65 €**
Umbruch	183.661	39.028	-1.728	96	-53,61 €	-71,26 €	0,00 €	**-124,86 €**	**35,60 €**
UFB	**247.386**	**52.570**		**129**	366,59 €	-105,19 €	-740,21 €	**-478,81 €**	**33,32 €**
Altnarbe	234.439	49.818	9.063	122	281,22 €	-87,02 €	-740,21 €	**-546,01 €**	**36,34 €**
Direktsaat	264.398	56.185	15.429	138	478,76 €	-117,48 €	-740,21 €	**-378,94 €**	**29,25 €**
Umbruch	243.322	51.706	10.950	127	339,79 €	-111,07 €	-740,21 €	**-511,49 €**	**34,35 €**
Grabeneinstau	**245.853**	**52.244**		**128**	356,48 €	-59,46 €	-238,60 €	**58,41 €**	**23,18 €**
Altnarbe	231.220	49.134	8.379	121	259,99 €	-43,51 €	-238,60 €	**-22,12 €**	**26,19 €**
Direktsaat	253.749	53.922	13.166	132	408,54 €	-62,24 €	-238,60 €	**107,70 €**	**21,46 €**
Umbruch	252.589	53.675	12.920	132	400,89 €	-72,64 €	-238,60 €	**89,66 €**	**21,89 €**
a) Abweichung in MJ NEL (netto) * Ersatzkostenwert in €/MJ NEL									
b) Aufwand Spezial-Machinenkosten: doppelter Aufwand Gülleausbringung , Umbruch , Direktsaatkosten!									
c) Annuität der Wiedergewinnung bei 25 Jahre Nutzungsdauer für Einrichtung der Grabeneuntsaue, UFB incl. Wasserpumpsysteme für jeweils 5 Hektar-Feldblock									

8.6 Bewertung der Klimawirksamkeit

Die betriebliche Bilanz der CO_2 und N_2O Emissionen ist eng verknüpft mit den Erträgen der Grünlandaufwüchse und deren Nutzung. Das Ertragsniveau hat im Grünlandbetrieb entscheidenden Einfluss auf die mögliche Besatzstärke in der Tierhaltung und damit auch auf die betrieblich notwendige Flächennutzung. Es ist daher erforderlich, die Bewertung der

Klimawirksamkeit einzelner Maßnahmen sowohl auf die Fläche (Hektar Dauergrünland) als auch auf das mit diesem Hektar produzierte Erntegut (Grasertrag in Futterenergie GJ NEL) zu beziehen, um innerbetriebliche Klimaeffekte durch mittelfristige Anpassungsstrategien (Extensivierung oder Umwidmung von Nutzfläche, Diversifizierung) zu berücksichtigen.

Für die Klimaschutzbewertung im Rahmen der SWAMPS-Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass alle Flächen sehr ähnlich gedüngt und bewirtschaftet wurden, was der Fall war. Daraus folgt für alle Versuchsflächen ein identischer CO_2-Rucksack aus Betriebsmitteln. Die aus den für die betriebswirtschaftliche Bewertung abgeleiteten maschinellen Mehraufwendungen (1 l Diesel = 3 kg CO_2) aufgrund geringer Tragfähigkeit oder eine differenzierte Düngung (z.B. 1 kg N entspricht 5 kg CO_2 in der Herstellung +5 kg N_2O aus Boden) mangels Befahrbarkeit beeinflussen die Klimawirksamkeit in diesem Kontext nicht wesentlich. Sie liegen deutlich im Bereich unter einer Tonne CO_2-Äquivalent und können durch Optimierung und bessere Abstimmung der Befahrung mit den Wasserständen weiter reduziert werden.

Natürlich werden auch auf Mineralböden Treibhausgase freigesetzt und sollten mit in den Vergleich einbezogen werden, doch auch diese Emissionen bewegen sich im kleinen zweistelligen Bereich, beispielsweise 40 kg CO_2-Äq./GJ NEL, gemessen auf gedüngtem Grünland in Schleswig-Holstein (SCHMEER 2012).

In der folgenden Bewertung der Klimawirksamkeit werden diese Mehraufwendungen deshalb nicht berücksichtigt, da keine wesentlichen Abweichungen von den in Modul D berichteten Werten zu erwarten sind.

8.6.1 Veränderung der THG-Emissionen - Hammelwarder Moor

Die mittleren THG-Emissionen in den Kontrollvarianten der Jahre 2017–2020 werden mit 38,3 t CO_2-Äq./ha (± 3,5 t CO_2-Äq. ha^{-1} a^{-1}; vgl. Modul D) angegeben. Mit der Wasserbevorteilung durch Grabeneinstau konnte zwar eine gesicherte Einsparung der THG-Emissionen festgestellt werden, allerdings ist diese insgesamt noch nicht ausreichend für eine statistische Absicherung; lediglich bezüglich der **THG-Emissionen in der Unterflurbewässerung** ergibt sich ein **signifikanter Effekt** (vgl. Tabelle 54) gegenüber den Kontrollvarianten (Relativ 100 %).

Tabelle 54 Vergleich der Energieleistung mit jeweiligen THG-Emissionen der Maßnahmen im Hammelwarder Moor (statistisch nicht abgesichert in grau, kursiv).

Hammelwarder Moor, Niedermoor	Einheiten	Kontroll-variante	Unterflurbe-wässerung	Graben-einstau
Nettoertrag GJ NEL/ha	GJ NEL /ha	**41,37**	**40,97**	**45,26**
Flächenbezug *				
THG-Emissionen t CO2e je ha	relativ [%]	100	93	*100*
Etragsbezug				
THG-Emission in kg je GJ NEL	kg CO_2-Äq/GJ NEL	925,87	869,46	*846,14*
THG-Differenz in kg je GJ NEL	kg CO_2-Äq./GJ NEL		-56,42	*-79,74*
THG-Emissionen kg CO_2-Äq. je GJ NEL	%	**100%**	**94%**	*91%*

** Referenz: Kontrolle 38,3 t CO_2-Äq./ha*

Kosten der THG-Minderung im Hammelwarder Moor

Mit den untersuchten Maßnahmen zur klimaschonenden Moorbewirtschaftung wurde mit der Unterflurbewässerung im Niedermoor eine gesicherte Reduktion der THG-Emissionen je ha (7 %), bzw. je GJ NEL (−6 %) erreicht.

Bezogen auf die erzeugte Grundfuttermenge ließ sich auch mit dem Grabeneinstau eine THG-Reduktion von −9 % CO_2-Äq. je GJ NEL erreichen (nicht signifikant).

Der mit Unterflurbewässerung erzielten Reduktion von (gemessen) 2,68 t THG-Emission je ha Grünland stehen insgesamt 269,97 € Vollkosten je eingesparter Tonne THG-Emissionen gegenüber. Bezogen auf den Ertrag (GJ NEL) sind die Kosten der THG-Emissionsminderung mit 319,66 €/t CO_2-Äq. wegen der ertraglichen Defizite nochmals 50 € teurer. Der Grabeneinstau bietet dagegen Chancen bei den ertragsbezogenen THG-Minderungskosten. Diese Kostenvorteile, bezogen auf die Energieeinheit je t THG-Emission für den Grabeneinstau fallen mit −26,30 €/t CO_2-Äq. sehr vorteilhaft aus, werden aber nur dann klimawirksam, wenn auf betrieblicher Ebene gleichzeitig Flächen- oder Betriebsmittel eingespart werden. Eine Verlagerung der freiwerdenden Flächen auf andere Betriebe mit intensiver Grundfutterproduktion würde einer Klimaschutzwirkung entgegenstehen (s. Tabelle 55).

Tabelle 55 Kosten der Treibhausgasminderung durch Wassermanagement und betriebliche Anpassung.

Hammelwarder Moor, Niedermoor	Einheiten	Kontroll-variante	Unterflurbe-wässerung	Graben-einstau
Nettoertrag GJ NEL/ha	GJ NEL /ha	**41,37**	**40,97**	**45,26**
Flächenbezug *				
THG-Emission in t je Hektar	t CO_2-Äq.	38,3	*35,6*	*38,3*
THG-Differenz in t je Hektar	t CO_2e		-2,68	*0,00*
Vollkosten je Hektar	€/ha	1553,90	2277,68	1605,42
Kosten der THG-Minderung je Hektar (Fläche)	€/t CO_2-Äq.		**269,97**	**-**
Etragsbezug				
THG-Differenz in kg je GJ NEL	kg CO_2-Äq./GJ NEL		-56,42	*-79,74*
Vollkosten je GJ NEL	€/GJ NEL	37,56	55,60	35,47
Kosten der THG-Minderung je GJ NEL (Ertrag)	€/t CO_2-Äq.		**319,66**	***-26,30***

** Referenz: Kontrolle 38,3 t CO_2-Äq./ha*

8.6.2 Veränderung der THG-Emissionen - Ipweger Moor:

Das Wassermanagement erbrachte im Ipweger Moor nicht die erwartete THG-Reduktion (s. Modul D u. Tabelle 56). Vor allem die erhöhten Emissionswerte der Unterflurbewässerung (Relativ 133) konnten nicht durch den erzielten Mehrertrag kompensiert werden, es ergeben sich hier immer noch ertragsbezogene THG-Mehremissionen von ca. +2 % gegenüber der Kontrolle.

Tabelle 56 Vergleich der Energieleistung mit jeweiligen CO_2- und THG-Emissionen der Maßnahmen im Ipweger Moor (statistisch nicht abgesichert in grau, kursiv).

Ipweger Moor, Hochmoor	Einheiten	Kontroll-variante	Unterflurbe-wässerung	Graben-einstau
Nettoertrag GJ NEL/ha	GJ NEL /ha	**40,51**	**52,57**	**52,24**
Flächenbezug *				
THG-Emissionen t CO2e je ha	relativ [%]	100	133	*100*
Etragsbezug				
THG-Emission in kg je GJ NEL	kg CO_2-Äq/GJ NEL	1172,51	1201,74	*909,20*
THG-Differenz in kg je GJ NEL	kg CO_2-Äq./GJ NEL		29,23	*-263,31*
THG-Emissionen kg CO_2-Äq. je GJ NEL	%	**100%**	**102%**	***78%***

** Referenz: Kontrolle 47,5 t CO2-Äq./ha*

<u>Kosten der THG-Minderung im Ipweger Moor</u>

Die THG-Emissionen auf dem Hochmoor konnten in den Wasservarianten (UFB, GS) bei gegebener Nutzungsintensität (4 Schnitte) und entsprechender Düngung (maximaler N-Bedarf nach Düngeverordnung) nicht wirksam reduziert werden. Bezogen auf die geernteten Nettoerträge (GJ NEL/ha) kann der Grabeneinstau unter den gegebenen Bedingungen (wirksamer Einstau bei guter Wasserleitfähigkeit der Torfe, Sommertrockenheit) mit einer guten ertragsbezogenen THG-Minderung um 22 % (Tabelle 56) insgesamt als erfolgreiche Maßnahme gewertet werden.

Unter Berücksichtigung der Erträge, Herstellungskosten und THG-Emissionen je GJ NEL ergibt sich bei einer errechneten THG-Minderung von −263,31 kg CO_2-Äq./GJ NEL eine Einsparung von −35,12 € je eingesparter Tonne THG-Emissionen im Grabeneinstau. Diese aus Sicht der Klimawirksamkeit sehr günstige Bewertung wird aber nur klimawirksam, wenn auf betrieblicher Ebene gleichzeitig Flächennutzung extensiviert und Betriebsmitteleinsatz eingespart werden (s. Tabelle 57).

Tabelle 57 Kosten der Treibhausgasminderung durch Einstau- und betriebliche Anpassungsmaßnahmen.

Ipweger Moor, Hochmoor	Einheiten	Kontroll-variante	Unterflurbe-wässerung	Graben-einstau
Nettoertrag GJ NEL/ha	GJ NEL /ha	**40,51**	**52,57**	**52,24**
Flächenbezug *				
THG-Emission in t je Hektar	t CO_2-Äq.	47,5	*63,2*	*47,5*
THG-Differenz in t je Hektar	t CO_2e		+15,68	*0,00*
Vollkosten je Hektar	€/ha	1313,64	1751,39	1210,89
Kosten der THG-Minderung je Hektar (Fläche)	€/t CO_2-Äq.		-	-
Etragsbezug				
THG-Differenz in kg je GJ NEL	kg CO_2-Äq./GJ NEL		29,23	*-263,31*
Vollkosten je GJ NEL	€/GJ NEL	32,43	33,32	23,18
Kosten der THG-Minderung je GJ NEL (Ertrag)	€/t CO_2-Äq.		-	***-35,12***

** Referenz: Kontrolle 47,5 t CO_2-Äq./ha*

8.7 Zusammenfassung

Die geforderten Einsparungen der aus Mooren emittierenden Treibhausgase einerseits sowie der Erhalt der Produktionsstandorte für die Landwirtschaft andererseits sind wie zwei Seiten einer Medaille unabdingbar für die zukünftige landwirtschaftliche Nutzung der Moore. Die Dauergrünlandnutzung ist wegen des hohen Wasserbedarfs und der dauerhaften Pflanzenbedeckung für die Nutzung landwirtschaftlicher Moorstandorte prädestiniert (absolute Grünlandstandorte). Das für die Grünlandnutzung erforderliche Wasserdargebot kann in Jahren mit hohem Niederschlagsdefizit (negative klimatische Wasserbilanz) in grundwassernahen Niedermooren deutlich besser sichergestellt werden als auf (grundwasserfernen) Hochmoorstandorten. Für die in Niedersachsen auf diesen Standorten vorrangig betriebene Milchviehhaltung werden außerdem Mindestanforderungen an Menge und Qualität der Grünlandaufwüchse gestellt. Bei der vorliegenden Untersuchung ging es unter anderem darum die Auswirkungen einer Grünlanderneuerung zum Erhalt der geforderten Grünlandqualität auf Moorböden im Zusammenhang mit einem Wassermanagement und im Kontext der Klimawirkung dieser Maßnahmen zu beurteilen. Verglichen wurden eine möglichst schonende Direktsaatmethode nach Entfernung des Aufwuchses mittels Schlegelmulcher, ein Umbruch mit Fräse und anschließender Neuansaat mit einer bestehenden Altnarbe (siehe auch Unterkapitel

8.2.1). Ein besonderer Fokus lag dabei auf dem Wasserregime, indem die Erneuerungsmaßnahmen jeweils mit ortsüblicher Entwässerung (Kontrolle), mit ganzjährigem Grabeneinstau sowie mit einer Unterflurbewässerung verglichen wurden.

Hammelwarder Moor:

Die Altnarbe im Hammelwarder Moor ist dem Biotoptyp GIM (**Intensivgrünland auf Moorböden**) zuzuordnen, mit einem hohen Bestand von Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), welches frühwüchsig und sehr ertragreich ist (Ertrag in MJ NEL/ha). In den **Kontrollvarianten** hatten die Neuansaaten insgesamt nicht den erhofften Erfolg und lagen im Gesamtertrag hinter der Altnarbe zurück. Neuansaaten etablierten sich dagegen in den Wasservarianten besser und profitierten in den Folgejahren insbesondere vom besseren Wasserdargebot im Grabeneinstau.

In der **Unterflurbewässerung** waren die Wachstumsbedingungen in einigen Parzellen, bedingt durch die durchgehend sehr hohe Bodenfeuchte und in der Folge relativ geringeren Bodentemperaturen im Frühjahr, suboptimal. Aus agrarwirtschaftlicher Sicht bietet der **Grabeneinstau** für den Erhalt der Grünlandnutzung und für die Einsparung von THG-Emissionen an diesem Standort (vgl. Tabelle 55) den größten Nutzen.

Der in dem Untersuchungsjahr 2019 insgesamt sehr starke Schädlingsdruck durch **Feldmäuse** und durch die Larven der ***Tipula* spec.** konnte durch das Wassermanagement deutlich reduziert werden (vgl. Abbildung 108 und Abbildung 112)

Die Untersuchungen vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) (vgl. Modul C) zeigten einen direkten Zusammenhang zwischen Wasserstand und Tragfähigkeit und die Abhängigkeit der Befahrbarkeit von der Kleiauflage, die sich in den Bewirtschaftungseinschränkungen vor allem in den Wasservarianten wiederfindet.

Die ***Befahrbarkeit*** im Hammelwarder Moor war aufgrund der Kleiauflage(n) während der Vegetationszeiträume, einhergehend mit den relativ hohen Eindringwiderständen, grundsätzlich gegeben mit Einschränkungen in der Unterflurbewässerung. Grundbedingung ist dabei eine geschlossene Grünlandnarbe, wie sich im Verlauf der Untersuchung bei gut etablierten Neuansaaten zeigte.

Die **Kosten für das Wassermanagement** sind dagegen mit 238,60 (Grabeneinstau) bzw. 740 €/ha (Unterflurbewässerung) deutlich höher und können nur teilweise durch Mehrertrag kompensiert werden. Bei der kostenträchtigen Unterflurbewässerung im Niedermoor verteuerte sich die Grundfutterproduktion, während die Kosten für das Wassermanagement bei Grabeneinstau als Folge höherer Erträge geringer ausfielen (Unterkapitel 8.5.1).

Mit den untersuchten Maßnahmen zur klimaschonenden Moorbewirtschaftung wurde gegenüber der Kontrolle ohne Zuwässerung mit der Unterflurbewässerung im Niedermoor eine gesicherte **Reduktion der THG-Emissionen** je ha (−7 %) erreicht. Bezogen auf die erzeugte Grundfuttermenge ließ sich im Vergleich zur Kontrolle auch mit dem Grabeneinstau eine THG-Reduktion erreichen (−9 % CO_2-Äq. je GJ NEL).

Der Grabeneinstau bietet Chancen bei den ertragsbezogenen THG-Minderungskosten. Diese Kostenvorteile werden aber nur dann klimawirksam, wenn auf betrieblicher Ebene gleichzeitig Flächen- oder Betriebsmittel eingespart werden können (Extensivierung, Aufgabe, Vernässung).

Ipweger Moor:

Im **Hochmoor** waren die bestehenden Altnarben bereits zu Versuchsbeginn durch hohe Weidelgrasanteile (*Lolium multiflorum*) geprägt. Mit den Grünlanderneuerungsvarianten wurden insbesondere Lieschgras (*Phleum pratense*) und Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*) erfolgreich etabliert.

Die Versuchsflächen in den **Kontrollvarianten** waren während des Untersuchungszeitraums zeitweise **wasserlimitiert**, daher konnte der Energieertrag mit Wassermanagement gegenüber der Referenzvariante (Kontrolle/Altnarbe) um durchschnittlich 29 % (Unterflurbewässerung) bzw. 28 % (Grabeneinstau) gesteigert werden. Mit einem Mehrertrag von 38 % (56.185 MJ NEL/ha) war die **Direktsaat in der Unterflurbewässerung** die ertragreichste Variante auf dem Hochmoorstandort.

Auch im Ipweger Moor konnte durch das Wassermanagement der **Schädlingsdruck** (Maus u. *Tipula* spec., vgl. Abbildung 108 und Abbildung 112) in den Flächen erfolgreich reduziert werden und vorbeugend verhindern, dass neue Feldmaus-Populationen in die Flächen eindrangen. Larven der Schnakenpopulation 2019 (*Tipula* spec.) konzentrierten sich auf die trockenen Versuchsflächen der Kontrolle und schädigten die Parzellen mit Unterflurbewässerung oder mit Grabeneinstau deutlich geringer.

Die **Befahrbarkeit** war in den Wasservarianten auf dem Hochmoorstandort zeitweise eingeschränkt. Insbesondere die Gülledüngung im Frühjahr wurde erschwert, außerdem war die Ernte mit „normaler“ betriebsüblicher Maschinenausstattung nicht immer uneingeschränkt möglich. Die daraus resultierenden Mehrkosten wurden durch eine ausgeprägte Ertragsstabilität und Ausdauer der Grasnarbe deutlich kompensiert.

Die Grünlanderneuerung und die eingeschränkte Befahrbarkeit in den Wasservarianten verursachten nur geringe **Mehrkosten**. Kostensteigerungen wurden durch die sehr ausgeprägte Ertragssteigerung (+28 bzw. +29 %) mehr als ausgeglichen (Unterkapitel 8.5.1).

Im Gegensatz zum Niedermoorstandort konnten die **Kosten des Wassermanagements** durch höhere Erträge kompensiert werden. Im Mittel der Varianten des Grabeneinstaus reduzierten sich die Kosten je Grundfuttereinheit (€/GJ NEL) gegenüber den Kontrollvarianten um 29 %, während die höheren Kosten der Unterflurbewässerung nahezu ausgeglichen wurden.

Die THG-Emissionen auf dem Hochmoorstandort konnten in den Wasservarianten bei gegebener Nutzungsintensität (4 Schnitte) und entsprechender Düngung (maximaler N-Bedarf nach Düngeverordnung) nicht wirksam reduziert werden. Während der Grabeneinstau keine flächenbezogene Veränderung der THG-Emission zeigte, wurden mit der Unterflurbewässerung 33 % je ha zusätzlich THG-Emissionen emittiert (vgl. Kapitel 7 – Modul D: Messung der Treibhausgasemissionen).

Bezogen auf die geerntete Grundfuttermenge (GJ NEL/ha) kann der Grabeneinstau unter den gegebenen Standortbedingungen (wirksamer Einstau bei guter Wasserleitfähigkeit der Torfe) mit einer THG-Reduktion um 22 % gegenüber der Kontrollvariante als erfolgreiche Maßnahme gewertet werden. Diese aus Sicht der Klimawirksamkeit günstigen Auswirkungen werden aber nur klimawirksam, wenn auf betrieblicher Ebene gleichzeitig Flächen extensiviert und/oder Betriebsmittel eingespart werden. Eine Verlagerung der freiwerdenden Flächen auf andere Betriebe mit intensiver Grundfutterproduktion würde einer Klimaschutzwirkung entgegenstehen.

8.8 Ausblick

Die Untersuchungen im SWAMPS-Projekt haben die Vielschichtigkeit der THG-Problematik auf Moorstandorten verdeutlicht. Auch wenn ertragsbezogen eine Verbesserung der THG-Emissionen möglich scheint, gilt es doch insgesamt diese auf der Fläche zu reduzieren. Hierzu müssen neue Ansätze gefunden werden, die über das Wassermanagement hinausgehen werden. Eine Verlagerung der freiwerdenden Flächen auf andere Betriebe mit intensiver Grundfutterproduktion würde einer Klimaschutzwirkung entgegenstehen.

Extensiv genutztes Moorgrünland emittiert deutlich weniger THG als die mit hohem Aufwand eingerichteten und bewässerten Untersuchungsflächen. Wesentlich erscheint neben dem Wassermanagement der Einfluss des Düngeregimes auf die Mineralisation der organischen Böden zu sein. Die Einsparung von Stickstoff bewirkt sowohl eine potenzielle Verringerung der Lachgasemission (N_2O/ha) als auch der Mineralisation organischer Substanz.

Diskussionswürdig erscheint auch die Intensivierung der Hochmoornutzung durch gezieltes Wassermanagement um durch den Mehrertrag Flächen zu substituieren, die innerbetrieblich extensiviert oder aus der Nutzung genommen werden.

Noch nicht bewertet wurden mineralisch übersandete Flächen. Profilgrabungen von übersandeten Flächen im Ipweger Moor zeigten einen zumindest optisch gut erhaltenen Torfkörper, wenngleich auch hier die entwässerungsbasierte Moorbewirtschaftung zu Sackungen führte. Die betriebswirtschaftlich guten Ergebnisse der Unterflurbewässerung im Hochmoor während des Untersuchungszeitraums sollten in zukünftigen Projekten auch im Zusammenwirken mit der Übersandung auf ihre THG-Wirkung hin untersucht werden.

Flächen mit Tonauflage (Kleiauflage, Pumpgebiet; vgl. Modul D) zeigten im SWAMPS-Projektzeigten THG-Emissionen in der gleichen Größenordnung wie ähnlich tief entwässerte Niedermoorgrünländer, ob sich übersandete Flächen hier besser darstellen, wenn Sie nicht gepflügt wurden, sollte Bestandteil weitergehender Untersuchungen sein.

9 Modul F: Begleituntersuchungen zu Nährstoffdynamik

Prof. Dr. Luise Giani, Sarah Landscheidt

9.1 Quellen-/Senkenfunktion von Nährstoffen

Veränderte Wasserstände bewirken nicht nur eine Veränderung der Quellen- und Senkenfunktion für klimarelevante Gase, sondern gleichzeitig eine Veränderung der Quellen- und Senkenfunktion von Nährstoffen. Der Zusammenhang ergibt sich im Fall einer Senkenfunktion durch Festlegung von CO_2 in Torf, in dem dabei gleichzeitig auch Nährstoffe eingebaut werden, und bei umgekehrter Quellenfunktion durch Torfmineralisierung ausgelöste CO_2-Freisetzung in die Atmosphäre und Nährstofffreisetzung meistens in die Bodenlösung. Bei geringem Festlegungspotenzial der Nährstoffe, speziell in den Hochmoorböden, besteht hohes Auswaschungsrisiko. Ausgelöste Mobilisierungen von Nährstoffen aus dem Boden können Probleme der Eutrophierung angrenzender Ökosysteme nach sich ziehen. Da dieses Vorhaben nicht auf die Quellen- und Senkenfunktion für klimarelevante Gase beschränkt sein sollte, sondern eine gesamtökologische Abschätzung einschließen sollte, wurden auch Prozesse der Nährstoffmobilisierung und Gewässerbeeinträchtigung integriert, die in diesem Modul bearbeitet wurden.

9.2 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung

Im Mittelpunkt dieses Moduls steht die Untersuchung der Nährstoffdynamik der Böden, der Bodenlösungen und der Dränwässer der unterschiedlichen hydrologischen Varianten und der Grünlanderneuerung des Hammelwarder und Ipweger Moores, sowie die Nährstoffdynamik der angrenzenden Gräben. Ein weiterer Aspekt betraf den Einfluss der Grünlanderneuerung. Im Ipweger Moor wurden zusätzlich Böden weiterer Intensivflächen und von Flächen mit geringerer Bewirtschaftungsintensität, sowie das Grabenwasser im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals untersucht. Die Untersuchungen konzentrierten sich dabei auf die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor und deren Verteilung in unterschiedlichen Bodenpools (Reservefraktion, mobile Fraktion), wobei die mobilen Nährstoffe im Fokus standen. Da insbesondere in Moorböden aufgrund niedriger Redoxpotenziale besondere Verhältnisse für die mobilen Stickstoffspezies vorliegen, wurden sowohl Nitrat als auch Ammonium untersucht.

9.3 Material und Methoden

Vor Einrichtung der Exaktversuchsflächen, im Mai 2016, fanden Probennahmen der Böden (je an neun Punkten in drei Tiefen: 0–30 cm, 30–60 cm und 60–100 cm) und Wässer der angrenzenden Gräben (je zehn Probennahmepunkte) zur Flächencharakterisierung statt. Zwei Wochen nach Grünlandnarbenerneuerung und Einbau der Unterflurbewässerung wurden im Oktober 2016 die Probennahmen zur Feststellung von Auswirkungen dieser Eingriffe wiederholt, dazu wurden die Bodenprobennahmepunkte auf 27 erhöht, um jede Kombination aus Grünland- und Wassermanagementvariante mit drei Punkten abzudecken. Im Hochmoor erfolgte eine erneute Bodenprobennahme inkl. Wasserproben am 23.05.2017. Weitere Bodenproben und vereinzelte Wasserproben wurden in benachbarten Hochmoorflächen verschiedener Bewirtschaftungsintensität zwischen Mitte Mai und Mitte Juni 2017 entnommen (Lage s. Abbildung *136*). Ausgewählt wurden zwei Intensivflächen (3-bis-4-Schnitt-Nutzung mit regelmäßiger Düngung), eine Extensivfläche (1-bis-2-Schnitt-Nutzung, letzte Düngung im Jahr 2015), eine Brache (im Jahr 2000 zuletzt zur Beweidung genutzt) und eine naturnahe Fläche im

Naturschutzgebiet Barkenkuhlen (Probennahme im Teilgebiet mit Bult-Schlenken-Komplexen, zum Zeitpunkt der Probenahme waren die Schlenken trockengefallen). Zusätzlich wurden Bodenproben (Mischproben) in drei Tiefen (0–30 cm, 30–60 cm und 60–90 cm) in allen hydrologischen Varianten im März, Juli und November 2019 sowie Februar 2020 im Ipweger Moor als auch im Oktober 2020 im Hammelwarder Moor entnommen.

Abbildung 136 *Lage der unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Untersuchungsflächen im Ipweger Moor*

Von April 2017 bis April 2020 wurden Probennahmen des Wassers in den Unterflurrohren und den Gräben der Exaktversuchsflächen im sechswöchigen Rhythmus durchgeführt. Im Frühjahr 2018 wurden auch in der weiteren Umgebung der Exaktversuchsfläche im Hochmoor Proben genommen (s. Abbildung 137), um festzustellen, ob die Nährstoffgehalte in den Gräben des Exaktversuches charakteristisch für das Gebiet sind. Bei der ersten Probennahme im März wurde in näherer Umgebung der Exaktversuchsfläche (s. Abbildung 138) zunächst geprüft, ob bei der folgenden großräumigen Beprobung kolorimetrische Schnelltests sinnvoll eingesetzt werden können (benutzt wurden ein Aquamerck-Schnelltest für Ammonium und für Nitrat der VISOCOLOR® ECO von MACHEREY-NAGEL).

Abbildung 137 Probennahmepunkte im April und Mai 2018 an den Gräben im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals mit Fließrichtung der Hauptentwässerungsgräben

Abbildung 138 Probennahmepunkte im März 2018 an den Gräben an und direkter Umgebung der SWAMPS-Exaktversuchsfläche im Ipweger Moor

Zur besseren Einschätzung des Nährstoffaustrages mit der Flüssigphase im Hochmoor wurden auf dem Standort Ipweger Moor 2018 monatlich zusätzlich zu Grabenwasserproben (teilweise Messungen des Sauerstoffgehalts und Redoxpotentials vor Ort) und Unterflurrohrproben auch Bodenwasserproben mit Sauglanzen (Ende April) bzw. aus den Grundwassermessstellen (Anfang Juni bis Dezember) entnommen. Zusätzlich wurden von Januar bis April 2019 der Abfluss der Dränrohre der Kontrollfläche, der südlich gegenüberliegenden Grünlandfläche und der östlich am Grabeneinstau angrenzenden Fläche zweiwöchentlich beprobt. Nicht alle Drainagen hatten

dabei zu jedem Termin Dränabfluss und teilweise lagen die Auslässe unzugänglich unter der Wasseroberfläche.

Die Bodenproben wurden innerhalb von 24 h (Lagerung bei 4 °C) für die Nitrat- und Ammoniumbestimmung mit Kaliumaluminiumsulfat extrahiert und die Filtrate anschließend eingefroren. Die Phosphat-Extraktion mit Doppellactat wurde an lufttrockenen Proben durchgeführt. Alle Wasserproben wurden bis zu 24 h bei 4 °C gelagert, filtriert und bis zur Analyse eingefroren (Messungen des Sauerstoffgehalts wurden mit einer optischen Sonde direkt im Gelände durchgeführt). Bestimmt wurden in den Boden- und Wasserproben pH-Werte (vor Einfrieren; Bodenproben in $CaCl_2$-Lsg.), Phosphat fotometrisch nach VDLUFA (2012) sowie Nitrat und Ammonium durch Destillation nach VDLUFA (2012).

Die Analyse der Daten zur statistischen Identifizierung eventueller Effekte der hydrologischen Varianten auf die Nährstoffgehalte wurde mit der Software R (R CORE TEAM 2019) durchgeführt. Die Daten wurden zunächst mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung und bei bestätigter Normalverteilung mit dem Bartlett-Test auf Varianzhomogenität geprüft. Erfüllten die Daten sowohl Normalverteilung als auch Varianzhomogenität wurde zur Feststellung, ob signifikante Unterschiede zwischen Gruppen (z. B. im Phosphatgehalt zwischen den hydrologischen Varianten) bestehen, eine einfache Varianzanalyse durchgeführt. Um zu identifizieren, welche Gruppen sich signifikant unterscheiden, wurde dann anschließend der Tukey-HSD-Test durchgeführt. Bei Nicht-Normalverteilung oder -Varianzhomogenität wurde stattdessen der Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Wilcoxon-Rangsummentest (mit Benjamin-Hochberg-Korrektur für mehrfaches Testen) benutzt. Als Signifikanzniveau wurde bei allen Tests 0,05 gewählt.

9.4 Ergebnisse und Diskussion

9.4.1 Hammelwarder Moor

9.4.1.1 Ausgangssituation

Vor Beginn der hydrologischen Maßnahmen und Durchführung der Grünlanderneuerung zeigten sich die Exaktversuchsfläche im Hammelwarder Moor hinsichtlich der Nährstoffgehalte größtenteils homogen (s. Abbildung 139). Größere Spannen in den Gehalten bestanden nur für Phosphat im Oberboden (24,8 ± 3,7 mg l^{-1} PO_4-P) und Ammonium in 60–100 cm mit 13,6 ± 8,3 mg l^{-1} NH_4-N. Die Unterschiede traten aber kleinräumig auf und waren nicht auf einen bestimmten Bereich der Fläche konzentriert, d.h. die Gesamtfläche war anfänglich bezüglich der Nährstoffdynamik homogen und die späteren unterschiedlich hydrologisch eingestellten Teilflächen unterschieden sich zu Beginn nicht in Gehalt und Tiefenverteilung von Phosphat, Ammonium und Nitrat.

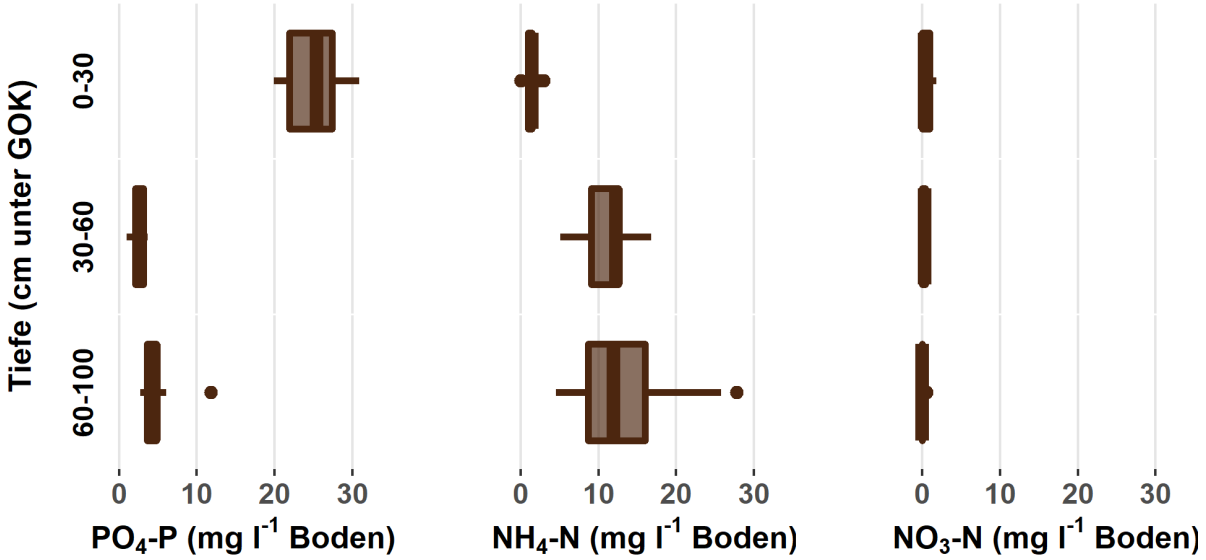


Abbildung 139 Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m im Hammelwarder Moor (n=9)

9.4.1.2 Grünlanderneuerung

Etwa zwei Wochen nach durchgeführter Grünlanderneuerung zeigte der Umbruch einen mit 12,2 ± 6,8 mg l^{-1} NO_3-N statistisch signifikant höheren Nitratgehalt im Oberboden als die Direktsaat (5,8 ± 4,2 mg l^{-1} NO_3-N) und die Altnarbe (4,6 ± 4,6 mg l^{-1} NO_3-N). Für Ammonium ließ sich ein ähnlicher Effekt nicht nachweisen – es bestanden weder zwischen den beiden Grünlanderneuerungsvarianten noch zur Altnarbe Unterschiede im Ammoniumgehalt. Deutlich war, dass mit zunehmender Tiefe auch der Ammoniumgehalt anstieg (von 0,9 ± 0,6 im Oberboden über 17,7 ± 14,9 zu 34,4 ± 6,9 mg l^{-1} NH_4-N in 60-90 cm Tiefe) und entsprechendes Potential zur Auswaschung darstellt. Auch auf den Phosphatgehalt konnte kein Effekt der Grünlanderneuerung nachgewiesen werden.

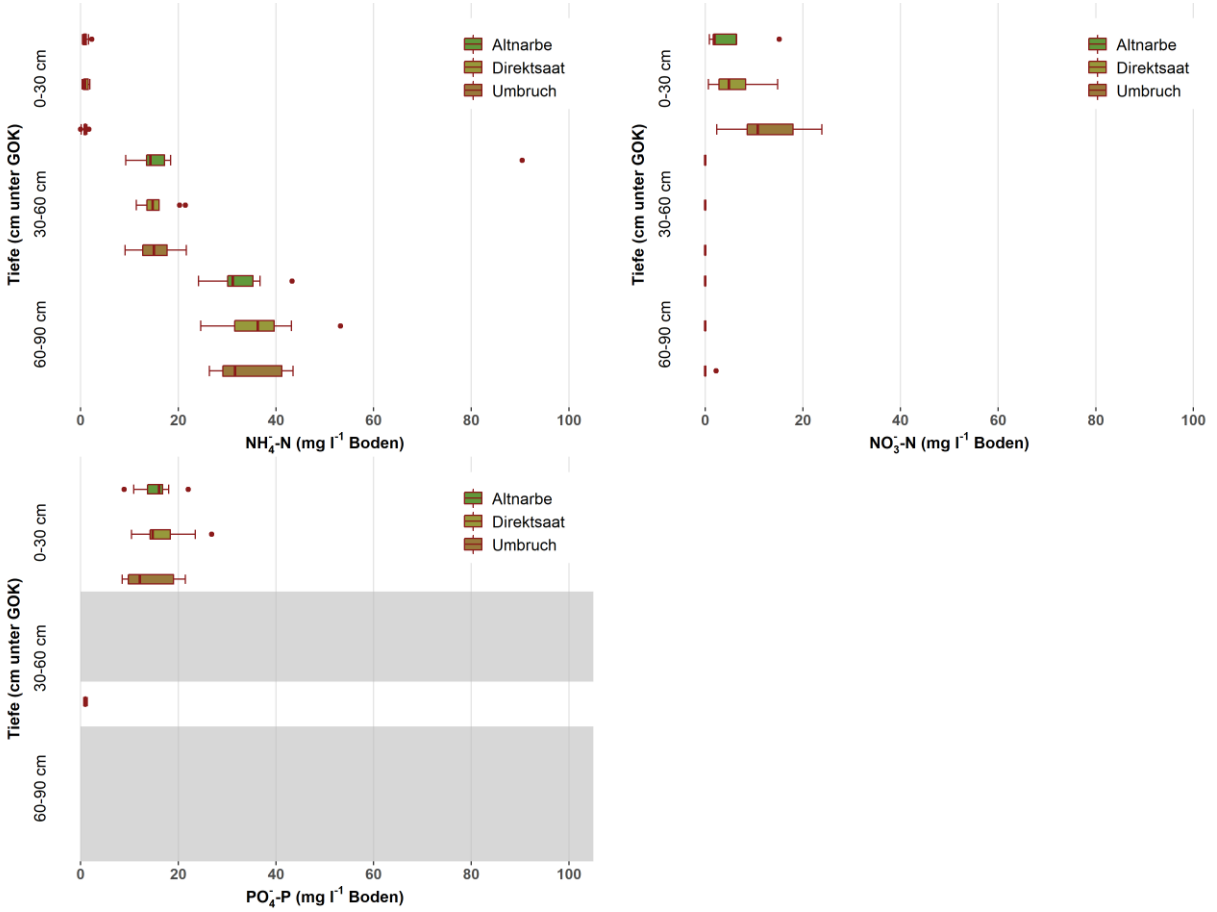


Abbildung 140 Ammonium-, Nitrat- und Phosphatgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m im Hammelwarder Moor mit Standardabweichungen (n=9) nach Grünlanderneurungsvarianten (Phosphat in den ausgegrauten Varianten nicht gemessen)

9.4.1.3 Wassermanagement

Boden

Während im Oberboden die höchsten Phosphatwerte in der Kontrolle zu finden waren (19,8 ± 1,7 mg l^{-1} PO_4-P zu jeweils knapp 15 mg l^{-1} PO_4-P in Grabeneinstau und Unterflurbewässerung), hatte im Unterboden die Unterflurbewässerung mit 3,3 ± 0,7 und 2,2 ± 2,0 mg l^{-1} PO_4-P die höchsten Gehalte (s. Abbildung 141). Statistisch signifikant war hierbei nur der höhere Gehalt in 30-60 cm in der Unterflurbewässerung. Auch beim Ammoniumgehalt waren in 30-60 cm Tiefe die höchsten Werte in der Unterflurbewässerung zu verzeichnen (19,0 ± 0,8 zu 11,1 ± 2,7 im Grabeneinstau und 12,7 ± 1,2 mg l^{-1} NH_4-N in der Kontrolle). Hier waren in der Tendenz auch im Oberboden und in 60-90 cm die Ammoniumgehalte in der Unterflurbewässerung höher, signifikant war der Unterschied zu Grabeneinstau und Kontrolle jedoch nur in der mittleren Tiefenstufe. Nitrat konnte nur im Oberboden nachgewiesen werden und dort auch nur in geringer Menge, mit den höchsten Gehalten in der Kontrolle (1,4 ± 1,2 mg l^{-1} NO_3-N). Mit den pH-Werten fiel die Unterflurbewässerung wie schon bei Phosphat- und Ammoniumgehalt mit den höchsten Werten auf, auch hier war der Unterschied mit einem pH von im Mittel 3,7 zu 2,9 (Grabeneinstau) bzw. 2,8 (Unterflurbewässerung) signifikant. Die Werte stellen eine Momentaufnahme der Herbstsituation 2020 dar, daher bleibt unklar, ob die Auffälligkeit der Unterflurbewässerung nur vorübergehend war oder dauerhaft besteht.

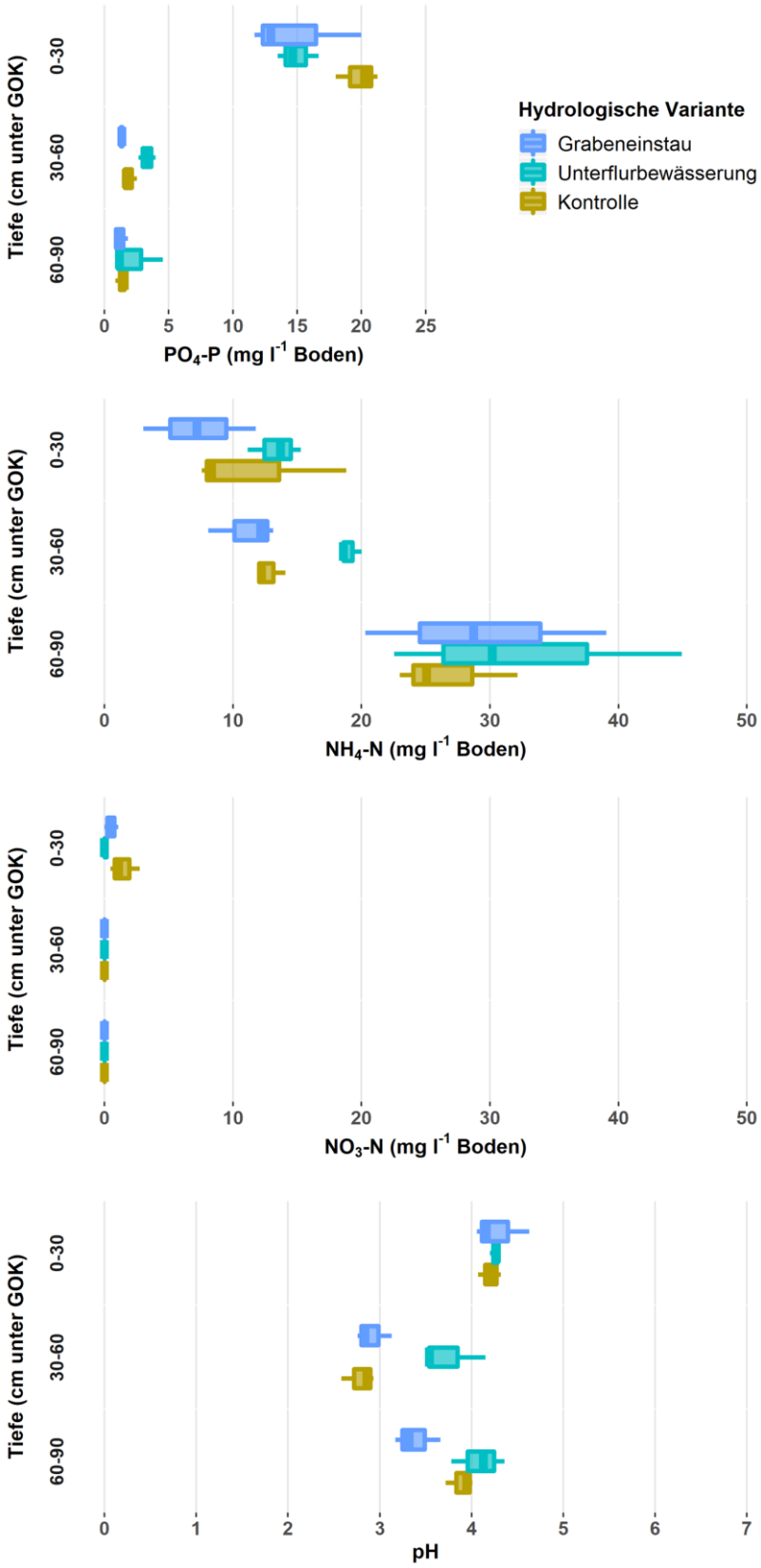


Abbildung 141 Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalte in mg pro l Boden sowie pH-Werte in drei Tiefenstufen im Hammelwarder Moor im Oktober 2020 nach Wassermanagementvarianten

Graben

Die Phosphat-Konzentrationen im Wasser der einzelnen Grabenabschnitte unterschied sich nicht zwischen den hydrologischen Varianten (s. Abbildung 142). Über den Messzeitraum hinweg lagen die Konzentrationen insgesamt bei 0,1 ± 0,1 mg l^{-1} PO_4-P, mit einem Maximum bei 0,5 mg l^{-1}, mit niedrigeren Konzentrationen im Sommer. Das Wasser der Unterflurrohre wies insgesamt signifikant höhere Konzentrationen (0,7 ± 0,6 mg l^{-1} PO_4-P) auf als das Grabenwasser. Dieser Effekt war jedoch nicht konstant, sondern war vor allem im Frühjahr zu beobachten, wenn Nährstoffüberschüsse und positive Wasserbilanz zusammentreffen (s. auch Abbildung 144). Die pH-Werte waren mit im Mittel pH 7,6 (mit einem Maximum im Sommer 2017 von pH 9,5) für den Standort sehr hoch. Unterschiede zwischen den Wassermanagementvarianten waren nicht erkennbar.

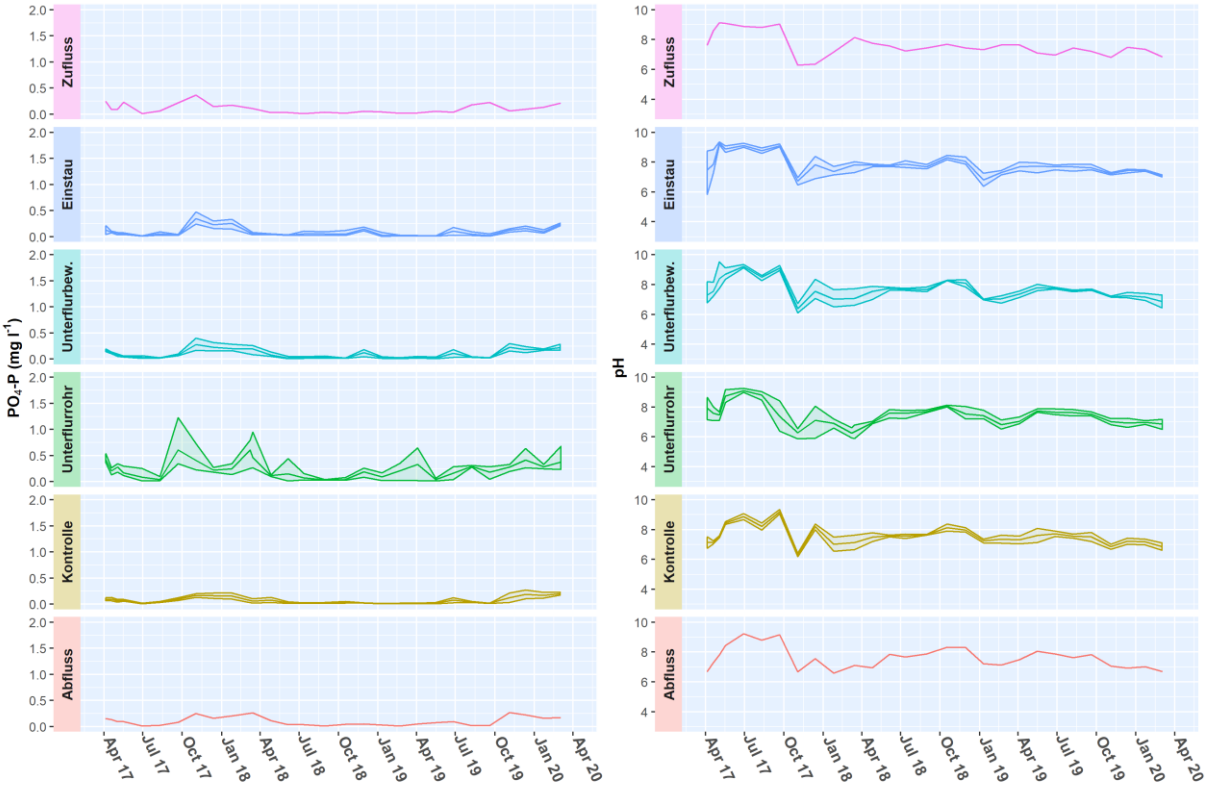


Abbildung 142 Phosphatgehalte (links) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre und pH-Werte (rechts) im Hammelwarder Niedermoor nach Wassermanagement von April 2017 bis März 2020 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten)

Die Ammoniumkonzentrationen schwankten stark zwischen Probepunkten eines Grabenabschnittes (s. Abbildung 143). Die Bewässerungsvarianten unterschieden sich dabei untereinander nicht. Die Ammoniumkonzentrationen erreichten mit 5,4 ± 3,7 mg l^{-1} NH_4-N das Siebenundzwanzigfache des Grenzwerts (der Vorfluter) für mindestens guten ökologischen Zustands nach Oberflächengewässerverordnung (OGEWV 2016). Die Konzentrationen in den Unterflurrohren waren ähnlich der der Gräben. 2018 floss das Wasser hier sogar durchgängig mit signifikant höheren Ammoniumgehalten dem Grabensystem des Exaktversuchs zu (10,3 ± 3,0 mg l^{-1} NH_4-N). Im Gegensatz zum Phosphat- und Nitratjahresverlauf gab es keinen Rückgang der Konzentrationen im Sommer. Die Nitratkonzentrationen waren mit 0,3 ± 0,6 mg l^{-1} NO_3-N (über alle Varianten) insgesamt niedrig. Im Sommer und Frühherbst war Nitrat nicht nachweisbar. Zeitlich punktuell wurden aber Werte von bis zu 2,9 mg l^{-1} NO_3-N

erreicht (bzw. einmalig in einem Unterflurrohr 4,3 mg l^{-1} NO_3-N). Die Gehalte in der Kontrolle blieben auch im Winter mit maximal 2 mg l^{-1} NO_3-N niedrig, auf das Gesamtjahr bezogen war der Unterschied dabei nicht signifikant.

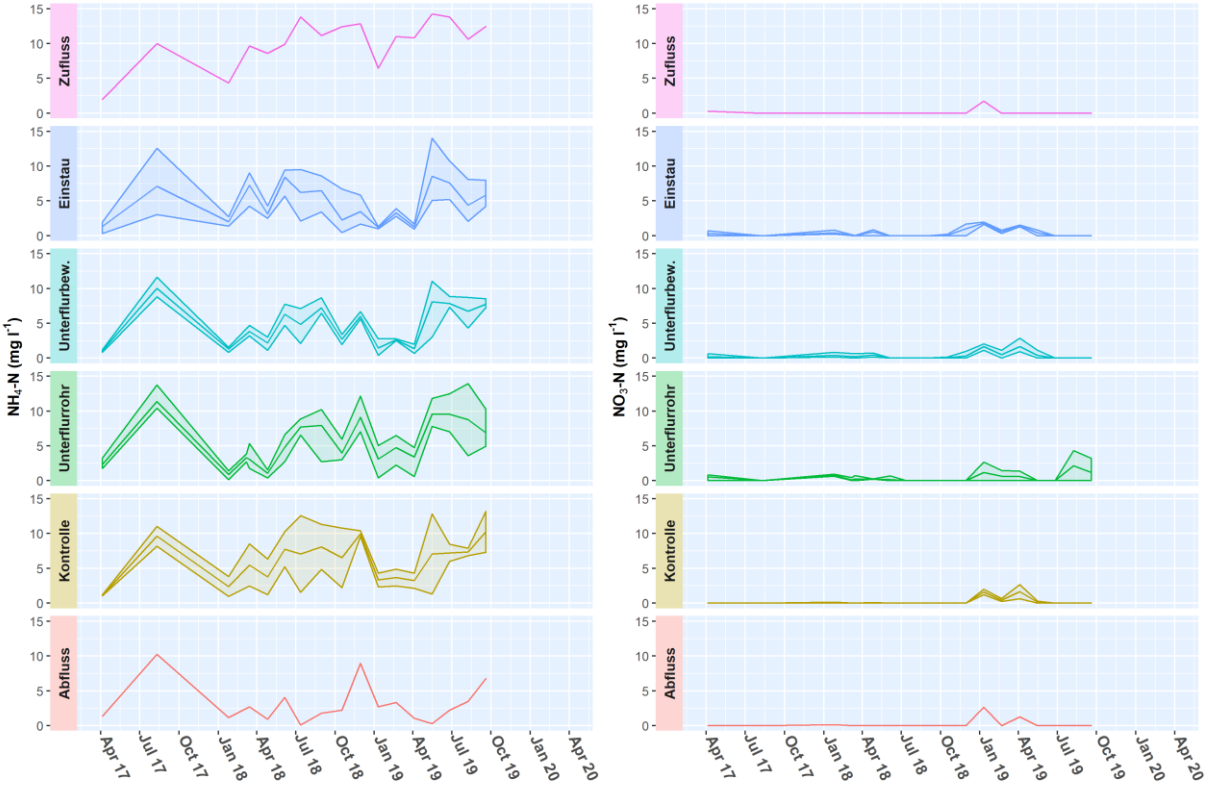


Abbildung 143 Ammonium- (links) und Nitratstickstoffgehalte (rechts) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre im Hammelwarder Niedermoor nach Wassermanagement von April 2017 bis September 2019 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten)

Die im Herbst 2020 im Boden der Unterflurbewässerungen gefundenen höhen Nährstoffgehalte und pH-Werte ließen sich nicht im Wasser des Grabenabschnitts im vorangegangenen Messzeitraum zwischen April 2017 und April 2020 wiederfinden.

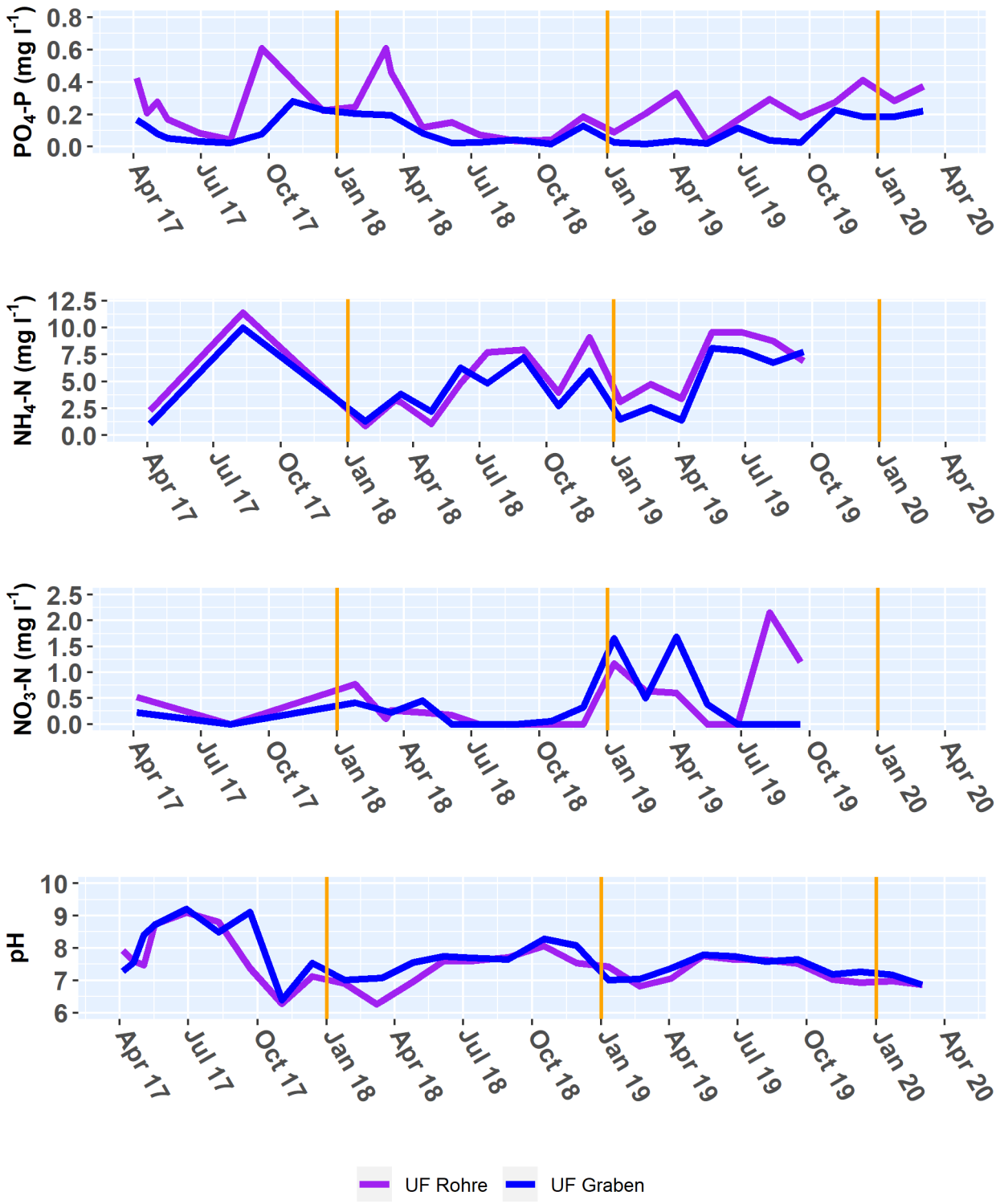


Abbildung 144 Direkter Vergleich der Mittelwerte aus Abbildung 142 und Abbildung 143 der Phosphat- Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie des pH-Wertes zwischen dem Wasser der Unterflurrohre und des Wassers des entsprechenden Grabenabschnittes im Hammelwarder Moor

9.4.2 Ipweger Moor

9.4.2.1 Ausgangssituation und Vergleichbarkeit

Ausgangssituation

Die Exaktversuchsfläche im Ipweger Moor war in ihren Nährstoffgehalten vor Beginn der hydrologischen Maßnahmen und Durchführung der Grünlanderneuerung wie auch die Fläche im Hammelwarder Moor weitgehend homogen. Die größte Spannbreite bestand hier bei Nitrat im Oberboden (5,2 ± 4,3 mg l^{-1} NO_3-N). Analog zum Niedermoor waren die Unterschiede ebenfalls nicht auf einen bestimmten Flächenbereich konzentriert und die späteren unterschiedlich hydrologisch eingestellten Teilflächen unterschieden sich untereinander nicht in Gehalt und Tiefenverteilung von Phosphat, Ammonium und Nitrat. Im Vergleich zur Exaktversuchsfläche im Niedermoor fielen niedrigere Phosphatwerte (6,9 ± 2,2 mg l^{-1} PO_4-P zu knapp 25 mg l^{-1}), und höhere Ammonium- und Nitratgehalte im Oberboden auf (9,7 ± 3,9 mg l^{-1} zu 1,3 ± 0,9 mg l^{-1} NH_4-N sowie die gut 5 mg l^{-1} Nitrat-N zu 0,6 ± 0,6 mg l^{-1} NO_3-N).

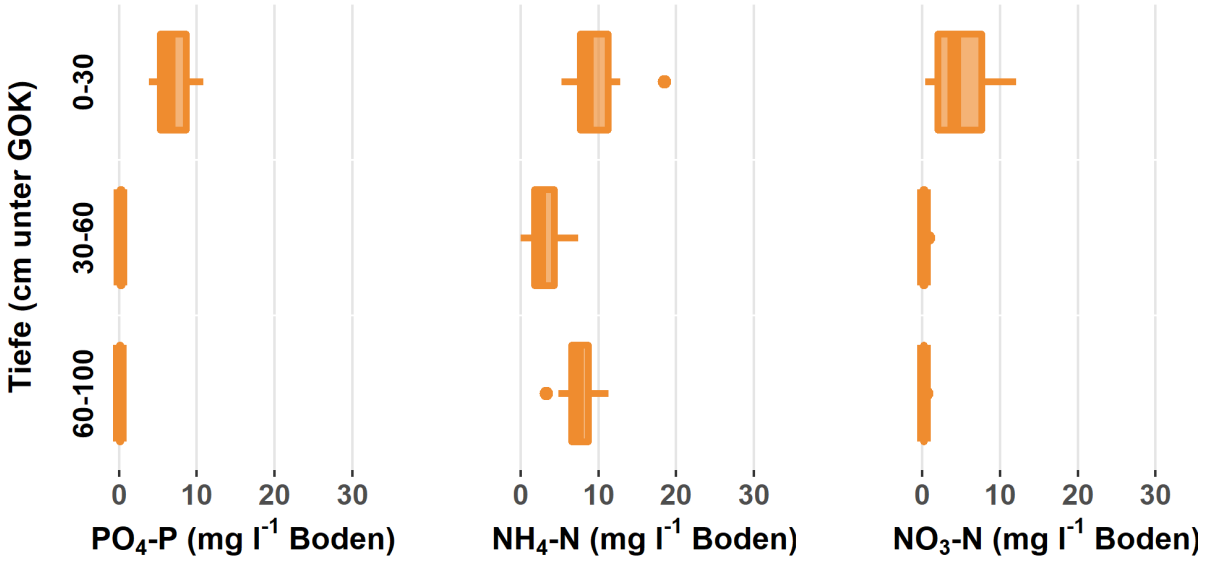


Abbildung 145 Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m im Ipweger Moor (n=9)

Nährstoffe in Böden der Versuchsfläche im Vergleich mit benachbarten Flächen verschiedener Nutzungsintensitäten

Phosphat war an allen Standorten (Lage s. Abbildung *136*) in der größten Menge im Oberboden vorhanden (s. Abbildung 146). Die Exaktversuchsfläche war mit 29,2 ± 11,1 mg l^{-1} PO_4-P dabei nicht nur vergleichbar mit anderen Intensivflächen (Fläche 3 mit 28,6 ± 9,0 mg l^{-1} PO_4-P), sondern auch mit Grünlandflächen niedriger Bewirtschaftungsintensitäten (Extensivfläche 28,0 ± 3,7 mg l^{-1} und Brache 25,5 ± 8,1 mg l^{-1} PO_4-P), nur die naturnahe Fläche hatte geringere Gehalte (14,2 ± 6,0 mg l^{-1} PO_4-P) und Intensivfläche 1 deutlich höhere (79,6 ± 15,2 mg l^{-1} PO_4-P). In allen Flächen waren die Phosphatgehalte im Unterboden zwar geringer, aufgrund fehlender mineralischer Sorbenten ist hier jedoch mit unbehinderter Auswaschung (SUCCOW & JOOSTEN 2001) aus den eingebauten Drainagen zu rechnen.

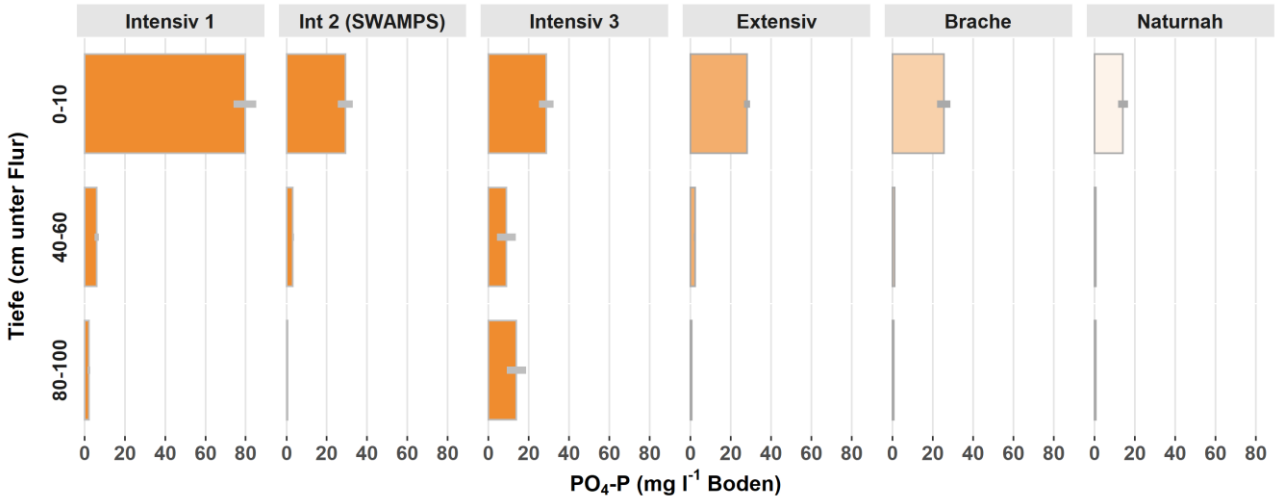


Abbildung 146 Phosphatgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n= mind. 6)

Pflanzenverfügbarer Stickstoff trat an allen Standorten hauptsächlich als Ammonium auf, die Exaktversuchsfläche lag im Oberbodengehalt hier mit 6,4 ± 3,3 mg l^{-1} NH_4-N zwischen den beiden anderen beprobten Intensivflächen (4,6 ± 2,6 mg l^{-1} und 6,4 ± 3,3 mg l^{-1} NH_4-N), im Unterboden waren die Gehalte mit 6,0 ± 4,4 mg l^{-1} NH_4-N und 11,8 ± 6,4 mg l^{-1} NH_4-N am höchsten aller verglichenen Flächen (s. Abbildung 147). Im Gegensatz zu Phosphat war Ammonium selbst in der naturnahen Fläche in großen Mengen vorhanden. Nitrat war im Oberboden nur gering vorhanden (bzw. auf der naturnahen und einer Intensivfläche nicht nachweisbar) und erreichte nur in der Extensivfläche im Mittel über 2 mg l^{-1} NO_3-N. In 40-60 cm Tiefe wurde nur auf der Exaktversuchsfläche und der extensiv bewirtschafteten Fläche noch Nitrat an einzelnen Punkten nachgewiesen (s. Abbildung 148). In den Hochmoorflächen ist auch für Nitrat- und Ammoniumstickstoff mit ungehinderter Auswaschung zu rechnen.

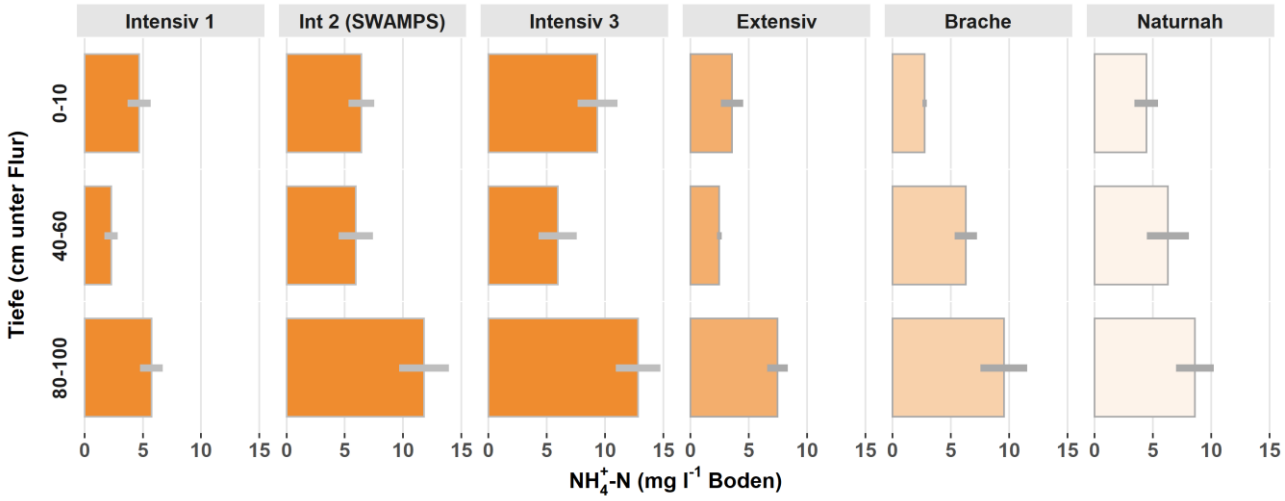


Abbildung 147 Ammoniumgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n= mind. 6)

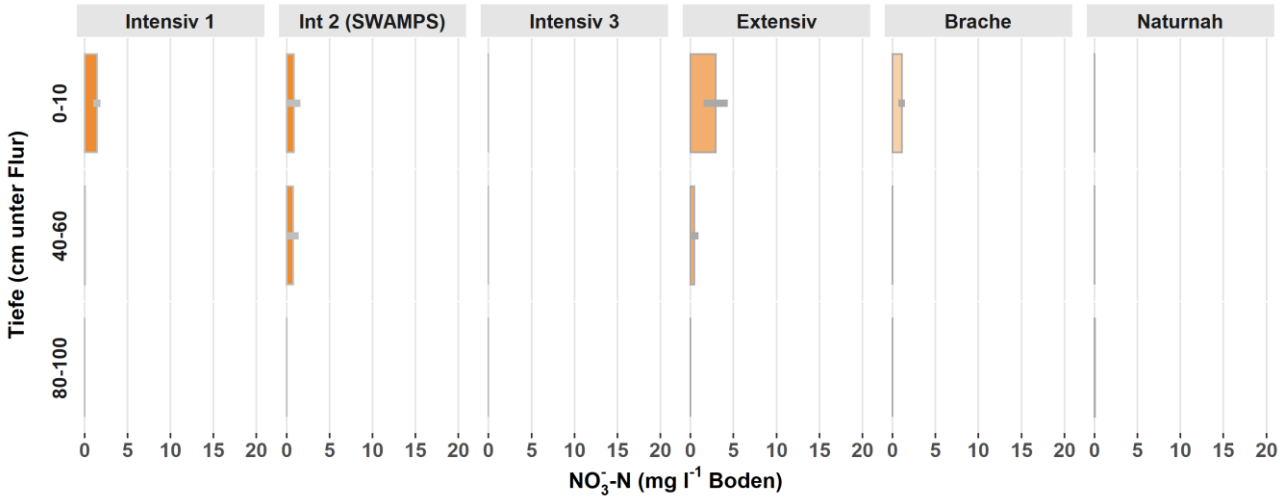


Abbildung 148 Nitratgehalte in mg pro l Boden in drei Tiefenstufen bis 1 m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n= mind. 6)

In den C/N-Verhältnissen (Gewichtsanteile von Kohlenstoff zu Stickstoff) lag nur die naturnahe Fläche im Oberboden deutlich über 20 (typisch für naturnahe Hochmoore sind nach SUCCOW & JOOSTEN (2001) C/N-Verhältnisse von gut 30 bis über 40). Zwischen Brache und Intensivflächen zeigten sich keine bewirtschaftungsspezifischen Unterschiede in den C/N-Verhältnissen im Oberboden, in größerer Bodentiefe wiesen alle Flächen geringere C/N-Verhältnisse auf als in den Oberböden.

Tabelle 58 C/N Werte in drei Tiefenstufen bis 1 m unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Grünlandflächen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n=6 bzw. 9 für Int 2)

Tiefe	Intensiv 1	Intensiv 2 (SWAMPS)	Intensiv 3	Extensiv	Brache	Naturnah
0-10 cm	14 ± 1	17 ± 4	19 ± 5	14 ± 1	17 ± 2	25 ± 7
40-60 cm	33 ± 4	39 ± 5	49 ± 3	48 ± 4	51 ± 8	51 ± 4
80-100 cm	48 ± 4	52 ± 12	64 ± 4	57 ± 9	73 ± 10	56 ± 2

Insgesamt waren die Unterschiede zwischen den Intensivflächen und den weniger intensiv bewirtschafteten Flächen geringer als erwartet.

Nährstoffe im Grabenwasser des Einzugsgebiets

Im Frühjahr 2018 wurden auch in der weiteren Umgebung der Exaktversuchsfläche im Ipweger Moor Proben genommen (s. Abbildung 137), um festzustellen, ob die Nährstoffgehalte in den Gräben des Exaktversuches (s. 9.4.2.3) charakteristisch für das Gebiet sind.

Bei der ersten Probennahme im März wurde in näherer Umgebung der Exaktversuchsfläche (s. Abbildung 138) zunächst geprüft, ob bei der folgenden großräumigen Beprobung Schnelltest sinnvoll eingesetzt werden können. Im Vergleich mit den Laboranalyen zeigten sich jedoch große Abweichungen (s. Abbildung 149): durch den Schnelltest konnte kein Ammonium nachgewiesen werden und für Phosphat und Nitrat wurden oft deutlich höhere Werte gemessen, die aber nicht mit den über Laboranalysen gemessenen Werte korrelierten. Ein Faktor für die schlechte Eignung

von Schnelltests für die beprobten Wässer ist der hohe Gehalt gelöster organischer Substanz und entsprechend störende Färbung.

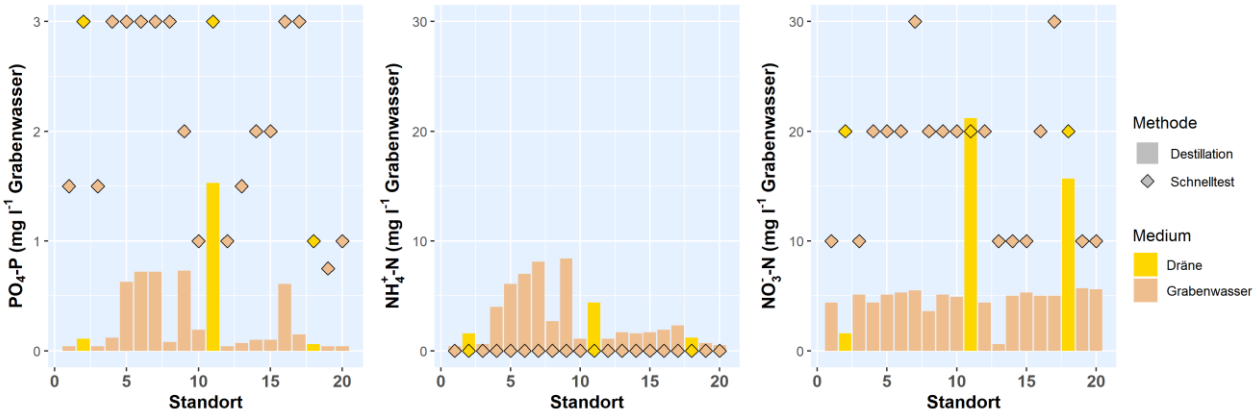


Abbildung 149 Phosphat- sowie Ammonium- und Nitratstickstoffgehalte in mg pro l Grabenwasser/Dränabfluss im Ipweger Hochmoor –Vergleich zwischen Bestimmung durch Schnelltests und fotometrisch bzw. Destillation (Standorte s. Abbildung 138)

Bei der großräumigeren Beprobung im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals wurden im Mai leicht höhere pH-Werte gemessen als im April (im Mittel pH 6,5 zu pH 5,8, Maxima bei pH 8,1 im Mai bzw. pH 6,9 im April), insgesamt waren die pH-Werte hoch und erreichten nur im Graben der Naturschutzfläche (Punkte 22–24) Werte von unter pH 5 (s. Abbildung 150). Die hohen pH-Werte in den Gräben der Exaktversuchsfläche (s. Abbildung 159) sind also nicht atypisch für ein Hochmooreinzugsgebiet. Das Dränwasser hatte für landwirtschaftlich genutzte Flächen erwartbare Werte von etwa pH 5,5.

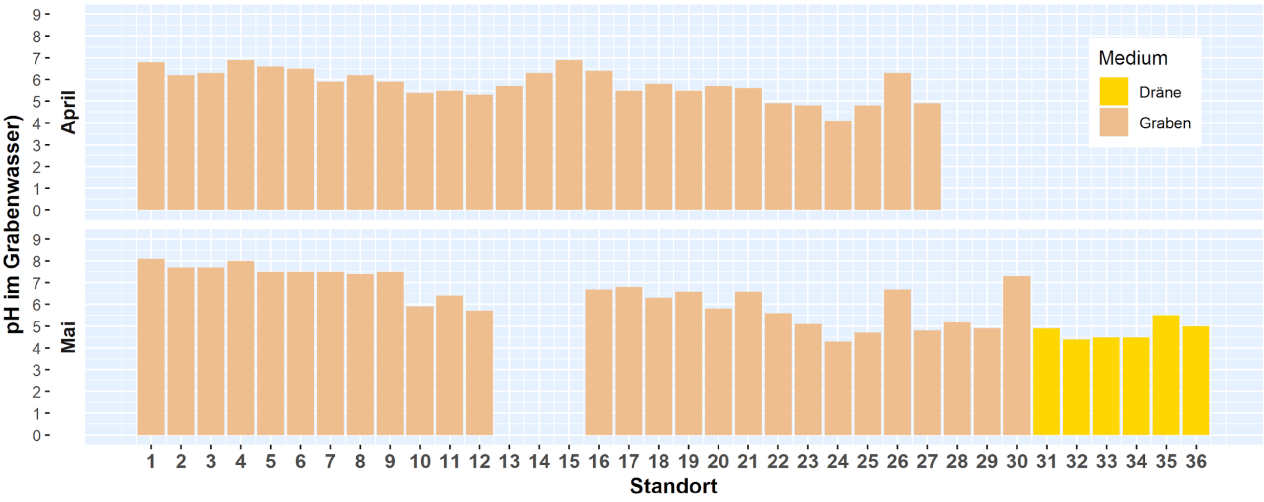


Abbildung 150 pH-Werte im Grabenwasser bzw. Dränabfluss im April und Mai 2018 im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals (n=1; Standorte s. Abbildung 137)

In April und Mai 2018 wurden ähnlich hohe Phosphatgehalte nachgewiesen (0,1 ± 0,1 mg l^{-1} PO_4-P), größtenteils über dem Limit für mindestens guten ökologischen Zustand nach Oberflächengewässerverordnung (s. Abbildung 151). Niedrige Gehalte wurden an einigen Punkten im Westen des Gebietes sowie in den Gräben des Naturschutzgebietes Barkenkuhlen (Probepunkte 22–24) gemessen. Die im Mai beprobten Dräne zeigten mit 0,3 ± 0,1 mg l^{-1} PO_4-P

durchschnittlich höhere Gehalte als das Grabenwasser und zeugen von der Auswaschung aus den Böden.

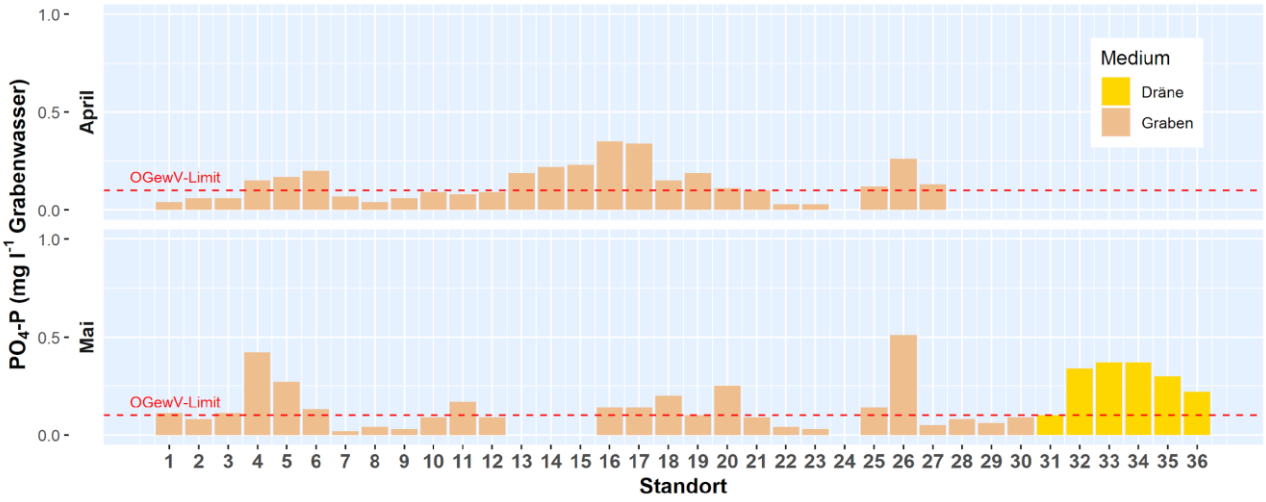


Abbildung 151 Phosphatgehalte in mg pro l Grabenwasser bzw. Dränabfluss in April und Mai 2018 Moorkanals. Punkte 13-15 wurden nur im April beprobt, 28-36 nur im Ma (n=1). OGewV-Limit gilt für mindestens guten ökologischen Zustand in basenarmen, organisch geprägten Bächen des Norddeutschen Tieflandes (0,1 mg l^{-1} PO_4-P). (Standorte s. Abbildung 137)

Ammoniumgehalte lagen (mit Ausnahme der Gräben der Naturschutzfläche im April) mit 1,5 ± 1,5 mg l^{-1} NH_4-N und einem Maximalwert von 9,8 mg l^{-1} NH_4-N weit über dem Limit für mindestens guten ökologischen Zustand nach Oberfächengewässerverordnung (s. Abbildung 152). Auch bei Ammonium zeugen die durchschnittlich höheren Gehalte im Dränwasser (3,9 ± 0,7 mg l^{-1} NH_4- N) von der Auswaschung aus den ammoniumreichen Böden des Gebietes.

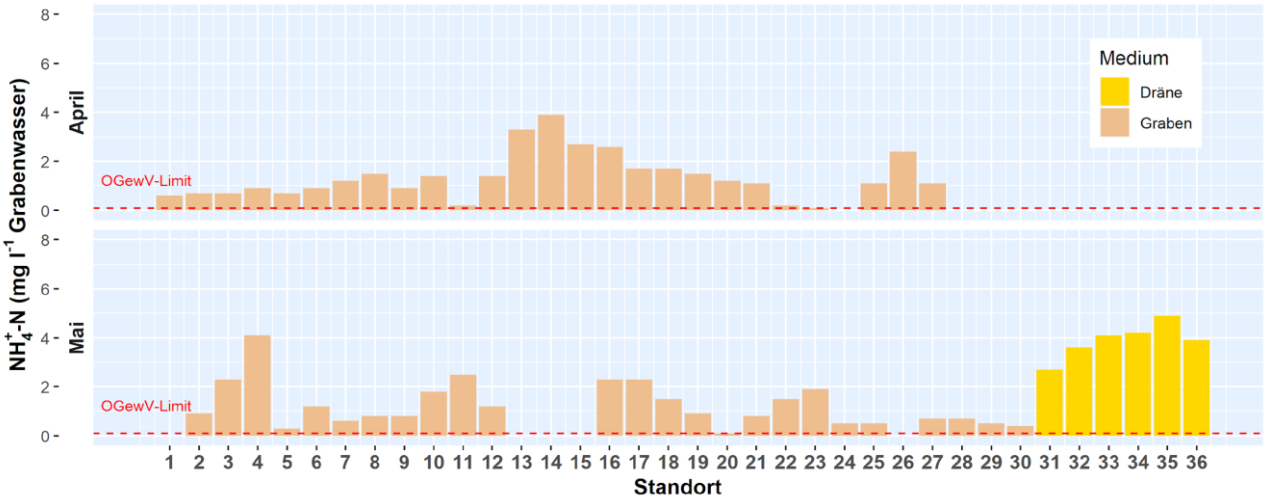


Abbildung 152 Ammoniumgehalte in mg pro l Grabenwasser bzw. Dränabfluss in April und Mai 2018 Moorkanals (n=1). Punkte 13-15 wurden nur im April beprobt, 28-36 nur im Mai. OGewV-Limit gilt für mindestens guten ökologischen Zustand in basenarmen, organisch geprägten Bächen des Norddeutschen Tieflandes (0,2 mg l^{-1}NH4-N). (Standorte s. Abbildung 137)

Die Nitratgehalte im Grabenwasser waren im April deutlich höher als im Mai (2,9 ± 2,5 mg l^{-1} zu 0,2 ± 0,3 mg l^{-1} NO_3-N; s. Abbildung 153). Die geringen Gehalte im Mai deuten darauf hin, dass es im April wahrscheinlich im größeren Ausmaß zu Nitratausträgen kam (Dränen wurden im April jedoch nicht beprobt), die dann durch Primärproduktion der Grabenflora aufgenommen wurden

und so maßgeblich zur beobachteten Eutrophierung beigetragen haben. Auch weist es darauf hin, dass die Grabengewässer eher nitrat- statt phosphatlimitert sind.

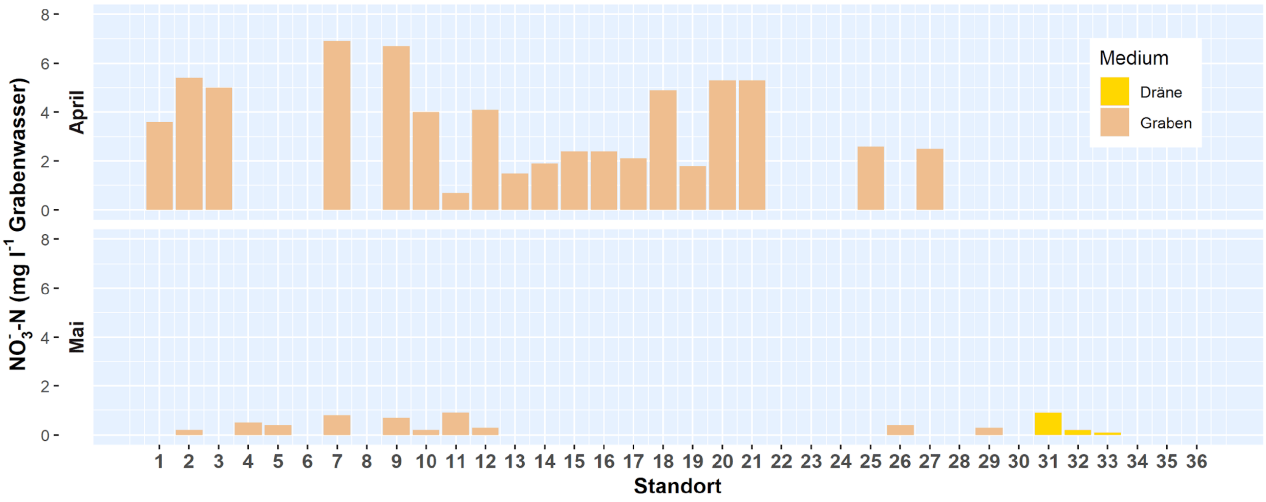


Abbildung 153 Nitratgehalte in mg pro l Grabenwasser bzw. Dränabfluss in April und Mai 2018 Moorkanals (n=1)). Punkte 13-15 wurden nur im April beprobt, 28-36 nur im Mai. (Standorte s. Abbildung 137)

9.4.2.2 Grünlanderneuerung

Der Umbruch zeigte zwei Wochen nach durchgeführter Grünlanderneuerung einen mit 9,6 ± 4,4 mg l^{-1} NO_3-N höheren Nitratgehalt im Oberboden als die Direktsaat (8,2 ± 5,3 mg l^{-1} NO_3-N) und die Altnarbe (7,6 ± 13,8 mg l^{-1} NO_3-N) (s. Abbildung 154) und verhielt sich damit ähnlich zum Hammelwarder Moor (statistisch signifikant war hier jedoch nur der Unterschied von Umbruch zu Altnarbe). Im Mai 2017, etwa sieben Monate nach der Grünlanderneuerung, blieb der Trend mit 4,1 ± 5,2 mg l^{-1} NO_3-N (Umbruch) zu 1,0 ± 1,3 mg l^{-1} NO_3-N (Direktsaat) und 0,8 ± 0,9 mg l^{-1} NO_3-N (Altnarbe) bestehen. Die Werte streuten jedoch breit und der Trend war nicht statistisch signifikant. Im Unterboden stach der Umbruch dann mit 3,6 ± 2,4 mg l^{-1} NO_3-N signifikant gegen Direktsaat und Altnarbe ohne messbare Nitratgehalte hervor. Wie auch im Niedermoor ließ sich kein Effekt der Erneuerung auf Ammonium- oder Phosphatgehalte nachweisen und die Ammoniumgehalte nahmen mit der Tiefe zu (1,5 ± 2,3 mg l^{-1} NH_4-N im Oberboden zu 5,0 ± 1,8 mg l^{-1} NH_4-N in 40–60 cm im Jahr 2016 und 1,3 ± 0,8 mg l^{-1} zu 4,0 ± 1,9 mg l^{-1} NH_4-N in 2017).

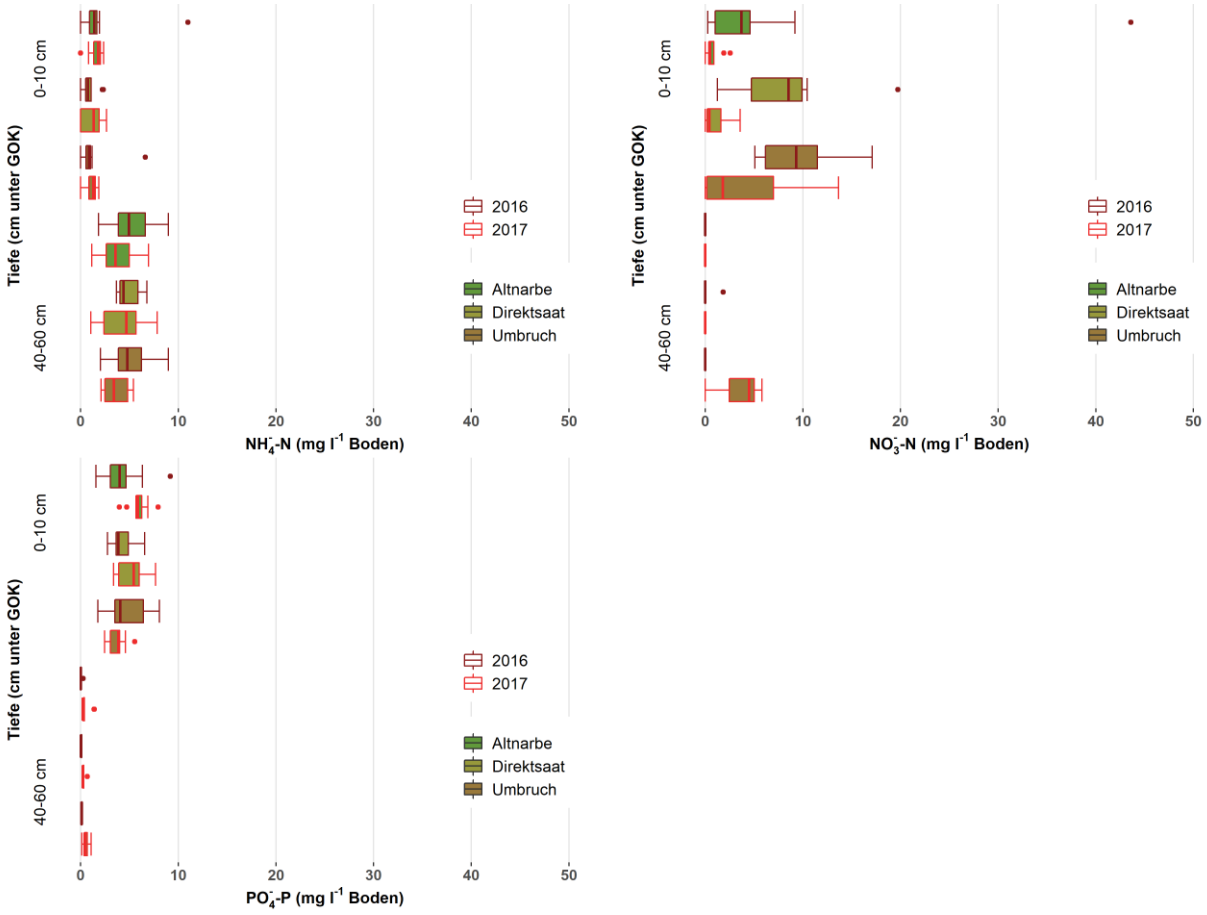


Abbildung 154 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte in mg pro l Boden in zwei Tiefenstufen im Ipweger Moor mit Standardabweichungen (n=9) nach Grünlanderneurungsvarianten im Herbst 2016 (zwei Wochen nach Erneuerung) und Frühjahr 2017 (sieben Monate nach Erneuerung)

9.4.2.3 Wassermanagement

Boden

Die an den vier Terminen zwischen März 2019 und Februar 2020 bestimmten Phosphatgehalte im Oberboden lagen überwiegend zwischen 15 und 20 mg l^{-1} PO_4-P, mit einer Spanne von 6 bis 21 mg l^{-1} PO_4-P (s. Abbildung 155). Im Jahresverlauf gab es kaum Unterschiede und auch die hydrologischen Varianten unterschieden sich nicht signifikant. Im Unterboden war, wie auch bei vorangegangenen Untersuchungen (s. 9.4.2.1) nur wenig Phosphat vorhanden (im Maximum 4 mg l^{-1} PO_4-P in 60–90 cm in der Kontrolle, größtenteils etwa 1-2 mg l^{-1} PO_4-P). Auch im Unterboden gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den hydrologischen Varianten.

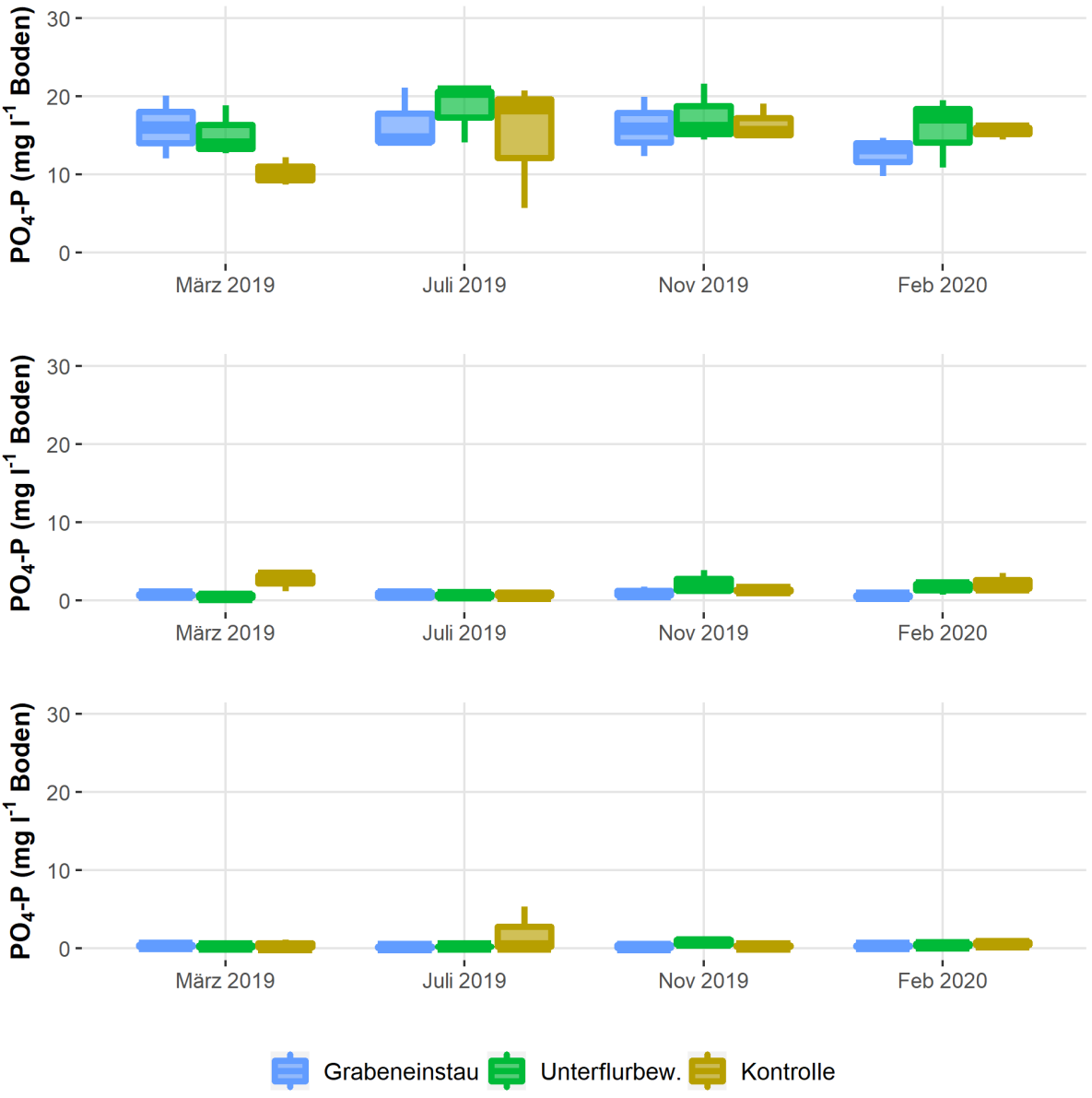


Abbildung 155 Phosphatgehalte in mg pro l Boden in 0-30 cm (oben), 30-60 cm (Mitte) und 60-90 cm (unten) Tiefe im Hammelwarder Moor nach Wassermanagementvarianten zu vier Zeitpunkten von März 2019 bis Februar 2020

Die Ammoniumgehalte lagen im Oberboden meist bei etwa 4-5 mg l^{-1} NH_4-N (s. Abbildung 156), dabei fielt die Kontrolle im März und November mit geringeren Werten (0,7 ± 0,5 und 2,0 ± 1,4 mg l^{-1} NH_4-N) auf, während im Februar die Unterflurbewässerung deutlich höhere

Ammoniumgehalte (9,6 ± 2,3 mg l^{-1} NH_4-N) aufwies als Kontrolle und Grabeneinstau. Kein Unterschied war dabei statistisch signifikant. In der mittleren Tiefenstufe hatte der Grabeneinstau im März deutlich geringere Gehalte (1,2 ± 0,8 mg l^{-1} NH_4-N) als die Unterflurbewässerung (signifikant) und Kontrolle (nicht signifikant), während im Juli die Kontrolle mit dem niedrigsten Wert auffiel (1,3 ± 0,3 mg l^{-1} NH_4-N; nicht signifikant). Im November wurden sowohl im Grabeneinstau als auch in der Kontrolle in 30–60 cm Tiefe nur geringe Ammoniumgehalte nachgewiesen (1,2 ± 0,7 bzw. 0,4 ± 0,7 mg l^{-1} NH_4-N): beide Variante unterschieden sich signifikant von der Unterflurbewässerung mit 5,2 ± 1,8 mg l^{-1} NH_4-N. In der untersten Tiefenstufe war insgesamt etwas mehr Ammonium enthalten als in den oberen, dabei gab es nur im Februar einen signifikanten Unterschied zwischen den hydrologischen Varianten: der Grabeneinstau enthielt mit 7,7 ± 1,1 mg l^{-1} NH_4-N deutlich weniger Ammonium als Unterflurbewässerung (13,6 ± 1,7 mg l^{-1} NH_4-N) und Kontrolle (13,0 ± 1,5 mg l^{-1} NH_4-N).

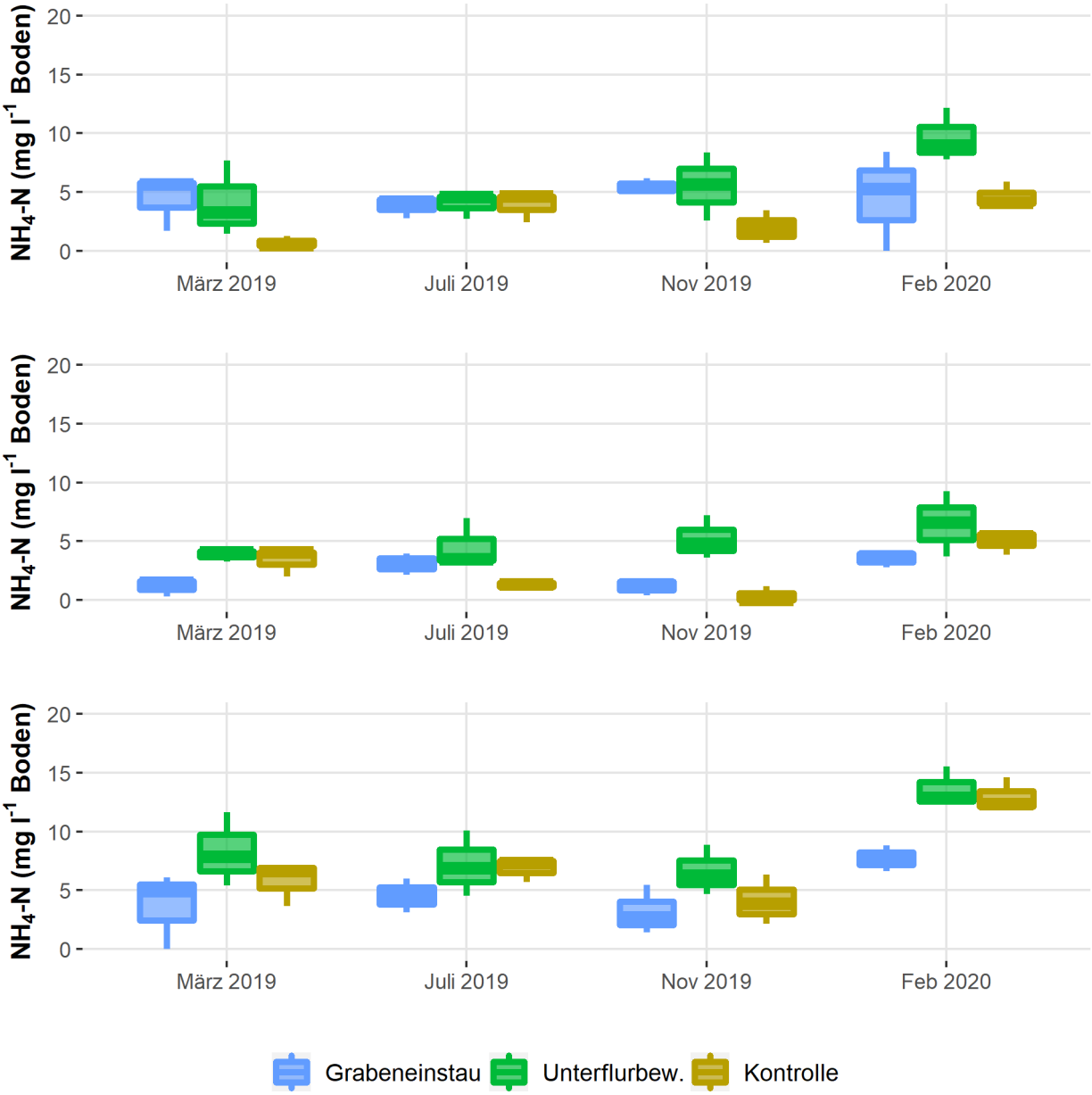


Abbildung 156 Ammoniumgehalte in mg pro l Boden in 0–30 cm (oben), 30–60 cm (Mitte) und 60–90 cm (unten) Tiefe im Hammelwarder Moor nach Wassermanagementvarianten zu vier Zeitpunkten von März 2019 bis Februar 2020

Der Nitratgehalt war der einzige der untersuchten Nährstoff-Parameter, in dem sich die hydrologischen Varianten im Jahresverlauf deutlich unterschieden (s. Abbildung 157): Im Oberboden war mit Ausnahme von März 2019 deutlich mehr Nitrat in der Kontrolle enthalten (von Juli mit knapp 5 mg l^{-1} ansteigend bis Februar zu fast 12 mg l^{-1} NO_3-N) als in Unterflurbewässerung und Grabeneinstau (nur im Juli im Grabeneinstau 0,3 ± 0,6 mg l^{-1} NO_3-N nachweisbar). In der mittleren Tiefenstufe war Nitrat nur in der Kontrolle und hier auch nur im März (0,9 ± 1,6 mg l^{-1} NO_3-N) und Februar (0,9 ± 0,9 mg l^{-1} NO_3-N) vorhanden. In 60–90 cm Tiefe konnte an keinem der Probennahmetermine Nitrat nachgewiesen werden.

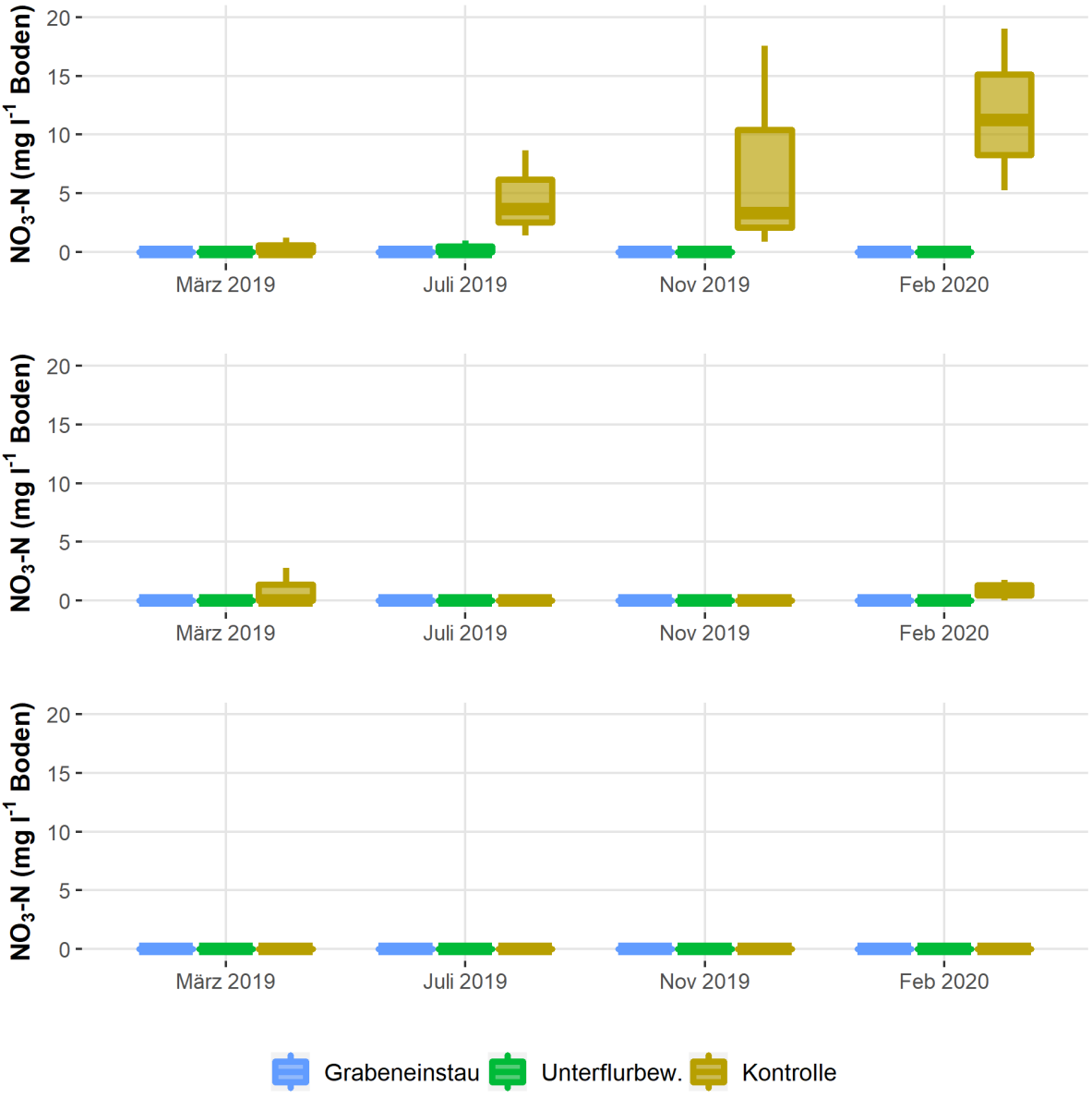


Abbildung 157 Nitratgehalte in mg pro l Boden in 0–30 cm (oben), 30–60 cm (Mitte) und 60–90 cm (unten) Tiefe im Hammelwarder Moor nach Wassermanagementvarianten zu vier Zeitpunkten von März 2019 bis Februar 2020

Nährstoffausträge über klassische Dränagen

Die Konzentrationen von Phosphat im Dränwasser der Kontrollfläche des Hochmoores im Winter/Frühjahr 2019 waren etwa gleich hoch wie im Grabenwasser (im Mittel um 2 mg l^{-1} PO_4-P, entspricht einer sehr hoher Belastung nach LAWA (1998)) und in den Unterflurrohren im selben Zeitabschnitt (s. Abbildung 158). Für Ammonium stimmten die Messwerte des Dränwasser in

etwa mit denen des Grabenwassers überein (0,5 ± 0,4 zu 0,8 ± 0,4 mg l^{-1} NH_4-N), die Konzentrationen aus den UF-Rohren waren im selben Zeitraum mit 1,8 ± 0,9 jedoch deutlich höher.

Es wurde durchgängig Nitrat im Dränwasser gemessen (3,8 ± 3,4 mg l^{-1} NO_3-N), das in den bisher ausgewerteten regelmäßigen Grabenwasserproben der Exaktversuchsfläche nur selten nachweisbar war und im Vergleichszeitraum in deutlich geringeren Konzentrationen (0,8 ± 1,0 mg l^{-1} NO_3-N) vorlag. Nach LAWA-Güteklassifikation (1998) würden Konzentrationen wie hier im Dränwasser gemessen im Grabenwasser eine „bedeutende Belastung“ darstellen. Die Einträge mit dem Dränwasser, die im Grabenwasser in der Vegetationsperiode kaum mehr nachgewiesen werden können, zeigen, dass diese schnell in Biomasse umgesetzt oder denitrifiziert werden.

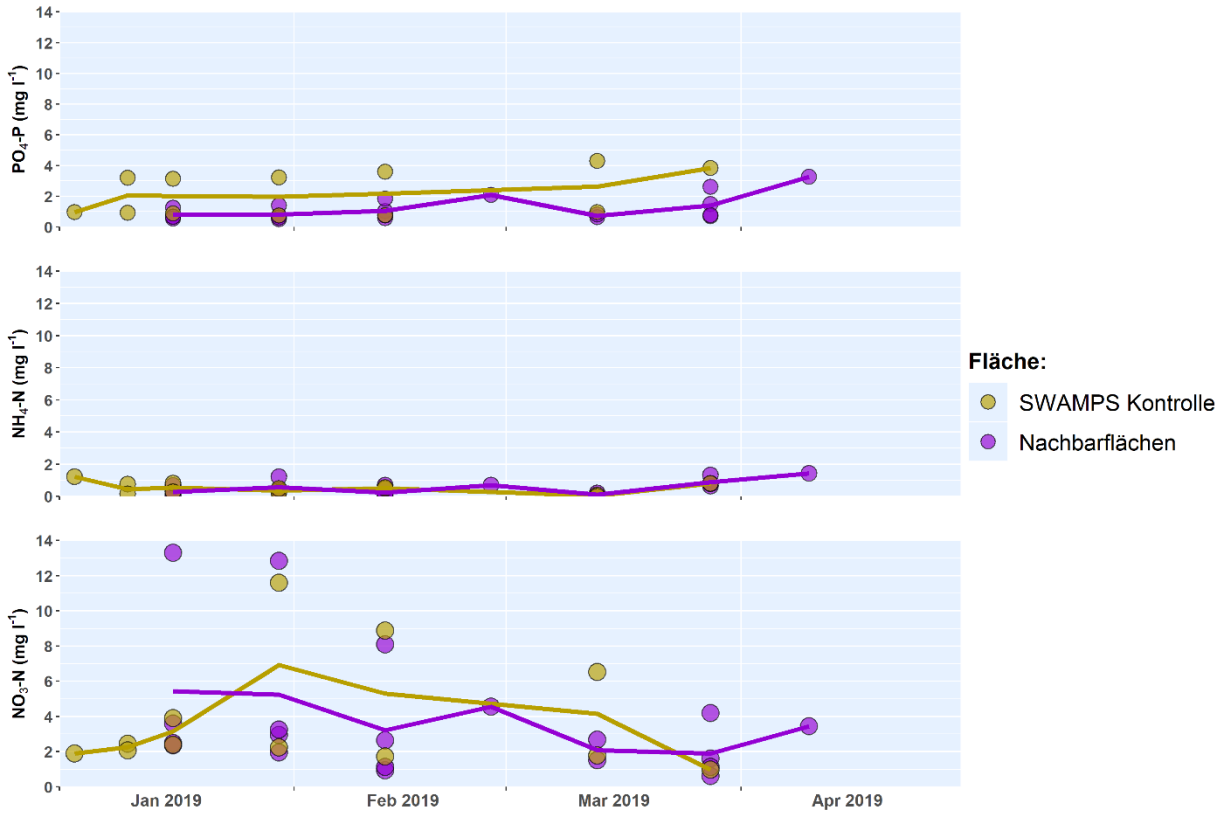


Abbildung 158 Phosphat- (oben) sowie Ammonium- (mittig) und Nitratstickstoffgehalte (unten) in mg pro l Dränabfluss der SWAMPS-Kontrollfläche und Nachbarflächen im Ipweger Hochmoor (Linien geben arithmetisches Mittel an)

Graben

Die Phosphatgehalte im Grabenwasser betrugen über den gesamten Messzeitraum 1,2 ± 0,6 PO_4-P mg l^{-1} (s. Abbildung 159) und lagen durchgängig oberhalb des Grenzwerts (der Vorfluter) für mindestens guten ökologischen Zustands nach Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016). Die Phosphatkonzentrationen im Wasser der Unterflurrohre waren mit 1,7 ± 1,0 PO_4-P mg l^{-1} signifikant höher als im Grabenwasser, während sich die Konzentrationen im Wasser zwischen den einzelnen Grabenabschnitten der hydrologischen Varianten nicht unterschieden. Wie auch im Niedermoor (s. S.218) waren die über den Messzeitraum summierten höheren Phosphat-Konzentrationen vor allem auf Spitzen im Winter und Frühjahr zurückzuführen (s. Abbildung 161). Im Sommer, wenn das Wasser hauptsächlich vom Graben in die Unterflurrohre fließt, kam es dagegen zu einer Annäherung der Phosphatkonzentrationen von Grabenwasser und dem Wasser in den Unterflurrohren. Für den August 2018 ließ sich ein möglicher Düngungseffekt der Fläche über die Unterflurbewässerung ableiten. Die Nährstoffzufuhr über das Grabenwasser ist dabei gegenüber der Düngung jedoch von untergeordneter Bedeutung. Im Winter war dagegen tendenziell mehr Phosphat im Wasser der Unterflurrohre als im Grabenwasser vorhanden. Im Winter strömt der Wasserüberschuss über die Unterflurrohre aus der Fläche in den Graben ab. Da die Unterflurrohre das Wasser aus der Bodenlösung bekommen, sind die Konzentrationen in den Rohren höher als im Grabenwasser und Phosphat wird ausgewaschen. In den ersten Quartalen 2019 und 2020 war dies besonders deutlich. Es muss ein Phosphat-Überschuss im Boden vorangegangen sein, vermutlich im Zusammenhang mit dem trockenen Sommer 2018 sowie der starken Schädigung der Grasnarbe durch Mäusebefall 2019.

Die pH-Werte waren mit 6,6 ± 0,9 (mit einem Maximum im Frühsommer 2017 von pH 9,4) für den Standort sehr hoch (s. Abbildung 159). Mit Ausnahme von Kontrolle und Abfluss mit dem höchsten mittleren pH von 7,1 unterschieden sich alle Grabenabschnitte in ihren pH-Werten signifikant voneinander. Der Zufluss wies mit pH 5,7 den niedrigsten auf (erreicht zeitweise im Maximum aber auch pH 7,6), gefolgt von Grabeneinstau (pH 6,3) und Unterflurbewässerung mit pH 6,8. Die Unterschiede müssen jedoch nicht von der hydrologischen Einstellung der Flächen herrühren, sondern können auch eine Auswirkung der Versuchsanordnung mit relativ bewegtem Wasser durch Pumpen am Beginn (Zufluss und Grabeneinstau) und stärkeren Staueffekten (länger stehendes Gewässer mit erschwertem Gasaustausch) zum Abfluss hin sein. Durch Transport der Proben ins Labor und die anschließende Filtration ist über die Änderung der Menge des im Wasser gelösten CO_2 zudem auch eine Erhöhung des pH-Wertes möglich. Das Wasser der Unterflurrohre wies mit pH 6,0 auch signifikant niedrigere pH-Werte auf als der zugehörigen Grabenabschnitt (pH 6,8). Analog zu den Phosphatkonzentrationen war auch dies kein konstanter Effekt, sondern der Unterschied bestand hauptsächlich im Winterhalbjahr mit einer Annäherung der Werte im Sommer (s. Abbildung 161).

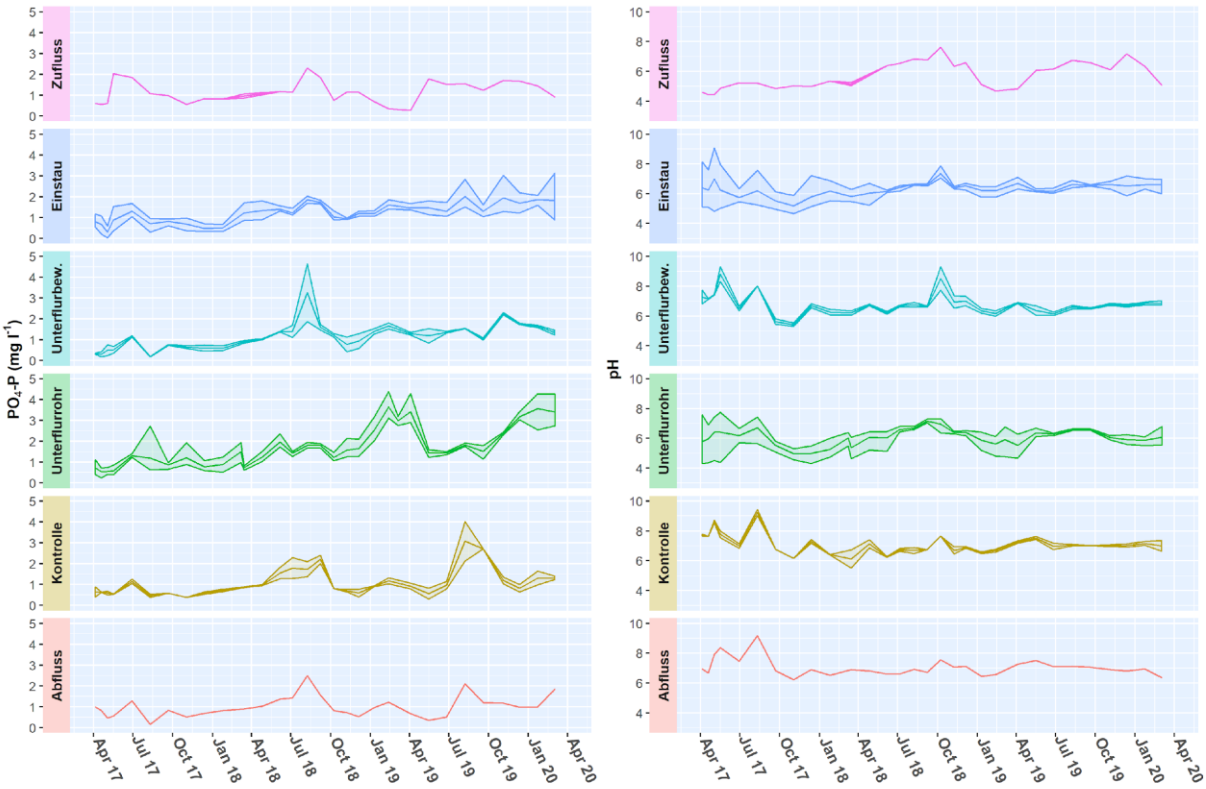


Abbildung 159 Phosphatgehalte (links) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre und pH-Werte (rechts) im Ipweger Hochmoor nach Wassermanagement von April 2017 bis März 2020 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten)

Die Ammoniumgehalte im Grabenwasser lagen über den gesamten Messzeitraum und allen Varianten hinweg bei 0,9 ± 0,9 mg l^{-1} NH_4-N, dabei bestand kein systematischer Unterschied in den Gehalten zwischen den Grabenabschnitten der hydrologischen Varianten, nur in einzelnen Messzeiträumen, am auffälligsten die Maxima von 6,0 mg l^{-1} NH_4-N im Zufluss im Sommer 2017 und von 7,4 mg l^{-1} NH_4-N im Grabeneinstau im Herbst 2019 (s. Abbildung 160). Die Werte lagen auch hier an allen Messpunkten deutlich über dem Grenzwert der Vorfluter für mindestens guten ökologischen Zustand nach Oberflächengewässerverordnung (OGEWV 2016), wenn auch auf etwas niedrigerem Niveau als bei den Phosphatgehalten. Im Gegensatz zu den Phosphatkonzentrationen waren die Konzentrationen von Ammonium im Wasser der Unterflurrohren nicht signifikant höher als die des Grabenwassers und auch ein saisonaler Trend im Verhältnis der beiden Konzentrationen war nicht sichtbar (s. Abbildung 161).

Nitrat war im Grabenwasser und in den Unterflurrohren überwiegend nicht nachweisbar (s. Abbildung 160). Im ersten Messjahr gab es vereinzelt in Unterflurrohren höhere Nitratgehalte (größtenteils vor der Stabilisierung der Unterflurbewässerung in einer Entwässerungssituation). Systematisch waren jedoch die Nitratgehalte im jeweils ersten Quartal der Messjahre im Grabenabschnitt der Kontrolle und im Abfluss erhöht (in geringerem Maß auch im Zufluss, der den Großteil des Zeitraums jedoch aufgrund der ausgebauten Pumpe vom Rest des Versuchs entkoppelt war). Dabei fielen die Konzentrationen 2018 noch vergleichsweise gering aus, lagen 2019 dann bei etwa 3 mg l^{-1} NO_3-N und erreichten 2020 sogar 8,2 mg l^{-1} NO_3-N. Auch diese Entwicklung steht vermutlich im Zusammenhang mit dem trockenen Sommer 2018 und der stark beschädigten Grasnarbe durch Mäusebefall im Jahr 2019. Zwischen der Unterflurbewässerung

und dem Grabeneinstau bestand kein Unterschied in den Nitratkonzentrationen des Grabenwassers.

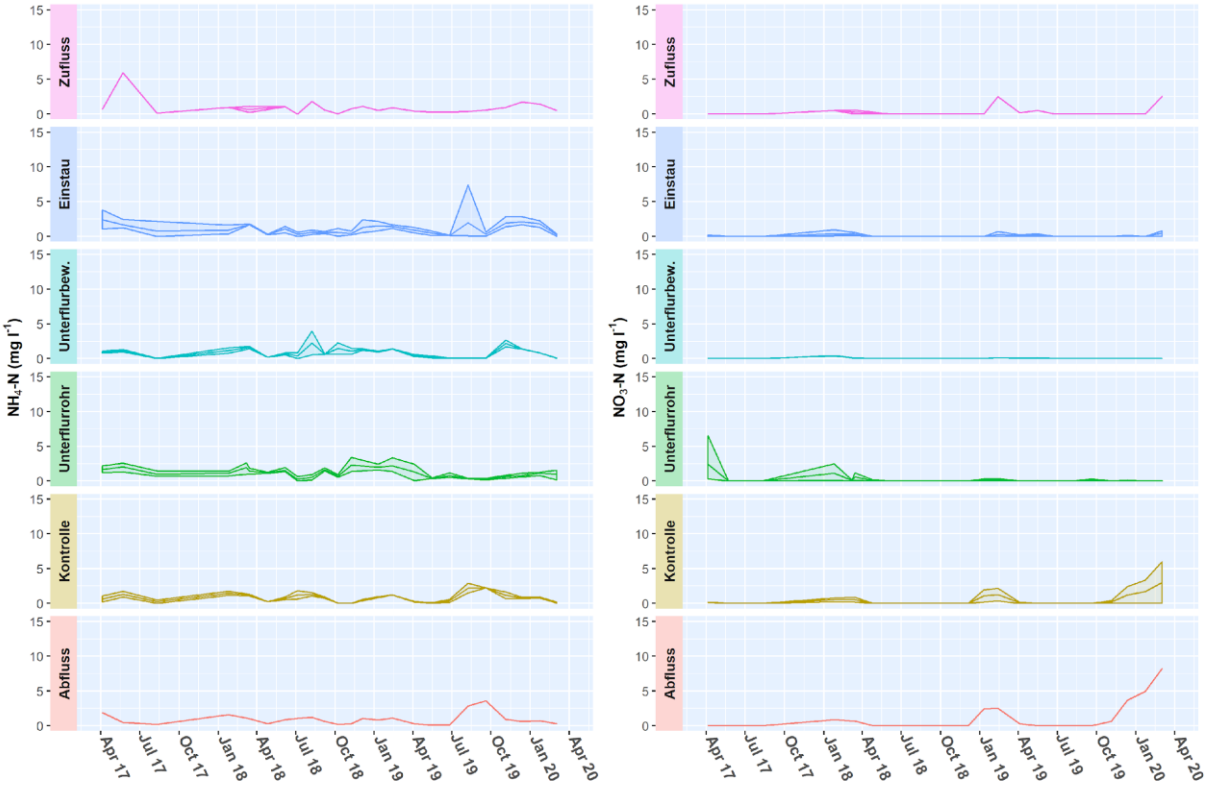


Abbildung 160 Ammonium- (links) und Nitratstickstoffgehalte (rechts) in mg pro l Wasser der Gräben bzw. Unterflurrohre und pH-Werte (rechts) im Ipweger Hochmoor nach Wassermanagement von April 2017 bis März 2020 (Linie mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten)

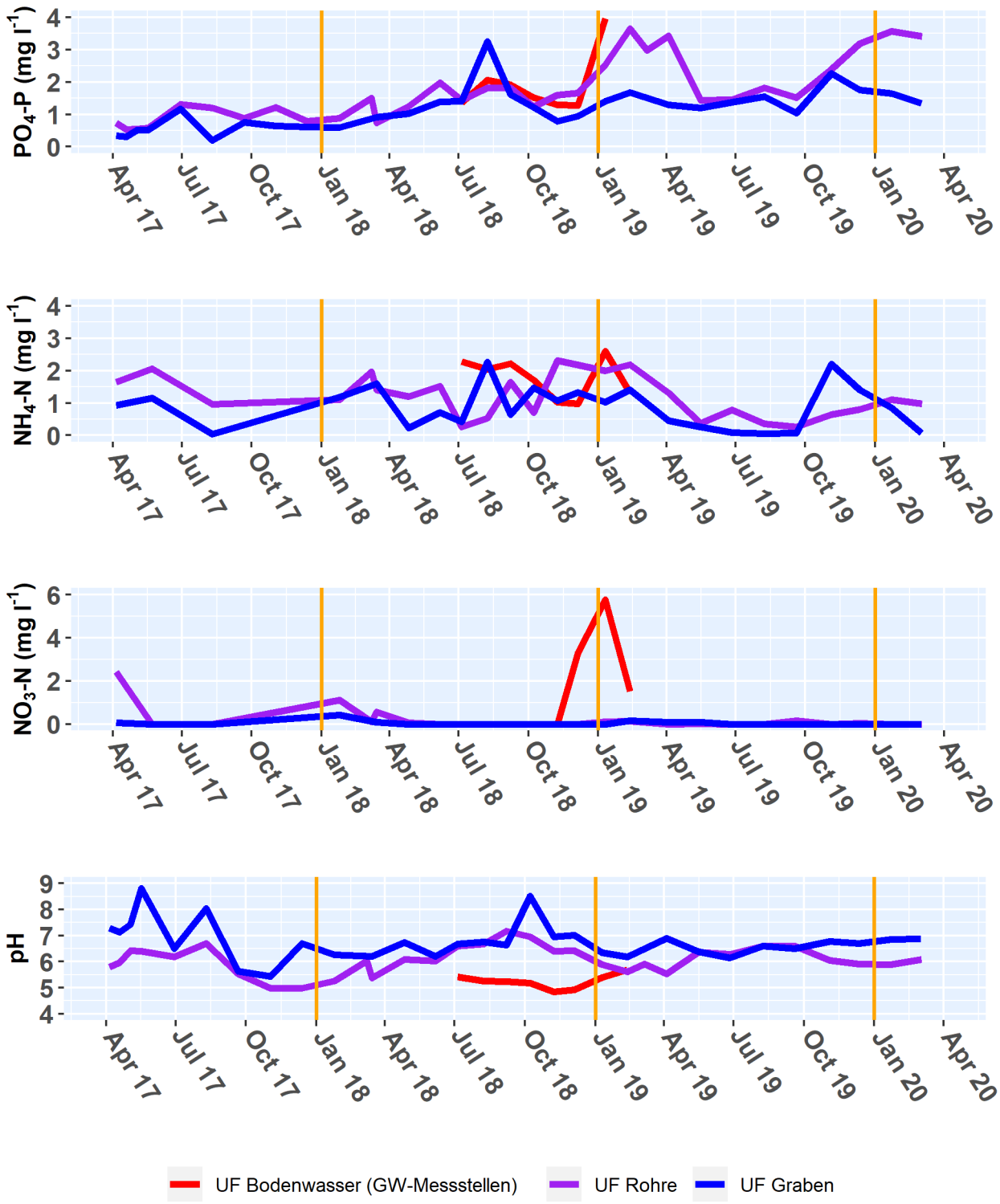


Abbildung 161 Direkter Vergleich der Mittelwerte aus Abbildung 159 und Abbildung 160 der Phosphat- Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie des pH-Wertes zwischen dem Wasser der Unterflurrohre und des Wassers des entsprechenden Grabenabschnittes im Ipweger Moor

9.4.3 Eutrophierung

Die Gräben an den Exaktversuchsflächen im Hammelwarder und Ipweger Moor sind deutlich eutrophiert. Die hohen Konzentrationen von Nährstoffen, insbesondere Ammonium und Phosphat, aber auch zeitweise von Nitrat, in den Gräben führten zu Verkrautung und genereller Biomasseakkumulation der Gewässer (s. Abbildung 162).

Abbildung 162 Akkumulation von Biomasse in den Gräben der Exaktversuchsflächen (links Hammelwarder Moor, rechts Ipweger Moor)

Es wurde vermehrt gelöster Sauerstoff verbraucht, so dass eine Mangelsituation eintrat, wie im Sommer/Herbst 2018 im Ipweger Moor festgestellt (s. Abbildung 163): hier bewegte sich der Sauerstoffgehalt während des Sommers nahe Null und erholte sich erst zum Winter wieder merklich. Einige wenige Messungen, die im benachbarten Naturschutzgebiet durchgeführt wurden, zeigen dabei deutlich höhere Gehalte (etwa 4 mg l^{-1} O_2 im Juli und 10-12 mg l^{-1} O_2 im Winter).

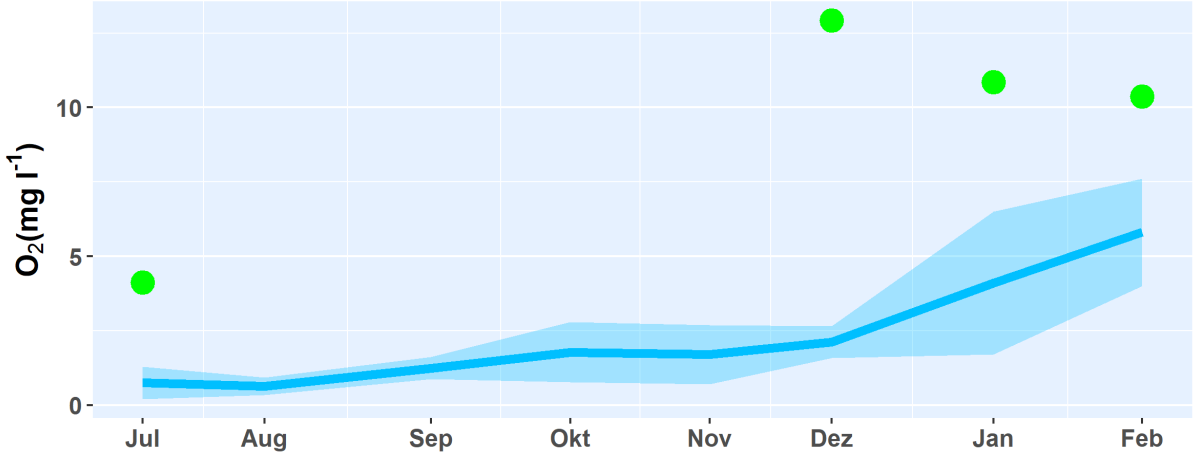


Abbildung 163 Sauerstoffgehalt des Grabenwassers im Ipweger Moor in mg pro l von Juli 2018 bis Februar 2019 (Mittelwerte (n=9) mit Spanne zischen Minimal- und Maximalwerten des Grabenwassers der Exaktversuchsfläche sowie einzelne Messungen aus dem Naturschutzgebiet Barkenkuhlen (grüne Punkte))

Auch die im Vergleich zum Boden-pH (und pH-Werten von Niederschlagswasser, welches um pH 5 liegt) überraschend hohen pH-Werte der Grabenwässer (s. Abbildung 164) sind eine Folge der verstärkter Umsetzungsprozesse aufgrund der hohen biologischen Aktivität.

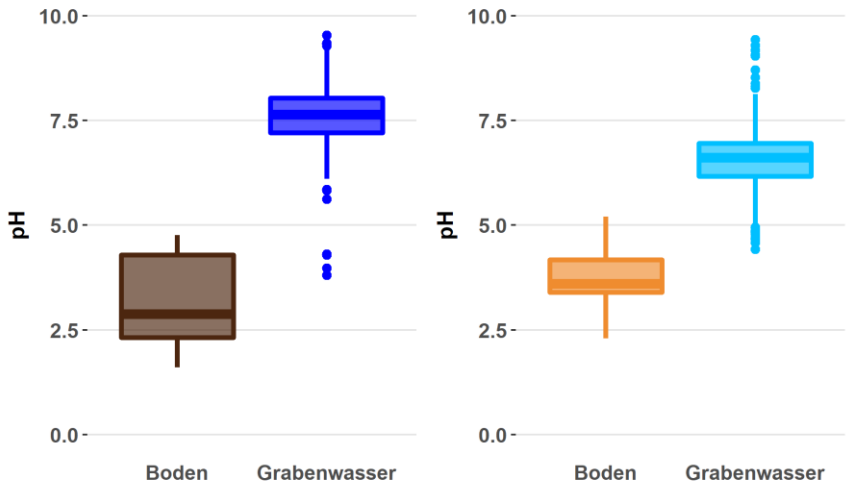


Abbildung 164 Gegenüberstellung von Boden-pH-Werten und Grabenwasser-pH-Werten der Exaktversuche im Hammelwarder Moor (links) und Ipweger Moor (rechts)

9.5 Zusammenfassung

Untersucht wurden die Auswirkungen der Varianten der Grünlanderneuerung und der hydrologischen Varianten auf die Nährstoffdynamik in Böden und angrenzenden Gräben der beiden Exaktversuchsstandorte. Im Ipweger Moor wurden zusätzlich Böden weiterer Intensivflächen und von Flächen mit geringerer Bewirtschaftungsintensität, sowie das Grabenwasser im Einzugsgebiet des Ipweger Moorkanals untersucht. Die Grünlanderneuerung durch Umbruch bewirkte, im Gegensatz zum Erhalt der Altnarbe sowie zur Neuansaat mittels Direktsaat, eine Nitratfreisetzung. Es waren keine wesentlichen systematischen Effekte der hydrologischen Varianten auf die Nährstoffdynamik feststellbar. Auffallend im Niedermoor war lediglich die Unterflurbewässerung im Boden in 30–60 cm Tiefe mit den höchsten Ammonium- und Phosphatgehalten sowie pH-Werten, sowie im Hochmoor die Kontrolle mit höheren Nitratgehalten im Oberboden und (im Winter) im Grabenwasser. Die Verbindung von Bodenwasser, Dränwasser in der Unterflurbewässerung und Grabenwasser bewirkte Nährstoffeinträge vom Graben in den Boden bei negativer Wasserbilanz (Sommer), bzw. Nährstoffausträge bei positiver Wasserbilanz (Winter). Generell waren an beiden Standorten hohe Gehalte von Phosphat und Ammonium und punktuell auch Nitrat im Wasser der Gräben und Unterflurrohre vorhanden. Daher waren auch weitere Eutrophierungseffekte wie hohe pH-Werte, geringe Sauerstoffgehalte und starkes Pflanzenwachstum zu beobachten. Die Exaktversuchsfläche im Hochmoor war bezüglich der Nährstoffgehalte vergleichbar mit anderen Intensivflächen, die sich von Extensiv- und Brachflächen in der Umgebung in geringerem Ausmaß als erwartet unterschieden. Ersteres bietet daher grundsätzlich eine gute Voraussetzung für eine Übertragbarkeit der Ergebnisse des SWAMPS-Projekts. Dies betrifft auch mit allgemein hohen Frachten die Nährstoffdynamik der Gräben, die mit denen der Umgebung vergleichbar war.

9.6 Ausblick

Es war kein direkter Einfluss der Maßnahmen zur **Grünlanderneuerung** im Nieder- und Hochmoor auf die Phosphat- und Ammoniumgehalte der Böden feststellbar, im Gegensatz zum Erhalt der Altnarbe sowie zur Neuansaat mittels Direktsaat bewirkte der Umbruch jedoch eine Nitratfreisetzung.

Es waren keine signifikanten **Effekte der hydrologischen Varianten** auf die Nährstoffdynamik feststellbar. Im Niedermoor fiel die Unterflurbewässerung im Boden in 30–60 cm Tiefe mit den höchsten Ammonium- und Phosphatgehalten sowie pH-Werten auf, im Grabenwasser war jedoch kein Effekt der hydrologisch unterschiedlich eingestellten Flächen messbar. Im Hochmoor war kein Unterschied in den Nährstoffgehalten zwischen Grabeneinstau und Unterflurbewässerung in Boden oder Grabenwasser feststellbar. Die Kontrolle unterschied sich aber von den Varianten mit erhöhten Wasserständen durch höhere Nitratgehalte im Oberboden und (im Winter) Grabenwasser.

Jahreszeitlich war eine Abnahme von Phosphat und Nitrat im Grabenwasser zum Sommer im Niedermoor zu beobachten. Auch im Hochmoor war Nitrat hauptsächlich im Winter und Frühjahr im Graben nachweisbar. Die Saisonalität war auch durch höhere Phosphatgehalte während Entwässerungsphasen im Winter in den Unterflurrohren im Vergleich zum Grabenabschnitt erkennbar, dann wurden über die Unterflurrohre (vor allem wenn Nährstoffüberschüsse aus dem abgelaufenen Bewirtschaftungsjahr vorhanden sind) Nährstoffe ausgetragen. Im Sommerhalbjahr, wenn infolge negativer klimatischer Wasserbilanz Grabenwasser über die Unterflurrohre in die Fläche fließt, kann auch eine Nährstoffzufuhr in die Fläche erfolgen.

Im **Niedermoorgrünland wurden im Vergleich zum Hochmoor** um den Faktor drei bis vier höhere Phosphatgehalte im Oberboden gemessen, die Grabenwasserkonzentrationen sind dabei etwa um den Faktor zehn geringer. Dies zeigt die deutlich stärkere Festlegung und geringere Mobilität von Phosphor im Niedermoorboden im Vergleich zum Hochmoor. Die im Niedermoor deutlich höheren Gehalte an Stickstoff im Unterboden spiegeln sich dagegen in den im Vergleich zum Hochmoorstandort wesentlich höheren Ammoniumkonzentrationen im Grabenwasser wider.

Die Nährstoffdynamik der Hochmoor-Exaktversuchsfläche war vergleichbar mit anderen intensiv bewirtschafteten Flächen der Umgebung. Die Unterschiede zwischen intensiver und extensiver Bewirtschaftung waren geringer als erwartet. Dieses weist erstens auch auf ein Nährstoffaustragsrisiko bei extensiver Nutzung hin, und zweitens zeigt es, dass die Nährstoffverhältnisse an den SWAMPS-Versuchsflächen als repräsentativ für eine Hochmoorgrünlandwirtschaft angesehen werden können. Die Gräben an den Versuchsflächen unterschieden sich auch nicht in ihren Nährstoffkonzentrationen im Vergleich zu Gräben im weiteren Einzugsgebiet.

Eine allgemeine **Eutrophierung** der Gräben wurden durch sehr hohe Phosphat- und Ammoniumgehalte bei gleichzeitig starkem Aufwuchs der Grabenvegetation, pH-Werten im neutralen Bereich und geringem Sauerstoffstoffgehalt nachgewiesen. Die gemessenen Nitrat-Konzentrationen des Dränwassers der Hochmoor-Kontrollfläche von Januar bis April 2019 zeigen, dass auch Nitrat mit dem Dränwasser aus der entwässerten Hochmoorkontrollfläche ausgetragen wird, in den Gräben aber auf Grund schneller Umsetzung nur selten nachweisbar ist, d. h. im Grabensystem werden Nährstoffe teilweise zurückgehalten (in die Biomasse eingebaut) oder abgebaut (Denitrifikation). Vor allem in den Sommermonaten kann durch die Stauwehre Wasser mit den darin enthaltenen Nährstoffen weitgehend im System zurückgehalten werden, so weisen die Grabenabschnitte des Versuches im Niedermoor im Vergleich zum Zufluss niedrigere NH_4-Konzentrationen auf und bilden somit eine NH_4-Senke.

10 Modul F: Begleituntersuchungen zu Biodiversität

Prof. Dr. Rainer Buchwald, Lea Kupke

In terrestrischen Ökosystemen gelten Flora/Vegetation, Heuschrecken und Laufkäfer als anerkannte organismische Gruppen von ökologischen Untersuchungen. Insbesondere für das Grünland sind Heuschrecken wichtige Bioindikatoren für Biotoptypen, Vegetationsstruktur und Mikroklima (FISCHER et al. 2016). Mit einer hohen Indikatorfunktion für Bodentyp und –feuchtigkeit sowie Pflege/Bewirtschaftung stellen Laufkäfer eine geeignete faunistische Gruppe beim Monitoring von Bewirtschaftung und Pflege-/Entwicklungsmaßnahmen dar (INFORMATIONSDIENST NATURSCHUTZ NIEDERSACHSEN 2003).

10.1 Aufgabenbeschreibung und Fragestellung

Auf den Versuchsflächen der Exaktversuche im Ipweger Moor und Hammelwarder Moor werden die Zusammenhänge zwischen Flora, Vegetation sowie der Heuschrecken- (Orthoptera) und Laufkäferfauna (Carabidae) und den im Projekt umgesetzten Maßnahmen zur Bewirtschaftung von Grünlandflächen bei Anpassung des Wasserstandes untersucht. Es werden die zeitliche Beeinflussung (vor/nach Veränderung der Wasserstände) und die hydrologischen Varianten des Wassermanagements (Grabeneinstau, Unterflurbewässerung, Kontrolle) sowie die Effekte von zwei Verfahren der Grünlanderneuerung (Vergleich der Altnarbe mit Direktsaat- und Umbruchverfahren) hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Parameter der ökologischen Begleituntersuchungen aufgearbeitet.

Folgende Leitfragen werden innerhalb der Projektlaufzeit untersucht:

- Welche Unterschiede in Flora, Vegetation, Heuschrecken- und Laufkäferfauna weisen die Probeflächen mit verschiedenen hydrologisch-landwirtschaftlichen Maßnahmen untereinander und gegenüber den Referenzflächen (insgesamt neun Varianten) auf?
- Wie verändern sich die Probeflächen nach Durchführung der Maßnahmen im Zeitraum 2016–2020 in Bezug auf Flora und Vegetation?
- In welcher Weise und in welcher Geschwindigkeit verändert sich die Heuschreckenfauna der Probeflächen nach Durchführung der Maßnahmen?
- Welche Unterschiede in der Heuschreckenfauna weisen die Schonstreifen gegenüber den intensiv bewirtschafteten Probeflächen auf?

10.2 Material und Methoden

In den Jahren 2017 bis 2020 wurde die Vegetation im Mai und Juni (Ausnahme 2019: Mai und September) aufgenommen, unmittelbar vor der ersten bzw. zweiten Mahd; dafür wurden jeweils 27 Plots (Probeflächen) pro Wasserregime und somit 81 Plots pro Exaktversuchsfläche (Ipweger Moor und Hammelwarder Moor) eingerichtet, deren Artenzusammensetzung mit Präsenz-Absenz-Aufnahmen auf einer Fläche von je 1 m² ermittelt wurde (Abbildung 165). Die statistische Auswertung wurde mithilfe des generalisierten linearen Modells (Poisson-Modell) durchgeführt. Darüber hinaus wurden Gesamtartenlisten jeweils für alle neun Varianten beider Exaktversuchsgebiete aufgenommen (dmse-Skala mit folgenden Deckungsgraden: d: > 25 %, m: > 5–25 %, s: 1–5 %, e: < 1 %), die im Verlauf der Vegetationsperiode fortlaufend ergänzt wurden (PACKMOR 2017, 2018 und Mai 2019; KUPKE September 2019 und 2020). Die nachgewiesenen Pflanzenarten wurden anschließend nach ihrer Bindung an Grünland in drei Kategorien

eingeordnet: 1) Kennarten Grünland (KG), 2) teilweise im Grünland vorkommende Arten (TG) und 3) Nicht-Grünlandarten (NG).

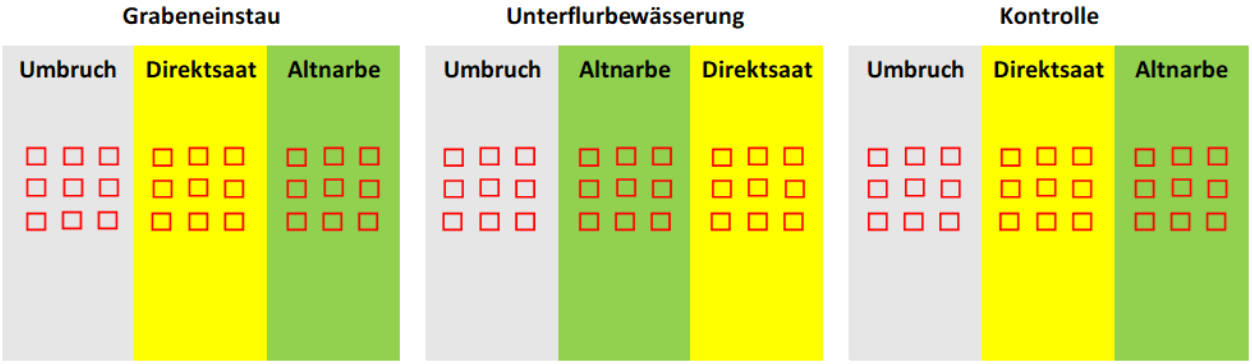


Abbildung 165 Schematische Darstellung der Vegetationsaufnahmen (2017 bis 2020) im Hammelwarder Moor; rote Quadrate = Kleinquadrate zur Erfassung der Vegetation (1 m²)

Die Erfassung der Heuschreckenfauna erfolgte 2017 bis 2020 zwischen Juni und August in einem Intervall von 10–15 Tagen mit insgesamt sieben Erhebungen (außer 2017: acht Erhebungen) auf Dauerflächen von je 100 m² mittels Kescherfang (quantitative Erfassung aller Individuen) und Verhören (qualitative Erfassung aller Arten innerhalb und außerhalb der Dauerflächen). Dabei wurden jeweils eine Dauerfläche pro Variante und somit 3 Dauerflächen pro Wasserregime und 9 pro Untersuchungsgebiet untersucht (PACKMOR 2017, 2018; PFEIFER 2019, KUPKE 2020). Im Jahr 2019 wurden zusätzlich erstmalig Heuschrecken-Schonstreifen mit einer verringerten Intensität der Bewirtschaftung auf allen Versuchsvarianten angelegt (Größe der Schonstreifen: je 20 m² im Hammelwarder Moor, je 25 m² im Ipweger Moor) und auch im Jahr 2020 beibehalten. Auf den Schonstreifen wurde jeweils die erste und dritte Mahd inkl. Düngung ausgelassen.

Die Erfassung der Laufkäferfauna erfolgte 2020 in der Vegetationsperiode zwischen April und September in zweiwöchigen Fangperioden. In beiden Versuchsflächen wurden Barberfallen mit einem Durchmesser von 12 cm (Länge 12,5 cm) in den Boden eingesetzt. Als Fang- und Konservierungslösung wurde eine gesättigte Salzlösung (NaCl) verwendet. Die Fallen wurden entlang von zwei Transekten in den Exaktversuchsflächen in möglichst großem Abstand zueinander und zur benachbarten Variante platziert (Abbildung 166). Dabei wurden je Variante 3 Fallen und somit 9 Fallen pro Wasserregime und 27 Fallen pro Untersuchungsgebiet aufgestellt.

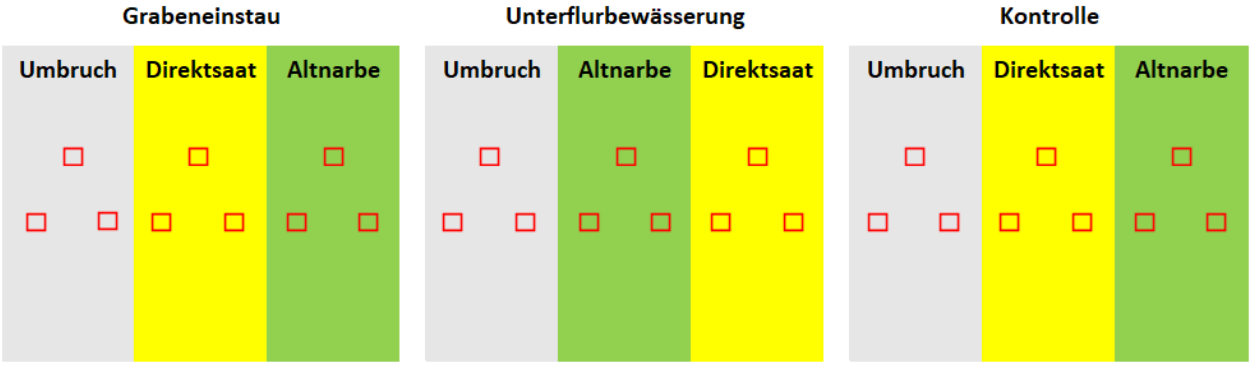


Abbildung 166 Schematische Darstellung der Laufkäfererfassung (2020) im Hammelwarder Moor; rote Quadrate = Platzierung der Barberfallen

10.3 Ergebnisse/Sachstand und Diskussion

10.3.1 Hammelwarder Moor

Vegetation

Im Niedermoor konnte ein deutlicher Anstieg der Gesamtpflanzenarten über die Projektlaufzeit festgestellt werden (Tabelle 59). Die Zunahme beschränkt sich auf die Einwanderung eher unspezifischer krautiger Grünlandarten (Abbildung 167).

Kontrolle

Bei (ausgesprochen) niedrigem Ausgangsniveau der Phytodiversität lassen sich geringe Schwankungen und tendenziell eine Abnahme der **Gesamtartenzahl** in den **Kontroll**flächen des Hammelwarder Moors feststellen (2017: 20, 2020: 18). Es ist eine Homogenisierung des Bestandes über die Jahre zu erkennen, die sich durch eine Abnahme der **gemittelten Artenzahl** auf etwa die Hälfte der Arten zeigt (2017: 8,7, 2020: 3,9). Ein vermehrtes Vorkommen von krautigen Pflanzenarten führte anfänglich in der Umbruch- und der Direktsaatvariante zu höheren Artenzahlen als in der Altnarbe. 2019 zeigte sich wiederum eine Verschiebung zugunsten der Altnarbe und zuungunsten des Umbruchs. Gleichzeitig zeichnete sich in der Vegetationsentwicklung bei den **Anteilen** der für das Grünland typischen und untypischen Arten eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse ab. Der Anteil der Grünland-typischen Arten an der Gesamtartenzahl zeigt, gegen den negativen Trend der gemittelten Artenzahlen, einen leicht positiven Zuwachs auf 41,8 % (2017: 34,8 %). Entgegengesetzt dazu nimmt der Anteil für das Grünland untypische Arten („Störzeiger“) leicht ab (2017: 16,5 %, 2020: 14,6 %) (Tabelle 59). Dieses Muster ließ sich ebenfalls anhand der Entwicklung der **Stetigkeit** der dokumentierten Pflanzenarten erkennen (Abbildung 167). Als positiv zu bewerten ist die Abnahme der Stetigkeit von diversen Kräutern, die überwiegend als Störzeiger betrachtet werden können, in den letzten zwei Versuchsjahren in den Varianten der Grasnarben-Erneuerungsvarianten (*Rumex acetosa, Persicaria amphibia var. terrestre, Ranunculus repens, R. ficaria, Stellaria media*). *Lolium perenne* stellte 2020 die einzige hochstete bestandsbildende Art in der Direktsaat- und der Umbruchvariante dar. In der Altnarbe konnte sie mit 77 % weiterhin stetig erfasst werden. Trotz einem über die Jahre in allen Varianten zu beobachteten Rückgang der Häufigkeit bei den Grasarten *Alopecurus pratensis, Phleum pratense* und *Holcus mollis*, konnte darüber hinaus nach vier Jahren eine Dominanzbildung in den Varianten Altnarbe und Direktsaat der Kontrolle mit mittleren bis hohen **Deckungsgraden** von *A. pratensis, Holcus lanatus, Lolium perenne* und *Elymus repens* festgestellt werden. Einen deutlichen Unterschied zeigte die Umbruchvariante mit einem nur sehr geringem Deckungsgrad von *E. repens* (Deckungsgrad *s*). Auch wenn *H. mollis* häufig in dem Bestand vorzufinden ist, hat ihr Deckungsgrad erkennbar abgenommen. Krautige Pflanzenarten nehmen nur noch einen sehr geringen Anteil in der Grünlandnarbe ein.

Insgesamt ist bei der Untersuchung des Niedermoorgrünlands eine Entwicklung zu steigender Dominanz einzelner Grünland-typischen Gräser zu erkennen, begleitet von vereinzelten krautigen Arten.

Grabeneinstau

Im **Grabeneinstau** des Hammelwarder Moors konnten über die Jahre geringe Schwankungen der **Artenvielfalt** festgestellt werden. 2020 waren im Schnitt 22 Pflanzenarten anzutreffen (Tabelle 59). Trotz weitgehend stabiler Gesamtartenzahl zeigt sich in der **gemittelten Artenzahl**

mit im Schnitt 5 Arten pro Plot 2020 eine signifikante Abnahme über die Jahre. Dabei ist sie höher als in der Kontrolle. Wesentliche Veränderungen konnten bei den landwirtschaftlichen Varianten beobachtet werden. Zeigten sich in den ersten Jahren teilweise deutliche Unterschiede zwischen den Grasnarben-Erneuerungen und der Altnarbe, bei denen die Grasnarben-Erneuerungen mehr Arten aufwiesen als die Altnarbe, kam es 2020 zu einer Verschiebung und einer Angleichung der gemittelten Artenzahlen der drei Varianten. Bei Betrachtung der Entwicklung der **Anteile** von Kennarten und Störzeigern des Grünlands im Grabeneinstau lässt sich diese Veränderung hauptsächlich auf einen Verlust von Störzeigern in den Varianten der Grasnarben-Erneuerung zurückführen und kann als durchweg positiv bezeichnen werden. Der Anteil der Grünland-untypischen Arten hat – auf einem sehr hohen Niveau - von 18,3 % auf 7,8 % deutlich abgenommen und weist am Ende der Untersuchungen mit Abstand den geringsten Wert im Vergleich mit den anderen Wasserregimen auf. Einhergehend ist eine Zunahme von Kennarten für das Grünland von 33,7 % (2017) auf 41,3 % (2020) als günstig anzusehen. Dabei unterscheiden sich die Neuansaaten nur geringfügig voneinander, die Altnarbe zeigte anfangs einen tendenziell geringeren Wert (Tabelle 59). Die Entwicklung weist eine Homogenisierung des Bestandes über die Versuchsjahre von vier bis fünf **hochsteten** Arten hin zu ein bis zwei hochsteten Arten auf (Abbildung 167). 2020 konnten folgenden Arten in hoher Stetigkeit erfasst werden: *Lolium perenne* in der Umbruch- und Direktsaatvariante sowie *Alopecurus pratensis* und *Holcus mollis* in der Altnarbe. Ein Rückgang der Stetigkeit ist bei *Phleum pratense, Elymus repens* in allen Varianten sowie bei *A. pratensis* und *H. mollis* in den Grasnarben-Erneuerungen zu erkennen. 2019 war eine Zunahme der Stetigkeit bei Grünland-untypischen Kräutern zu beobachten, die 2020 erneut abnahm. Bei den **Deckungsgraden** der Pflanzenarten zeigt sich, dass vorwiegend drei Gräser den Bestand beherrschen (Deckungsgrade *m* und *d*): *Alopecurus pratensis, Holcus lanatus* und *H. mollis* können in allen drei Varianten als volletabliert angesehen werden. In der Direktsaat- und Umbruchvariante kommt zudem noch *Lolium perenne* als dominierende Art hinzu. In der Direktsaat konnte *Festuca pratensis* erstmalig 2020 mit einem mittleren Deckungsgrad erfasst werden. Krautige Arten, die vor allem in der Altnarbe und im Umbruch zeitweise einen höheren Deckungsgrad eingenommen hatten, sind nur noch vereinzelt anzutreffen (*Rumex acetosa, Cardamine hirsuta, C. pratensis, Stellaria media, Glechoma hederacea, Ranunculus ficaria, R. repens*).

Die Vegetation der Grabeneinstau-Varianten wird von einer homogenen, überwiegend grasdominierten Pflanzengemeinschaft aus *Alopecurus pratensis, Holcus lanatus* und *H. mollis* sowie in den Grasnarben-Erneuerungen zusätzlich aus *Lolium perenne* gebildet.

Unterflurbewässerung

Hinsichtlich der Entwicklung der Vegetation in der **Unterflurbewässerung** konnte eine konstante Abnahme der **Gesamtartenzahl** beobachtet werden. 2020 wurde eine Phytodiversität mit im Schnitt 21 Arten ermittelt (2017: 26 Arten). Die höchste Artenzahl wurde in der Altnarbe mit insgesamt 23 Arten erhoben (Tabelle 59). Eine Reduzierung der **gemittelten Artenzahl** von etwa 50 % konnte seit 2017 bis 2020 festgestellt werden. Dabei lag der Wert 2020 im Schnitt bei 4,7 Arten pro Stichprobe und zeigte einen deutlichen Unterschied zu den Vorjahren. Die Altnarbe zeigte, mit Ausnahme von 2019, in jedem Jahr einen höheren Wert als die Varianten der Grasnarben-Erneuerung. Bei Betrachtung der **Anteile** von Störzeigern an der Gesamtartenzahl ist ein starker Rückgang von 27,5 % auf 11 % im zweiten Versuchsjahr zu erkennen mit anschließender kontinuierlicher Zunahme auf 19,1 %. Trotz sinkender Artenzahlen und

Schwankungen über die Jahre zeigte sich eine Zunahme des Anteils von Kennarten auf niedrigem Niveau (2017: 32,5 %, 2020: 41,3 %). Der Wert liegt in etwa gleichauf mit den Werten der Kontrolle und des Grabeneinstaus (Tabelle 59). In der **Stetigkeit** der Pflanzenarten zeigt sich über die Versuchsjahre eine Verschiebung von rund 4–5 hochsteten Gräsern und 2–3 Kräutern hin zu zwei bestandsdominierenden Grasarten (Abbildung 167). Ebenfalls konnte eine starke Abnahme der Häufigkeit von krautigen Arten beobachtet werden. Dies resultierte in hohen Stetigkeiten von *Lolium perenne* und *Holcus mollis*. Erstere Art konnte in der Direktsaat- und Umbruchvariante in allen Plots gefunden werden, zweitere wurde hauptsächlich in der Altnarbe erfasst. Eine Veränderung der Stetigkeit konnte unter anderem vom Jahr 2019 auf das Jahr 2020 beobachtet werden. Fünf weitere Arten waren darüber hinaus zuvor hochstet vertreten: *Alopecurus pratensis, Phleum pratense, Elymus repens, Rumex acetosa* und *Ranunculus repens*. Anhand der **Deckungsgrade** können 3–5 Grasarten in den Varianten der Unterflurbewässerung als etabliert und als bestandsdominierend angesehen werden. Die Umbruchvariante zeigt dabei die meisten etablierten Gräser mit mittlerem Deckungsgrad. Die Pflanzengemeinschaft besteht in allen Flächen aus *Alopecurus pratensis* und *Holcus lanatus.* Hinzu kommen in der Altnarbe und im Umbruch *Holcus mollis* mit mittlerem Deckungsgrad. *Lolium perenne* ist sowohl in der Direktsaat als auch im Umbruch voll etabliert. In der Umbruchvariante kommen zudem noch *Elymus repens* als etablierte Art hinzu, und seit 2020 konnte mit mittlerem Deckungsgrad *Lolium multiflorum* festgestellt werden. Über die Versuchsjahre wurden immer wieder Kräuter als Einzelfunde mit geringem Deckungsgrad erhoben. Sie kamen vor allem 2017 vermehrt vor (*Rumex acetosa, Cardamine pratensis, Stellaria media, Symphytum officinale, Persicaria amphibia var. terrestre, Ranunculus repens, R. ficaria*). Dieses vermehrte Vorkommen von Lückenzeigern mit hohem Konkurrenzdruck und geringem Futterwert kann auf eine anfängliche Beschädigung der Grasnarbe durch das mechanische Einsetzen von Drainrohren in den Boden zurückgeführt werden. So lässt sich das Auftreten von Störzeigern und ein erhöhter Artenreichtum 2017 erklären.

In der Unterflurbewässerung lässt sich eine unterschiedliche Entwicklung des floristischen Bestands zwischen den Grasnarben-Erneuerungen und der Altnarbe erkennen. Die Umbruch- und Direktsaatvarianten waren anfänglich anfälliger für Lückenarten als die Altnarbe. Nach vier Jahren hat sich die Vegetation in den Varianten angeglichen, wobei der Umbruch die vielfältigste Vegetationsdecke vorweist.

Tabelle 59 Darstellung der Vegetationsdaten aus der Gesamtartenliste (GL) und den Präsenz-Absenz-Daten (PA) im Hammelwarder Moor in den Untersuchungsjahren 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen und den drei landwirtschaftlichen Varianten. Abkürzungsverzeichnis: Anteil KG – prozentualer Anteil der Kennarten des Grünlands an der Gesamtvegetation, TG –teilweise typische Grünlandarten, NG –Nicht-Grünlandarten

	2017	2018	2019	2020
Gesamtartenzahl *GL*	35	31	31	37

	Grabeneinstau				**Kontrolle**				**Unterflurbewässerung**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
gemittelte Gesamtartenzahl *GL*	21,7	21,7	22,0	21,7	20,0	19,3	22,0	18,3	26,7	24,0	22,7	21,0
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	8,1	7,2	6,4	5,2	8,7	6,9	6,6	3,9	10,2	7,9	6,1	4,7
Anteil KG *GL*	33,73	35,54	43,76	41,31	34,80	36,23	39,20	41,81	32,48	38,88	35,04	41,36
Anteil TG *GL*	47,93	56,80	44,04	44,86	48,66	50,09	48,33	41,81	39,98	50,06	50,00	39,47
Anteil NG *GL*	18,34	7,66	12,20	7,81	16,53	13,68	12,46	14,62	27,54	11,07	14,96	19,16

	Grabeneinstau											
	Altnarbe				**Direktsaat**				**Umbruch**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Gesamtartenzahl *GL*	19	23	20	20	20	21	24	22	26	21	22	23
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	6,6	6,8	7,8	5,0	7,9	6,6	9,4	5,1	10,0	7,7	9,8	5,4
Anteil KG *GL*	31,58	30,43	40,00	35,00	35,00	38,10	45,83	45,45	34,62	38,10	45,45	43,48
Anteil TG *GL*	52,63	60,87	45,00	50,00	45,00	57,14	41,67	45,45	46,15	52,38	45,45	39,13
Anteil NG *GL*	15,79	8,70	15,00	10,00	20,00	4,76	12,50	9,09	19,23	9,52	9,09	4,35

	Kontrolle											
	Altnarbe				**Direktsaat**				**Umbruch**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Gesamtartenzahl *GL*	20	19	20	18	19	20	23	19	21	19	23	18
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	7,8	6,2	7,6	4,7	9,1	6,9	6,8	3,8	9,2	7,7	6,7	3,3
Anteil KG *GL*	40,00	31,58	35,00	44,44	26,32	35,00	43,48	42,11	38,10	42,11	39,13	38,89
Anteil TG *GL*	50,00	57,89	45,00	38,89	57,89	45,00	47,83	42,11	38,10	47,37	52,17	44,44
Anteil NG *GL*	10,00	10,53	20,00	16,67	15,79	20,00	8,70	10,53	23,81	10,53	8,70	16,67

	Unterflurbewässerung											
	Altnarbe				**Direktsaat**				**Umbruch**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Gesamtartenzahl *GL*	27	25	21	23	26	23	26	19	27	24	21	21
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	10,3	8,7	8,6	5,2	10,4	7,2	6,9	4,2	9,8	7,6	9,1	4,6
Anteil KG *GL*	33,33	40,00	33,33	39,13	30,77	39,13	38,46	42,11	33,33	37,50	33,33	42,86
Anteil TG *GL*	40,74	48,00	47,62	43,48	38,46	52,17	50,00	36,84	40,74	50,00	52,38	38,10
Anteil NG *GL*	25,93	12,00	19,05	17,39	30,77	8,70	11,54	21,05	25,93	12,50	14,29	19,05

Abbildung 167 Darstellung der hochsteten Arten (= Arten, die in mehr als 85 % der ausgewerteten Plots pro Variante nachgewiesen wurden) im Hammelwarder Moor. Es werden alle Arten berücksichtigt, die wenigstens in einer Variante des Exaktversuchs in sehr hoher Stetigkeit vorhanden waren. Pro Variante wurden 9 Plots (je 1 m²) erfasst; für die Berechnung wurden die quantitativen Erfassungen im Juni 2017, 2018, 2019 und 2020 verwendet. KG: Kennarten Grünland, TG: teilweise im Grünland vorkommende Arten, NG: Nicht-Grünlandarten

Heuschrecken

Intensiv bewirtschaftete Flächen

Auf den **intensiv bewirtschafteten Flächen** des **Hammelwarder Moors** konnte im gesamten Untersuchungszeitraum eine für nordwestdeutsches (Moor-)grünland typische Diversität mit **10 Heuschreckenarten** festgestellt werden. Grundsätzlich zeigt die Heuschreckenfauna in den Untersuchungsflächen eine erwartete Diversität mit etwa 6 Arten (FISCHER et al. 2016) (Tabelle 60). Auch die Artenzusammensetzung entspricht den Erwartungen. Hinsichtlich der **gemittelten Individuenzahl** pro Fang und der **Gesamtindividuendichte** (Abbildung 168) ist eine hoch

signifikante Zunahme adulter Tiere und Larven über die Jahre auszumachen und als durchweg positiv zu betrachten. Dabei ist ein beträchtlicher Sprung von 2017 auf 2018 festzustellen, der mit geringen Niederschlägen und höheren Temperaturen 2018 und somit zu günstigen Bedingungen der Entwicklungsstadien von Ei zu Imago führte, zu begründen ist. Bei Betrachtung der **Artenzahlen** konnten in den Jahren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Wasserregimen und den landwirtschaftlichen Varianten festgestellt werden. Jedoch lassen sich ab dem dritten Untersuchungsjahr 2019 leichte Veränderungen der Artenzahlen zwischen den Wasserregimen erkennen, bei der tendenziell mehr Arten in den Kontrollflächen erfasst werden konnten (Abbildung 169). Einhergehend lässt sich ebenfalls 2020 eine Differenzierung der Kontrollfläche zu den beiden Bewässerungsvarianten anhand der **Abundanz** beobachten. Dabei blieb die Abundanz in der Kontrolle im Vergleich zum Vorjahr unverändert (**gemittelte Individuen**: 106, Artenzahl: 6); die Abundanz im Grabeneinstau und in der Unterflurbewässerung zeigte eine leichte Abnahme, untereinander unterschieden sie sich jedoch nur geringfügig voneinander (gem. Individuenzahl GE: 73, UFB: 63) (Abbildung 169). Diese voneinander abweichende Entwicklung lässt darauf schließen, dass sich die anfänglich ähnelnden Lebensraumbedingungen im Laufe des Versuchszeitraums veränderten und sich Auswirkungen auf die Heuschreckenfauna zeigen. Weiterhin wies die Umbruchvariante der Kontrolle die höchste Abundanz auf - entgegengesetzt zu den Umbruchvarianten des GE und der UFB, die die geringste Abundanz aufwiesen.

Tabelle 60 Absolute Individuenzahlen der Heuschreckenarten im Hammelwarder Moor von 2017 bis 2020, x= qualitativer Nachweis der Art

Untersuchungsfläche (Intensiv)			Hammelwarder Moor				
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**RL**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Ensifera	**Langfühlerschrecken**						
Conocephalus dorsalis	Kurzflügelige Schwertschrecke	*	x	24	4	1	x
Roeseliana roeselii	Roesels Beißschrecke	*	x	23	52	276	101
Tettigonia viridissima	Grünes Heupferd	*	x	x	x	1	1
Caelifera	**Kurzfühlerschrecken**						
Chorthippus albomarginatus	Weißrandiger Grashüpfer	*	x	292	679	667	601
Chorthippus biguttulus	Nachtigall-Grashüpfer	*	x	5	6	10	22
Chorthippus brunneus	Brauner Grashüpfer	*	x	0	0	3	x
Chrysochraon dispar	Große Goldschrecke	*	x	1	3	2	x
Omocestus viridulus	Bunter Grashüpfer	*		0	0	0	4
Stetophyma grossum	Sumpfschrecke	3		x	x	x	x
Tetrix undulata	Gemeine Dornschrecke	*		1	0	4	1
Artenzahl (quantitativ erfasst)				**6**	**5**	**8**	**6**
Artenzahl insgesamt (inklusive quanitativ erfasst)				**8**	**7**	**9**	**10**

Niedersachsen/Bremen
* nicht gefährdet
2 stark gefährdet
3 Gefährdet

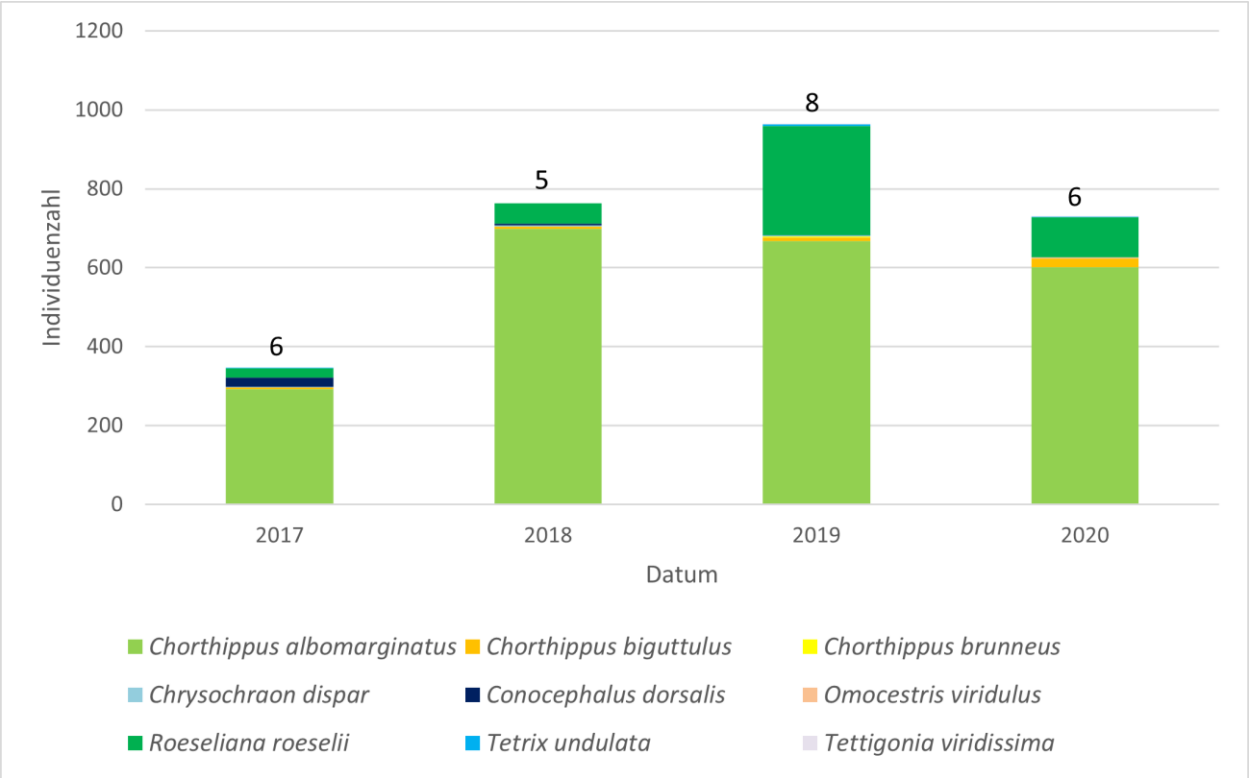


Abbildung 168 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 auf den intensiv bewirtschafteten Flächen des Hammelwarder Moors

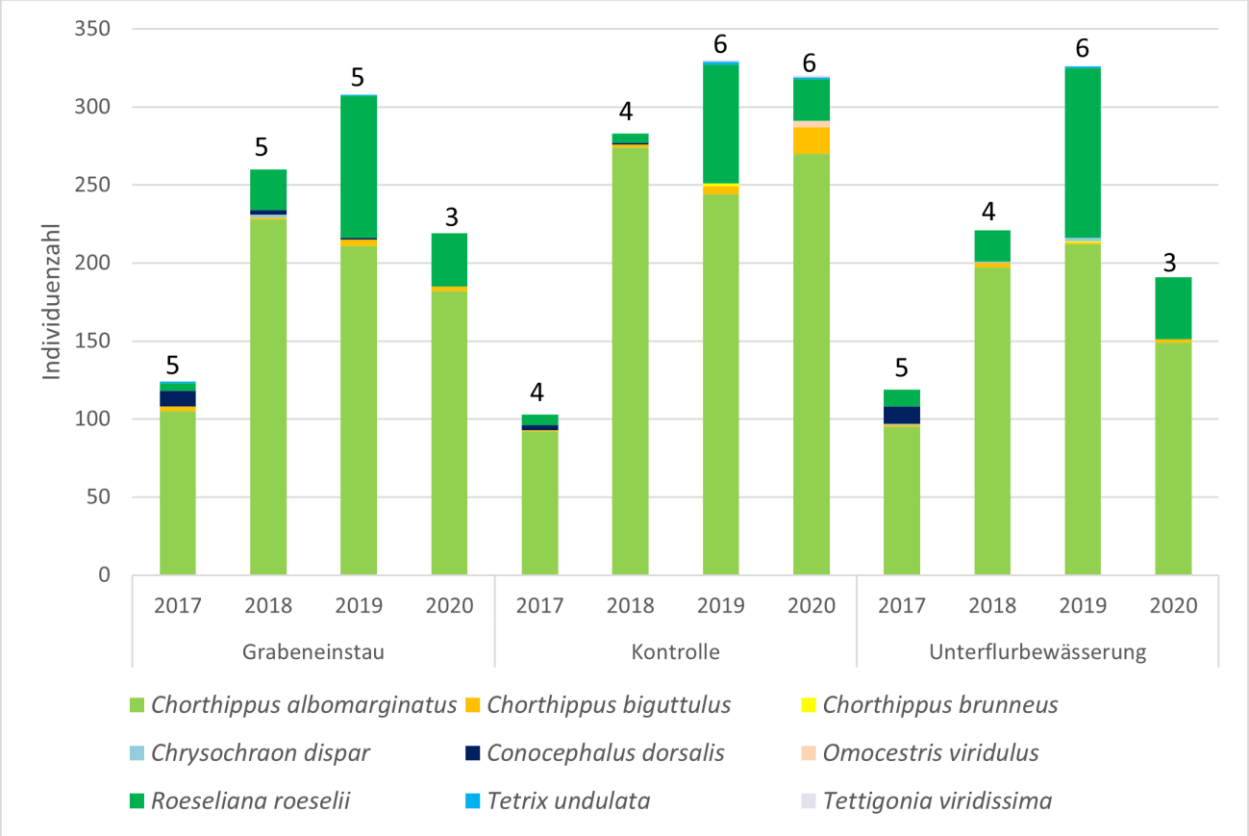


Abbildung 169 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen auf den intensiv bewirtschafteten Flächen im Hammelwarder Moor

Während des gesamten Untersuchungszeitraums **dominierte** *Chorthippus albomarginatus* die Heuschreckengesellschaft und konnte seit 2017 als Larve nachgewiesen werden. Ab dem zweiten Untersuchungsjahr 2018 zeigte *Roeseliana roeselii* mit zusätzlichen Larvenfunden eine mäßig hohe Abundanz, die in den darauffolgenden Jahren Schwankungen unterlag. Beide Arten, die vorwiegend in frischen bis feuchten Lebensräumen vorkommen, können als bodenständig angesehen werden (hohe Stetigkeit, zahlreiche Larvenfunde) (FISCHER et al. 2016). Weiterhin zeigte *Chorthippus biguttulus* über die Jahre hinsichtlich ihres Vorkommens einen positiven Trend. So stieg die Abundanz adulter Tiere kontinuierlich ab 2017 bis 2020 an und konnte 2020 im Larvenstadium erfasst werden. Dabei hat sich ihr Vorkommen 2020 prinzipiell auf die Kontrollflächen beschränkt (Abbildung 169). Ein Anstieg hängt vermutlich mit warmen und trockenen Bedingungen in den Sommermonaten 2018, 2019 und 2020 (und einer Veränderung der Vegetation) zusammen, die sich vorteilhaft für die Art *C. biguttulus*, die Lebensräume mit leicht erhöhten Temperaturen und Trockenheit besiedelt, auswirken (FISCHER et al. 2016), aber auch eurytope Arten wie *C. albomarginatus* und *R. roeselii* profitieren. Alle drei Arten können stärkere Bewirtschaftung tolerieren und gehören zu den häufigsten Arten im Grünland (FARTMANN & MATTES 1997, RICHTER 2005). Das Vorkommen weiterer Arten beschränkte sich in den vier Jahren in allen Wasserregimen auf Einzelfunde und oder auf qualitative Nachweise (Tabelle 60). Dabei handelt es sich zum einen um Arten, die vorwiegend in frischen bis feuchten Lebensräumen vorkommen, und zum anderen um Arten, die eher wärmere und trockenere Lebensräume besiedeln (FISCHER et al. 2016). So konnten die Arten *Chorthippus brunneus, Conocephalus dorsalis* und *Chrysochraon dispar* in den ersten Jahren noch quantitativ dokumentiert werden, 2020 waren sie nur qualitativ nachzuweisen. Als neue Art konnte 2020 *Omocestus viridulus* quantitativ bestimmt werden. Im gesamten Versuchsverlauf wurde *Stetophyma grossum* nur qualitativ, meist nahe am Grabenrand, nachgewiesen. Als Beifang in den Barberfallen konnte 2020 *C. dispar* im Larvenstadium und die Art *Tetrix subulata* im Adultstadium erfasst werden. Weiterhin kommen nicht weiter bestimmbare Caelifera-Larven hinzu. Im Jahr 2019 wurden keine *C. biguttulus* - Larven, dafür aber Larven von *Tettigonia viridissima* und *Conocephalus dorsalis* in Einzelfunden gefunden.

Extensiv bewirtschaftete Flächen

Im Vergleich der zwei Untersuchungsjahre konnte bei den **extensiv genutzten Schonstreifen** im Hammelwarder Moor eine ähnliche **Diversität** der Heuschreckenarten festgestellt werden (2019: 9, 2020: 8 Arten). Auffällig war hingegen eine signifikante Abnahme der **Gesamtindividuenzahl** von 2019 (mit hohen Abundanzen) auf 2020 von mehr als 50 % (Abbildung 170). Die Vermutung liegt nahe, dass dieser Rückgang einerseits mit einem späteren Anfangstermin der Bestandsaufnahme im Jahr 2020 kurz vor dem zweiten Schnitt und damit dem ersten Schnitt der Schonstreifen zusammenhängt. Andererseits wurde der Schonstreifen bei der darauffolgenden Mahd fälschlicherweise zu einem großen Anteil mitgemäht. Somit ist vorstellbar, dass anfangs viele Larven und frühentwickelte Imagines verpasst und später die Individuenzahl an ihrem Rückzugsort deutlich reduziert wurden. Weiterhin konnte eine höhere **Abundanz** der Heuschrecken in der Kontrolle als in den Bewässerungsvarianten festgestellt werden. Gleichermaßen deuteten sich leichte Veränderungen der Dominanzverhältnisse der Arten an. Bei Betrachtung der Gemeinschaft ist eine deutliche **Dominanz** von *Chorthippus albomarginatus* in beiden Jahren zu beobachten. Begleitet wurde sie von *Roeseliana roeselii* als zweithäufigste Art. Ihr Anteil ist jedoch 2020 tendenziell rückläufig: In den Kontrollflächen ist sie komplett

verschwunden, im Grabeneinstau ist ihr Vorkommen gesunken; lediglich in der Unterflurbewässerung ist der Anteil angestiegen (Abbildung 170). Der Einflussfaktor Mahd (Reduzierung von Ressourcen wie Schutz vor Prädatoren, Sangwarte) in Verbindung mit einem tendenziell niedrigeren Wasserstand im Boden lässt sich mit dem abnehmenden Vorkommen von *R. roeselii* in den Kontrollflächen in Verbindung bringen. Sie kann ein breites Lebensraumspektrum von feuchten bis trockenes Grünland besiedeln - in trockenen Habitaten ist sie jedoch auf höherwüchsige Vegetation angewiesen (FISCHER et al. 2016).

Insgesamt haben sich 2020 die Anteile der vereinzelt vorkommenden Arten (*Conocephalus dorsalis, Omocestus viridulus* und *Chorthippus biguttulus*) erhöht. Dieser Effekt ist jedoch auf die generell gesunkene Individuendichte von *C. albomarginatus* und *R. roeselii* und nicht auf eine zunehmende Abundanz der genannten drei Arten zurückzuführen. Weiterhin zeigen die **Individuenzahlen** für 2020 sowohl im Adult- als auch im Larvenstadium in der Kontrolle eine doppelte bis dreifache Abundanz wie in den bewässerten Flächen (Abbildung 171). In der Unterflurbewässerung ließen sich die geringste Abundanz (Mittel: 15) und Artenzahl (3) der Heuschrecken feststellen, bei der die Altnarbe mit 7 aufgefundenen Individuen die niedrigste Individuenzahl aufweist. Ferner konnten in der Direktsaat der Kontrolle die meisten Individuen gefunden werden (Abbildung 171). Allerdings konnten in Bezug auf die landwirtschaftlichen Maßnahmen keine eindeutigen Tendenzen ausgemacht werden.

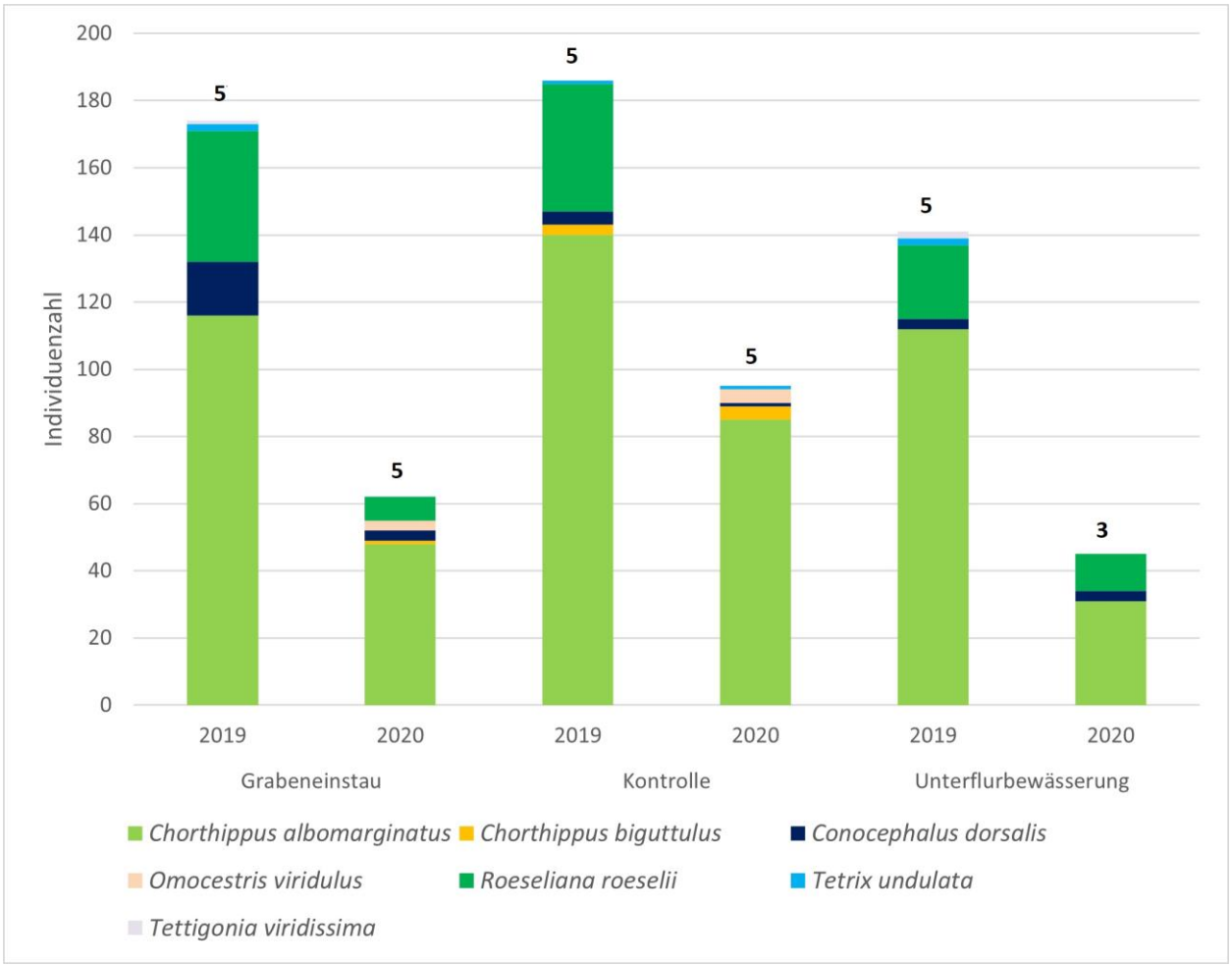


Abbildung 170 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten 2019 und 2020 in den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen) des Hammelwarder Moors

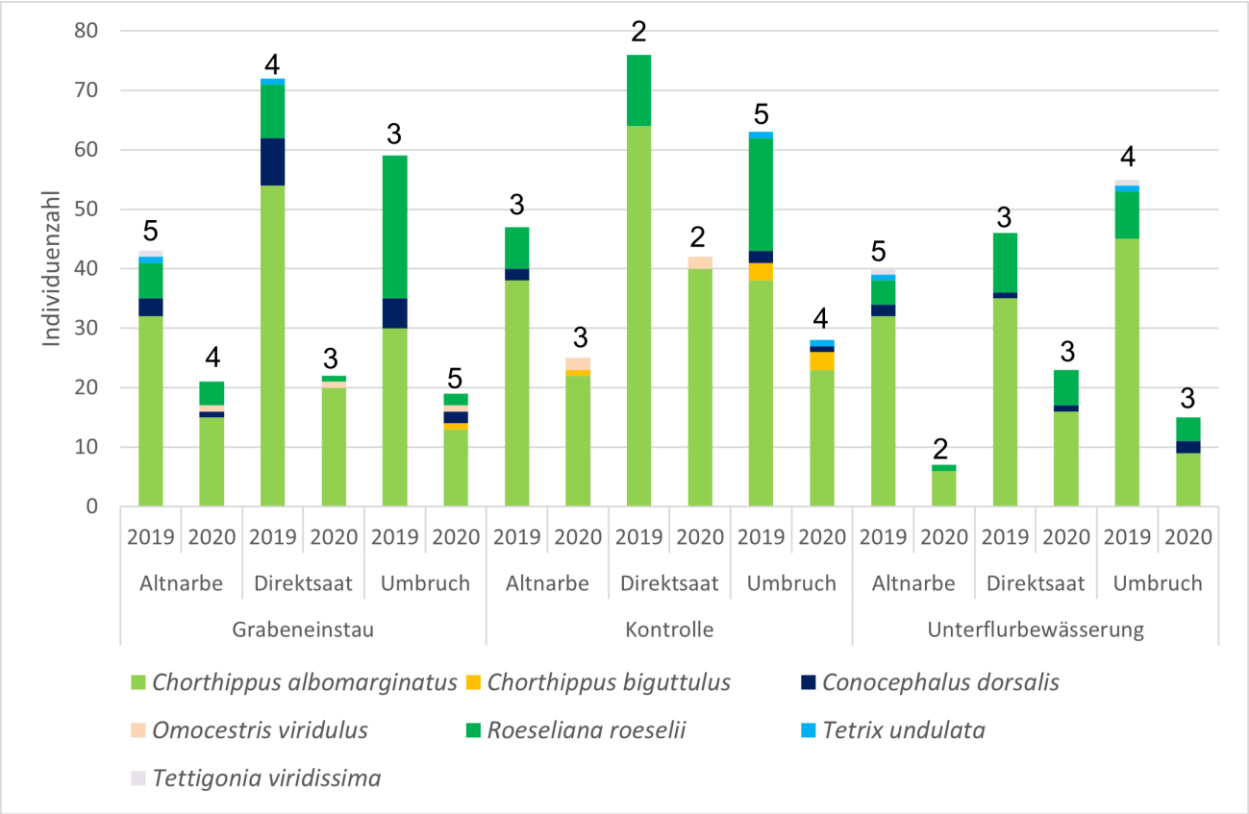


Abbildung 171 Absolute Individuenzahl der erhobenen Heuschreckenarten 2019 und 2020 im Hammelwarder Moor auf den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen)

2020 konnten insgesamt 8 Heuschreckenarten erfasst werden, davon 6 Arten quantitativ (*C. albomarginatus, C. biguttulus, Conocephalus dorsalis, Omocestris viridulus, R. roeselii* und *Tetrix undulata*) und 2 Arten qualitativ (*Chorthippus brunneus, Stetophyma grossum*). 2019 wurden insgesamt 9 Arten erhoben (6 quantitativ). *Tettigonia viridissima* wurde von *Omocestris viridulus* abgelöst. Hinsichtlich der Larvenfunde konnten – wie im Vorjahr - insgesamt vier Arten (*C. albomarginatus, C. biguttulus, Conocephalus dorsalis, R. roeselii*) ausgemacht werden, wobei 2019 *Tettigonia viridissima* statt *C. biguttulus* gefunden wurde. Weiterhin wurden nicht bestimmbare Caelifera-Larven erfasst.

Vergleich extensiv und intensiv bewirtschaftete Fläche

Im **Vergleich der intensiven und extensiven Flächen** des Niedermoores (berechnet auf eine Einheitsgröße von 20 m^2) zeigen die Varianten ein diffuses Bild (Abbildung 174). Konnten 2019 noch statistisch signifikante Unterschiede zwischen den intensiven und extensiven Flächen ausmachen, wiesen 2020 die Schonstreifen nur noch tendenziell (2020 mit 22 Individuen) eine höhere **Abundanz** auf als die intensiv bewirtschafteten Flächen (2020 mit 16 Individuen) (Abbildung 172). In den Kontrollflächen waren die meisten Larven sowohl in den intensiven als auch in den extensiven Flächen zu finden (Abbildung 173). In der **Artendiversität** wurde kein Unterschied festgestellt. Jedoch wurden sowohl in den extensiv und den intensiv bewirtschafteten Kontrollflächen eine Mehrzahl von trockenheitsliebenden eurytopen Arten vorgefunden; die Unterflurbewässerung und der Grabeneinstau wiesen hingegen einen höheren Anteil an der Gesamtindividuenzahl von Arten von frischen und feuchten Habitaten auf (Abbildung 173) (FISCHER et al. 2006). Insgesamt ist damit die anfangs aufgestellte Hypothese bestätigt, dass sich

eine verringerte Nutzung, samt Schnittzahl, auf den extensiv bewirtschafteten Flächen positiv auf die Individuendichte auswirkt. Zu den Einflussfaktoren zählen Versteckmöglichkeiten zum Schutz vor Prädatoren, erhöhtes Nahrungsangebot und Schutz während der verschiedenen Entwicklungsphasen vom Ei (unter anderem an Pflanzenteilen abgelegt) bis zur Imago (RADLMAIR & DOLEK 2002, FRÄMBS et al. 2008). Am deutlichsten ist der Unterschied in den Direktsaaten der Kontrolle zu sehen. Ein anderes Muster zeigt die Altnarbe der Unterflurbewässerung - dort wurde eine höhere Individuenzahl in der intensiv bewirtschafteten Fläche aufgefunden als in dem Schonstreifen (Abbildung 174).

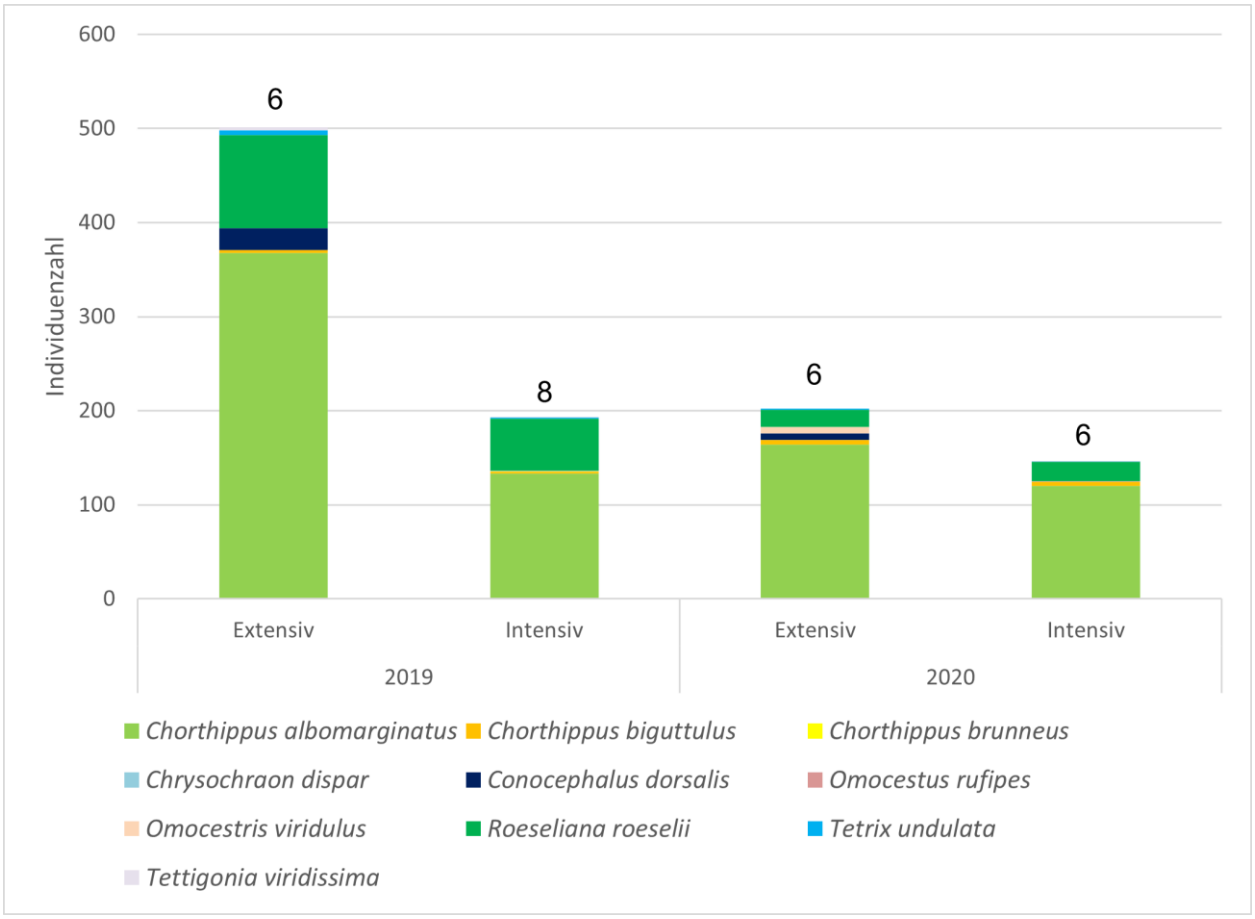


Abbildung 172 Vergleich der Gesamtindividuenzahl zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen 2019 und 2020 des Hammelwarder Moors, berechnet auf eine Einheitsgröße von 20 m²

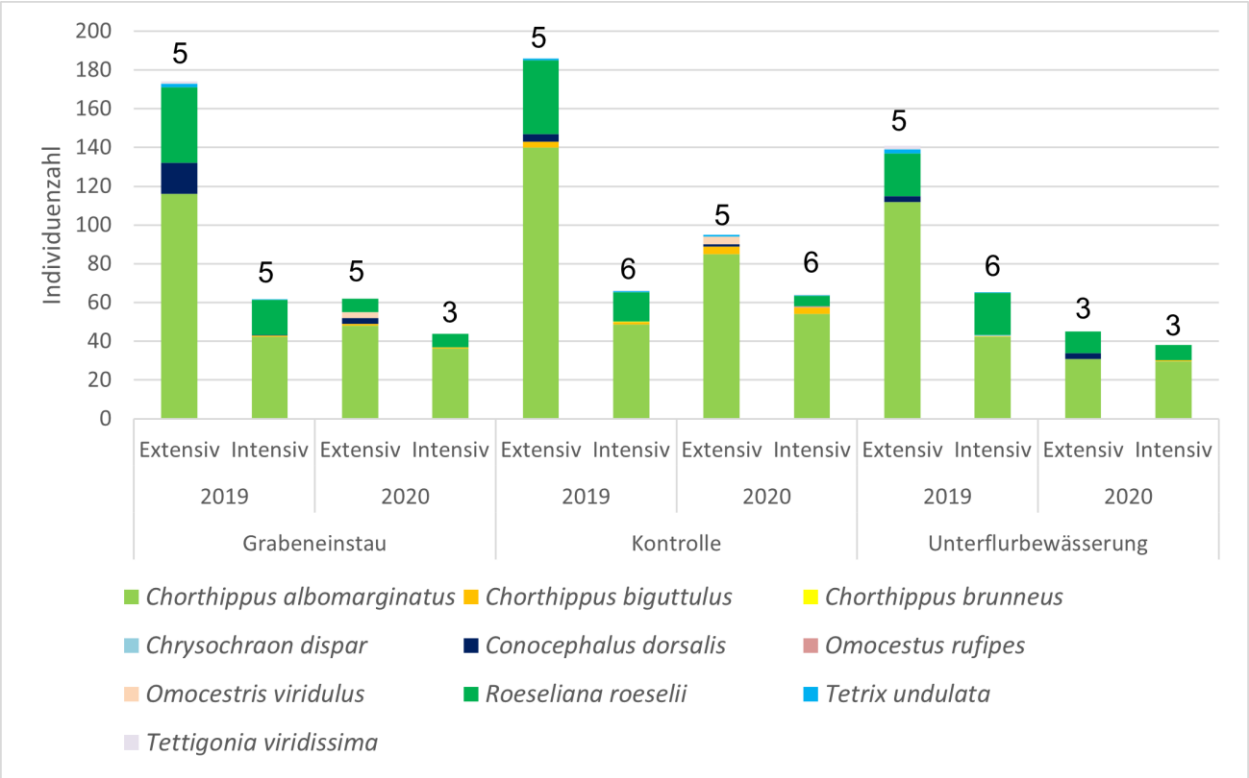


Abbildung 173 Vergleich der Gesamtindividuenzahl zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen 2019 und 2020 der drei Wasserregime im Hammelwarder Moors, berechnet auf eine Einheitsgröße von 20 m²

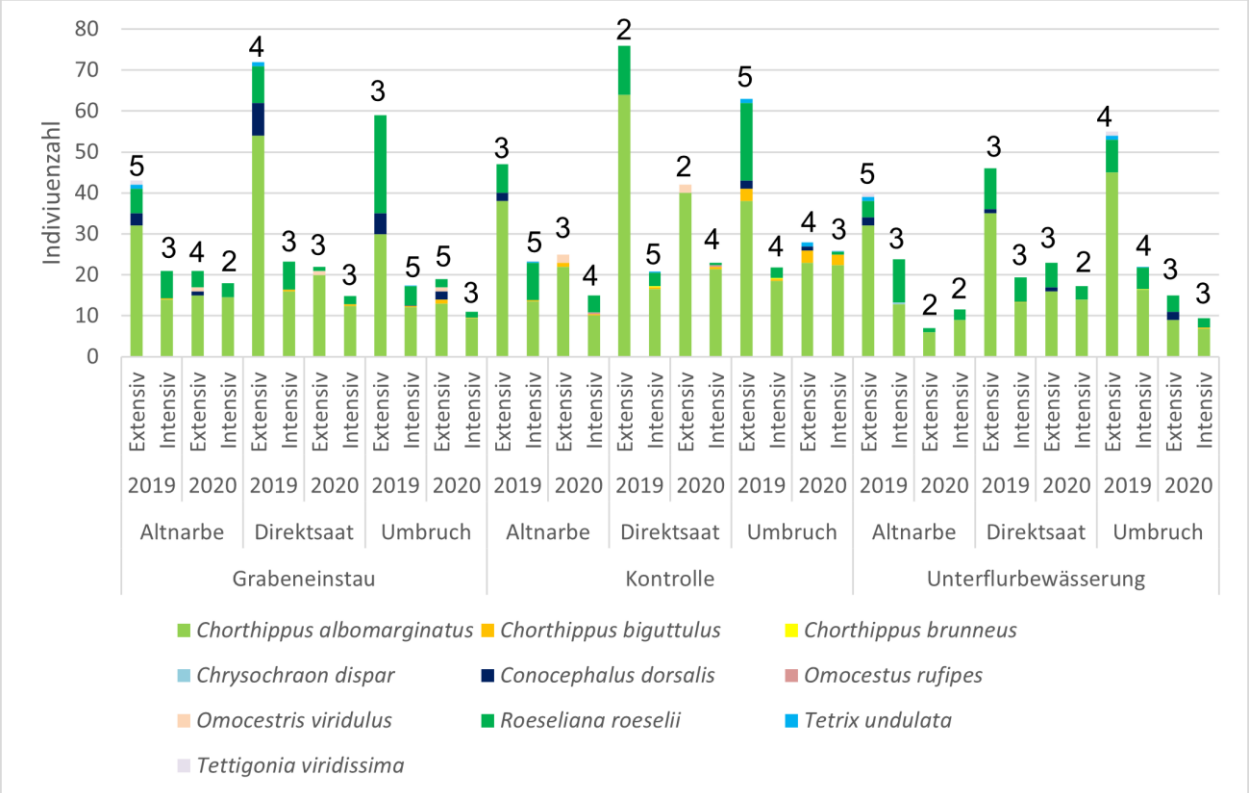


Abbildung 174 Absolute Individuenzahl der vorkommenden Heuschreckenarten 2019 und 2020 im Hammelwarder Moor im Vergleich der intensiv und extensiv bewirtschafteten Flächen (berechnet auf eine einheitliche Flächengröße 20 m²)

Laufkäfer

Im Niedermoor konnten 2020 insgesamt 26 Laufkäferarten aus 16 Gattungen mit 4272 Individuen bestimmt werden (Tabelle 61). Es konnte eine Art der Roten Liste für Niedersachsen und Bremen bestimmt werden: *Amara eurynota*, die dort als „selten“ und mit „Stufe 3“ geführt wird (Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2003). Die Laufkäferarten repräsentieren eine für historisch entwässertes und intensiv genutztes Grünland typische Gemeinschaft, in der überwiegend weit verbreitete Grünlandarten vorkommen. Die Auswertung zeigt, dass es zwischen den Wasserregimen und den Varianten im **Hammelwarder Moor** bezüglich der **Artenzahl und -zusammensetzung** keine eindeutigen Unterschiede gab. Im Durchschnitt wurden pro Fang 3 Arten erfasst. Im Vergleich der **Individuenzahlen** zeigte die Kontrolle eine signifikant höhere Individuenzahl als die Unterflurbewässerung (Tabelle 61). Die Varianten der Grasnarben-Erneuerung waren sowohl in der Unterflurbewässerung als auch im Grabeneinstau individuenreicher als die Altnarbe. Jedoch sind Angaben über die Populationsgröße nur bedingt machbar, da sich starke Schwankungen zwischen den Jahren zeigen können. Durch die gewählte Methode ist lediglich eine Erfassung der Käfer-Aktivität gegeben (DORNIEDEN 2005).

Die Laufkäfergemeinschaft im Hammelwarder Moor wird durch vier Gattungen charakterisiert (*Poecilus, Pterostichus, Carabus, Amara*) (Abbildung 175). Davon **dominierte** mit ca. 87 % Individuenanteil an der Gesamtindividuenzahl die Gattung *Poecilus* mit zwei Arten, *Poecilus versicolor* (> 60 %) und *P. cupreus* (> 26 %). Begleitet wurden sie von *Pterostichus*-Arten mit knapp über 5 %, wovon *P. melanarius* mit 3,8 % den Hauptanteil ausmachte, und *Carabus*-Arten mit 4,5 %, die hauptsächlich durch die Art *Carabus granulatus* vertreten war. Mit einem geringen Anteil von 1,6 % kam die Gattung *Amara* vor, die aus verschiedenen Arten zusammengesetzt war (0,7 % *Amara aenea* und *A. familiaris* 0,4 %). Zwischen den Wasserregimen unterschied sich die Individuenverteilung nur geringfügig. In der Kontrollfläche hatten die *Carabus*-Arten einen vergleichsweisen geringen, die *Poecilus*-Arten ihrerseits einen leicht höheren Anteil an dem Gesamtbestand. Die beiden wasserregulierten Varianten erwiesen sich als günstig für die feuchtigkeitsliebende und bodengrabende Art *Clivina fossor*, die mit einem Anteil von 1,2 % vertreten war (Tabelle 62). In allen hydrologischen und landwirtschaftlichen Varianten konnten *Carabus granulatus, Poecilus versicolor, P. cupreus* und *Pterostichus melanarius* als **häufigste Arten** erfasst werden. Weitere Arten mit höherem Anteil (> 1 %) an der Gesamtindividuenzahl, jedoch meist vereinzelt, kommen zu dem in den Wasserregimen vor (Tabelle 61). Eine Einteilung der Laufkäferarten in **ökologische Gruppen** nach DÜLGE et al. 1994 zeigt, dass sich rund 70 % der vorkommenden Arten als eurytope Grünlandarten und oder als Arten anderer Lebensräume zuordnen lassen (MENKE 2000). Eine Dominanz von *P. versicolor* und *Pt. melanarius* ist durch anthropogene Einflüsse gefördert und spiegelt die jahrzehntelange intensive Nutzung sowie Entwässerung der Wiesen wider (FUELLHAAS 1998). Ein Hinweis auf Standortveränderungen und die damit einhergehende Veränderung der Laufkäfergemeinschaft in dem Grabeneinstau und der Unterflurbewässerung ist das vermehrte Vorkommen von feuchtigkeitsliebenden oder -präferierenden Arten wie *C. granulatus, C. fossor, Pt. diligens, Pt. strenuus* und *Clivina fossor. Poecilus cupreus* wird als kennzeichnende Art der Flussmarschen bezeichnet und nimmt mit rund 25 % einen großen Anteil der Individuen an der Gemeinschaft ein. Nässezeiger als Indikatorarten haben einen Anteil von rund 1 % und sind in den Untersuchungsflächen nur selten anzutreffen. Die hohe Ähnlichkeit in der Individuenverteilung der Arten in den drei Wasserregimen ist vermutlich auf den generell hohen Wasserspiegel und die damit einhergehende hohe Bodenfeuchtigkeit in dem Niedermoor zurückzuführen. Vielfach konnte bereits der Einfluss der

Bodenfaktoren, insbesondere der Feuchtigkeit, auf die Laufkäfergemeinschaft nachgewiesen werden (FUELLHAAS 1998; Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2003; IRMLER & HOERNES 2002).

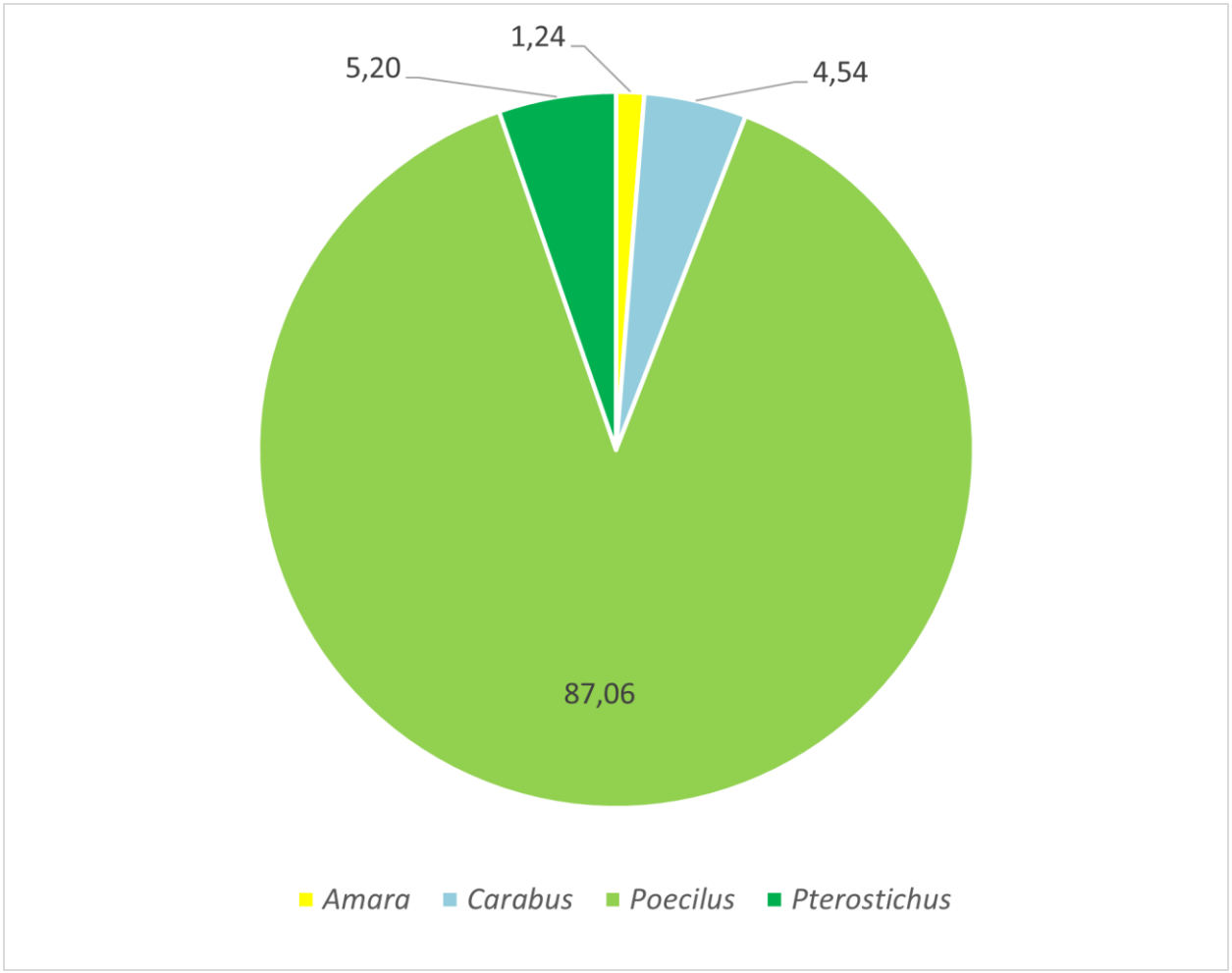


Abbildung 175 Darstellung der Laufkäfer-Gattungen mit einem Anteil über 1 % an der Gesamtindividuenzahl im Hammelwarder Moor 2020

Tabelle 61 Darstellung der gesamten Individuen- und Artenzahl der erfassten Laufkäfer sowie deren gemittelter Individuen- und Artenzahl pro Fang in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Hammelwarder Moors 2020. Insgesamt – Gesamt erfasste Individuen einer Art in der Versuchsfläche, Gesamt – Gesamtindividuen einer Art des Wasserregimes

		Grabeneinstau				Kontrolle				Unterflurbewässerung			
Art	**Insgesamt**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**
Poecilus versicolor	2582	860	177	350	333	975	325	236	414	747	178	348	221
Poecilus cupreus	1137	374	85	164	125	479	133	132	214	284	82	109	93
Carabus granulatus	189	65	17	23	25	54	13	28	13	70	18	18	34
Pterostichus melanarius	160	43	15	11	17	59	29	19	11	58	23	12	23
Clivina fossor	39	17	4	7	6	7	4	2	1	15	6	3	6
Amara aenea	30	8	7	1	0	10	4	4	2	12	4	2	6
Pterostichus strenuus	22	11	4	2	5	6	4	1	1	5	0	4	1
Loricera pilicornis	20	5	2	2	1	7	2	3	2	8	3	2	3
Amara familiaris	17	5	1	4	0	6	2	3	1	6	0	1	5
Pterostichus diligens	16	4	2	1	1	2	1	1	0	10	3	6	1
Pterostichus nigrita	12	5	1	0	4	2	2	0	0	5	1	3	1
Bembidion bipunctatur	8	6	3	2	1	1	0	0	1	1	0	1	0
Harpalus rufipes	8	1	0	1	0	4	2	0	2	3	1	2	0
Pterostichus oblongopunctatus	7	1	0	1	0	3	2	0	1	3	1	2	0
Carabus nemoralis	5	2	1	0	1	1	0	1	0	2	1	1	0
Amara euryota	4	2	0	2	0	0	0	0	0	2	0	1	1
Anisodactylus binotatus	3	0	0	0	0	1	0	1	0	2	1	1	0
Pterostichus vernalis	3	2	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Nebria brevicollis	2	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus quadrifavorelatas	2	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Amara plebeja	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Amara fulva	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Bembidion lampros	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Bembidion properans	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Oodes helopioides	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parophonus maculicornis	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Artenzahl	**26**	**21**	**15**	**15**	**14**	**20**	**14**	**13**	**14**	**19**	**14**	**17**	**13**
Gesamtindividuenzahl	**4272**	**1416**	**322**	**572**	**522**	**1621**	**524**	**432**	**665**	**1235**	**323**	**516**	**396**
gemittelte Artenzahl	**15,3**	**3,2**	**3,0**	**3,4**	**3,3**	**3,2**	**3,3**	**3,2**	**3,0**	**3,1**	**3,1**	**3,0**	**3,3**
gemittelte Individuenzahl	**648,0**	**14,5**	**9,8**	**17,5**	**16,0**	**16,5**	**16,0**	**13,3**	**20,3**	**12,6**	**9,9**	**15,7**	**12,3**

Tabelle 62 Prozentuale Anteile der Individuenzahlen der erfassten Laufkäferarten an der Gesamtgesellschaft in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Hammelwarder Moors 2020. Gesamtanteil – Anteil der Art innerhalb der Gesamtfläche, Gesamt – Anteil der Art innerhalb eines Wasserregimes

			Grabeneinstau				Kontrolle				Unterflurbewässerung			
Art	**Gattung**	**Gesamtanteil**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**
Poecilus versicolor	*Poecilus*	60,44	60,73	54,97	61,19	63,79	60,15	62,02	54,63	62,26	60,49	55,11	67,44	55,81
Poecilus cupreus	*Poecilus*	26,62	26,41	26,40	28,67	23,95	29,55	25,38	30,56	32,18	23,00	25,39	21,12	23,48
Carabus granulatus	*Carabus*	4,42	4,59	5,28	4,02	4,79	3,33	2,48	6,48	1,95	5,67	5,57	3,49	8,59
Pterostichus melanarius	*Pterostichus*	3,75	3,04	4,66	1,92	3,26	3,64	5,53	4,40	1,65	4,70	7,12	2,33	5,81
Clivina fossor	*Clivina*	0,91	1,20	1,24	1,22	1,15	0,43	0,76	0,46	0,15	1,21	1,86	0,58	1,52
Amara aenea	*Amara*	0,70	0,56	2,17	0,17	0,00	0,62	0,76	0,93	0,30	0,97	1,24	0,39	1,52
Pterostichus strenuus	*Pterostichus*	0,51	0,78	1,24	0,35	0,96	0,37	0,76	0,23	0,15	0,40	0,00	0,78	0,25
Loricera pilicornis	*Loricera*	0,47	0,35	0,62	0,35	0,19	0,43	0,38	0,69	0,30	0,65	0,93	0,39	0,76
Amara familiaris	*Amara*	0,40	0,35	0,31	0,70	0,00	0,37	0,38	0,69	0,15	0,49	0,00	0,19	1,26
Pterostichus diligens	*Pterostichus*	0,37	0,28	0,62	0,17	0,19	0,12	0,19	0,23	0,00	0,81	0,93	1,16	0,25
Pterostichus nigrita	*Pterostichus*	0,28	0,35	0,31	0,00	0,77	0,12	0,38	0,00	0,00	0,40	0,31	0,58	0,25
Bembidion bipunctatur	*Bembidion*	0,19	0,42	0,93	0,35	0,19	0,06	0,00	0,00	0,15	0,08	0,00	0,19	0,00
Harpalus rufipes	*Harpalus*	0,19	0,07	0,00	0,17	0,00	0,25	0,38	0,00	0,30	0,24	0,31	0,39	0,00
Pterostichus oblongopunctatus	*Pterostichus*	0,16	0,07	0,00	0,17	0,00	0,19	0,38	0,00	0,15	0,24	0,31	0,39	0,00
Carabus nemoralis	*Carabus*	0,12	0,14	0,31	0,00	0,19	0,06	0,00	0,23	0,00	0,16	0,31	0,19	0,00
Amara euryota	*Amara*	0,09	0,14	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,19	0,25
Anisodactylus binotatus	*Anisodactylus*	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,23	0,00	0,16	0,31	0,19	0,00
Pterostichus vernalis	*Pterostichus*	0,07	0,14	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,31	0,00	0,00
Nebria brevicollis	*Nebria*	0,05	0,14	0,00	0,17	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterostichus quadrifavorelatas	*Pterostichus*	0,05	0,07	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,25
Amara plebeja	*Amara*	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amara fulva	*Amara*	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
Bembidion lampros	*Bembidion*	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
Bembidion properans	*Bembidion*	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Oodes helopioides	*Oodes*	0,02	0,07	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Parophonus maculicornis	*Parophonus*	0,02	0,07	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Artenzahl	**26**	**21**	**15**	**15**	**14**	**20**	**14**	**13**	**14**	**19**	**14**	**17**	**13**

10.3.2 Ipweger Moor

Vegetation

Nach anfänglich hoher Phytodiversität des Hochmoorgrünlands (2017: 39 Arten), die vor allem durch geringe Individuenzahlen von krautigen Arten zu begründen ist, zeigte sich 2018 eine Abnahme des floristischen Inventars (30 Arten). Dieser Wert hat sich über die Versuchsjahre auf diesem Niveau in etwa konstant gehalten (Tabelle 63).

Bestandsveränderungen der Kontrollvariante in 2020 können auf die starke Beschädigung der Grasnarbe durch eine Mäusekalamität im Frühjahr/Sommer 2019 und die daraus begründete Nachsaat im Frühjahr 2020 zurückgeführt werden. Aufgrund des schwierigen Vergleichs von 2020 mit den Vorjahren und mit den Bewässerungsvarianten wird im Folgenden die Bestandsaufnahme der Vegetation in der Kontrollvariante aus 2020 separat dargestellt.

Kontrolle

Die Entwicklung der **Gesamtartenzahl** in der **Kontrollfläche** zeigt keine deutlichen Veränderungen des Bestandes über die Jahre. Bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraums kann tendenziell von einer leichten Zunahme gesprochen werden (Tabelle 63). Einhergehend mit der steigenden Gesamtartenzahl zeigte sich auch eine konstante, aber nicht signifikante Zunahme der **gemittelten Artenzahl** in den Flächen der Kontrolle. Zwischen den landwirtschaftlichen Varianten konnten über den Versuchsverlauf keine eindeutigen Unterschiede der **Gesamtartenzahl** und der **gemittelten Artenzahl** festgestellt werden. Ebenso zeigten sich weder zwischen den Jahren noch zwischen den Varianten Veränderungen der **Anteile** von Kennarten an der Gesamtvegetation (Tabelle 63). Anhand der **Stetigkeit** der Arten ist zu erkennen, dass die Vegetation sich bis einschließlich 2019 aus 3-4 hochsteten bestandsbildenden Grasarten und 2-3 (hoch)steten Kräutern zusammengesetzt hat (*Lolium multiflorum, Lolium perenne, Phleum pratense* agg*., Elymus repens, Taraxacum officinale* agg*., Capsella bursa-pastoris, Cardamine hirsuta, Stellaria media* agg.) (Abbildung 176). Das Vorkommen von *Phleum pratense* agg. mit einer durchgehend hohen Stetigkeit war vor allem auf die Umbruchvariante beschränkt. 2019 konnte eine leichte Zunahme der Häufigkeit von Störzeigern beobachtet werden. Es kann jedoch nur auf minimale Veränderungen der Standortverhältnissen geschlossen werden. In den Flächen der Kontrolle konnten weitgehend stabile **Deckungsgrade** der bestandsdominierenden Grasarten *Elymus repens* und *Lolium perenne* beobachtet werden. Eine Ausdifferenzierung erfolgte in der Altnarbe und der Direktsaat, in denen *Lolium multiflorum* und in der Direktsaat zusätzlich *Phleum pratense* agg. mit hohen Deckungsgraden erhoben werden konnten. Weiterhin konnte eine Verunkrautung mit 2-4 Arten beobachtet werden, sei es mit einem konstant hohen Deckungsgrad oder aber schwankenden Deckungsgraden (*Achillea millefolium, Capsella bursa-pastoris, Cardamine hirsuta, Lamium purpureum*).

Die Pflanzengemeinschaft in der Kontrolle setzte sich bis einschließlich 2019 aus *Lolium multiflorum, Lolium perenne, Phleum pratense* agg*., Elymus repens, Achillea millefolium, Taraxacum officinale* agg*., Capsella bursa-pastoris, Cardamine hirsuta, Stellaria media* agg. und *Lamium purpureum* zusammen.

Demgegenüber steht die **Gesamtartenzahl 2020**, die durchschnittlich 11,3 Arten aufwies, was einen Verlust des Artenreichtums von etwa 50 % bedeutet (Tabelle 63). Die Altnarbe hatte dabei die höchste Artenzahl mit 13 Arten. Vor allem zeigte die Umbruchvariante einen deutlich tieferen Wert als die beiden Vergleichsvarianten. Darüber hinaus wies der Umbruch die niedrigste **gemittelte Artenzahl 2020** mit 3,2 Arten pro Stichprobe auf (Altnarbe: 6, Direktsaat: 5,3). Hinsichtlich des **Anteils** von Kennarten des Grünlandes in der Kontrolle stellte sich ein bemerkenswert niedriger Wert von 14,5 % heraus. Insgesamt setzt sich die Vegetation aus untypischen oder teilweise typischen Grünlandarten zusammen (Tabelle 63). Das zeigt, dass sich, einhergehend mit der Beschädigung der Grasnarbe, Pflanzenarten mit Pioniercharakter „Lückenzeiger“ offene Stellen aus der Diasporenbank oder durch Einwanderung schnell besiedeln und damit Kennarten verdrängen können. Ferner beschränkte sich die Bestandentwicklung auf eine einzige **hochstete und dominierende** Grasart (*Elymus repens*) und mehrere Begleitkräutern.

Grabeneinstau

In den Flächen des **Grabeneinstaus** ist ein geringer Schwankungsbereich (3–4 Arten) der **Gesamtartenzahlen** über die Jahre und im Vergleich der landwirtschaftlichen Varianten auszumachen. Eine Ausdifferenzierung der Varianten ist nach vier Jahren nur tendenziell zwischen dem Umbruch und der Altnarbe sowie der Direktsaat zu erkennen, wobei die Umbruchvariante eine geringere Artenzahl aufweist (Tabelle 63). Dieses Muster lässt sich auch anhand der **gemittelten Artenzahl** erkennen. Konnte am Anfang der Untersuchung (2017) in den zwei Varianten der Grasnarben-Erneuerung gegenüber der Altnarbe eine erhöhte gemittelte Artenzahl erfasst werden, ist 2018 eine Verschiebung zu erkennen, nach der die Altnarbe und die Direktsaat höhere Werte aufwiesen. Mit im Durchschnitt sechs Arten pro Kleinfläche lässt sich der Bestand 2020 des Grabeneinstaus als artenreicher einstufen als die Kontrolle und die Unterflurbewässerung. Die Entwicklung der **Anteile** von Kennarten im Grünland ist als positiv zu betrachten: es ist eine kontinuierliche Verschiebung der Anteile zugunsten der Kennarten in allen Varianten zu beobachten. Die Vegetation in der Umbruchvariante konnte ihren Anteil an Kennarten 2020 signifikant zu den Vorjahren erhöhen (Tabelle 63). Im Grabeneinstau wurden über den Versuchszeitraum vier Grasarten mit hohen **Stetigkeiten** identifiziert: *Lolium multiflorum, Lolium perenne, Phleum pratense* agg. und *Elymus repens*. Dabei zeigt sich eine geringfügige Abnahme der Stetigkeit von *L. perenne, P. pratense* agg. und *Elymus repens*. Trotz Schwankungen im Umbruch kann *Lolium multiflorum* als durchgehend hochstet in allen Varianten angesehen werden. Als positiv zu bewerten ist die Entwicklung der Stetigkeit von verschiedenen Kräutern, die vereinzelt hochstet vorkamen, jedoch überwiegend abgenommen haben (Abbildung 176). Bei Betrachtung der **Deckungsgrade** der Pflanzenarten zeigt sich in den Flächen des Grabeneinstaus eine etablierte grasdominierte Vegetation mit den Arten *Elymus repens, Lolium multiflorum*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense* agg. und *Poa pratensis* agg. Weiterhin kommen viele krautige Arten vor, die nur sehr geringe Deckungsgrade aufweisen.

Unterflurbewässerung

In den Flächen mit **Unterflurbewässerung** konnten leichte Schwankungen der **Gesamtartenzahlen** zwischen den Jahren beobachtet werden, die sich zwischen den Varianten

nicht signifikant unterschieden (Tabelle 63). Die Altnarbe zeigte schwächer ausgeprägte Abweichungen als die Varianten der Grasnarben-Erneuerung. Die Umbruchvariante tendierte zuletzt zu einer geringeren Artenzahl als die Vergleichsvarianten. Bei Betrachtung der **gemittelten Artenzahlen** zeigten die Varianten zwischen den Jahren und untereinander weitgehend geringe Unterschiede. Bemerkenswert ist das Jahr 2019, in dem die Altnarbe und die Direktsaat sich mit einem plötzlichen Zuwachs der gemittelten Artenzahl stark von der Umbruchvariante unterschieden. Dieser Unterschied glich sich jedoch 2020 erneut auf einem niedrigen Niveau an. Als günstig anzusehen ist die Entwicklung der **Anteile** von Kennarten in der Unterflurbewässerung: die Kennarten konnten ihren Anteil an der Gesamtvegetation erhöhen, wobei der Anteil von Störzeigern kontinuierlich abgenommen hat. Die Bestände der Varianten zeigten über die Jahre unterschiedliche Veränderungen. Während die Umbruch- und Direktsaat-Varianten anfänglich hohe Anteile von Störzeigern vorzeigten, haben sich die Anteile nach zwei bis drei Jahren auf das Niveau der Altnarbe gesenkt und darüber hinaus 2020 geringere Werte angenommen. Die Altnarbe zeigte den stabilsten Bestand auf (Tabelle 63). Wie im Niedermoor, ist auch hier der hohe Anteil von Störzeigern am Anfang auf den mechanischen Eingriff auf die Grasnarbe durch Einbringen der Drainrohre und die damit entstandenen offenen Lücken zurückzuführen. In der Unterflurbewässerung konnten über den Versuchszeitraum vier Grasarten mit hohen **Stetigkeiten** identifiziert werde: *Lolium multiflorum, Lolium perenne, Phleum pratense* agg. und *Elymus repens*. In der Entwicklung von *L. perenne* und *P. pratense* agg. zeichnete sich eine Abnahme der Stetigkeit in den Varianten der Grasnarben-Erneuerung und eine Zunahme der Stetigkeit in der Altnarbe ab (Abbildung 176). Das vermehrte Vorkommen von krautigen Arten beschränkte sich auf einzelne Jahre und zeigte deutliche Schwankungen. Die Vegetationsdecke wird größtenteils durch mittlere und hohe **Deckungsgrade** von Gräsern bestimmt; dazu zählen *Elymus repens*, *Lolium multiflorum, Lolium perenne*, *Phleum pratense* agg*.,* sowie *Poa pratensis* agg. in der Altnarbe und der Direktsaat. Weiterhin sind mehr oder weniger viele krautige Arten mit geringem Deckungsgrad vertreten.

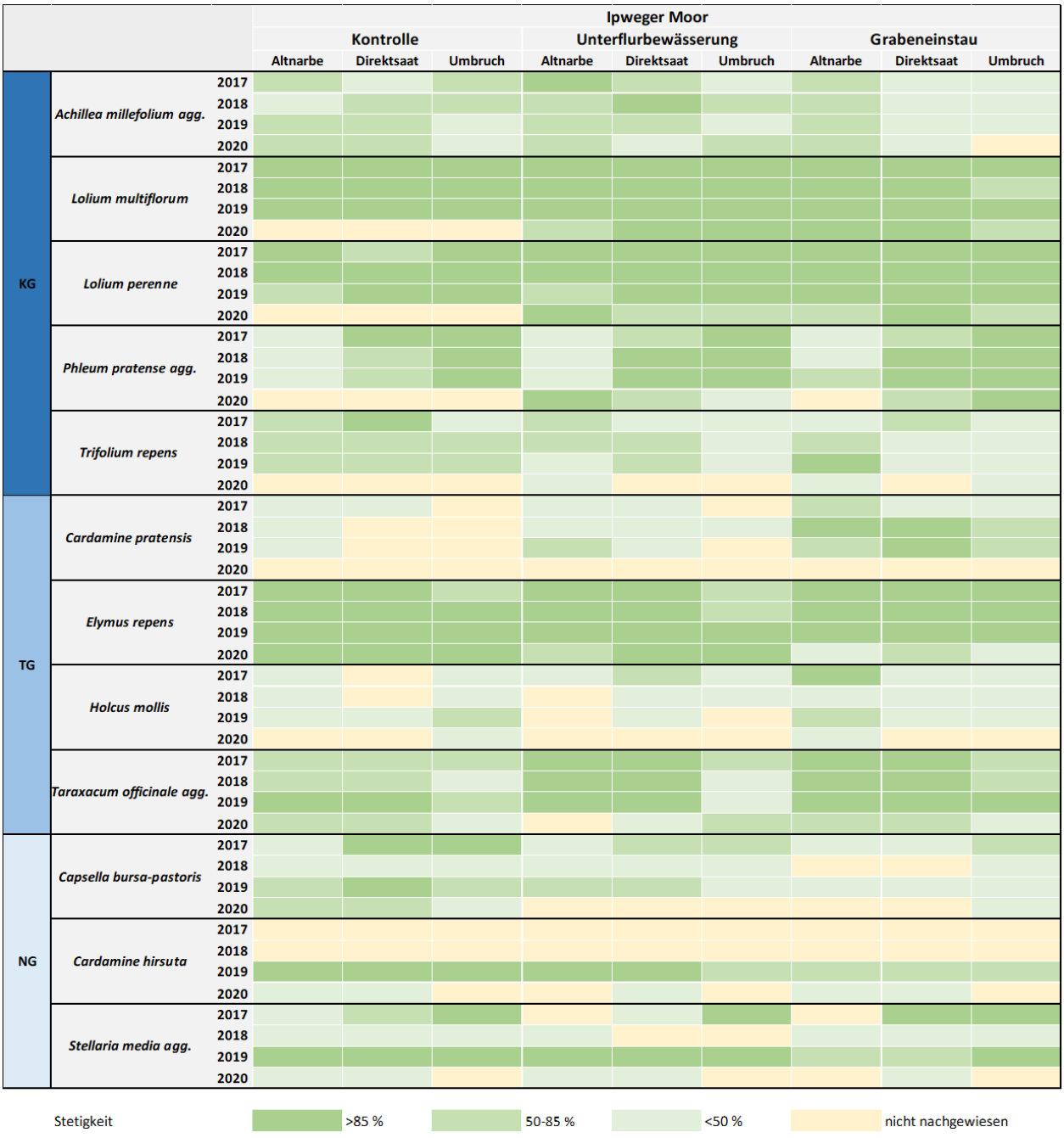


Abbildung 176 Darstellung der hochsteten Arten (= Arten, die in mehr als 85 % der ausgewerteten Plots pro Variante nachgewiesen wurden) im Ipweger Moor. Es werden alle Arten berücksichtigt, die wenigstens in einer Variante des Exaktversuchs in sehr hoher Stetigkeit vorhanden waren. Pro Variante wurden 9 Plots (je 1 m²) erfasst; für die Berechnung wurden die quantitativen Erfassungen im Juni 2017, 2018, 2019 und 2020 verwendet. KG: Kennarten Grünland, TG: teilweise im Grünland vorkommende Arten, NG: Nicht-Grünlandarten

Tabelle 63 Vegetationsdaten der Gesamtartenliste (GL) und der Präsenz-Absenz-Daten (PA) im Ipweger Moor zwischen den Untersuchungsjahren 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen und den drei landwirtschaftlichen Varianten. Abkürzungsverzeichnis: Anteil KG – prozentualer Anteil der Kennarten des Grünlands an der Gesamtvegetation, TG – teilweise typische Grünlandarten, NG – Nicht-Grünlandarten. Graue Unterlegung: Separate Betrachtung der Kontrollfläche 2020

	2017	2018	2019	2020
Gesamtartenzahl *GL*	39	30	30	30

	Grabeneinstau				**Kontrolle**				**Unterflurbewässerung**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
gemittelte Gesamtartenzahl *GL*	27,0	23,3	24,7	24,0	19,7	20,7	21,3	11,3	23,0	21,0	23,3	20,7
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	9,2	8,6	11,1	6,0	8,8	7,3	10,7	4,9	8,0	7,5	9,9	5,6
Anteil KG *GL*	37,14	38,51	43,12	43,15	39,04	36,99	40,62	14,52	39,18	38,15	44,23	45,24
Anteil TG *GL*	34,48	42,93	36,48	33,27	33,86	37,21	35,93	44,17	31,93	36,49	34,22	35,48
Anteil NG *GL*	28,38	18,56	20,40	19,39	27,11	25,80	23,45	41,31	28,89	25,36	21,55	19,29

	Grabeneinstau											
	Altnarbe				**Direktsaat**				**Umbruch**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Gesamtartenzahl *GL*	25	24	22	25	28	22	26	25	28	24	26	22
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	8,3	9,4	11,2	6,6	9,7	8,6	11,3	6,7	9,6	7,9	10,8	4,8
Anteil KG *GL*	40,00	37,50	40,91	40,00	35,71	36,36	42,31	44,00	35,71	41,67	46,15	45,45
Anteil TG *GL*	32,00	41,67	36,36	32,00	35,71	45,45	38,46	36,00	35,71	41,67	34,62	31,82
Anteil NG *GL*	28,00	20,83	22,73	20,00	28,57	18,18	19,23	20,00	28,57	16,67	19,23	18,18

	Kontrolle											
	Altnarbe				**Direktsaat**				**Umbruch**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Gesamtartenzahl *GL*	20	19	21	13	20	23	22	11	19	20	21	10
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	8,1	7,9	10,9	6,0	9,7	7,4	11,3	5,3	8,7	6,6	9,9	3,2
Anteil KG *GL*	35,00	36,84	38,10	15,38	40,00	39,13	40,91	18,18	42,11	35,00	42,86	10,00
Anteil TG *GL*	35,00	36,84	38,10	46,15	35,00	34,78	36,36	45,45	31,58	40,00	33,33	40,00
Anteil NG *GL*	30,00	26,32	23,81	38,46	25,00	26,09	22,73	36,36	26,32	25,00	23,81	50,00

	Unterflurbewässerung											
	Altnarbe				**Direktsaat**				**Umbruch**			
	2017	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Gesamtartenzahl *GL*	22	22	21	21	24	21	25	21	23	20	24	20
gemittelte Artenzahl/Plot *PA*	7,6	7,7	10,7	5,4	8,8	8,6	11,3	5,1	7,8	6,2	7,6	6,3
Anteil KG *GL*	40,91	36,36	42,86	42,86	37,50	38,10	44,00	42,86	39,13	40,00	45,83	50,00
Anteil TG *GL*	36,36	36,36	33,33	33,33	33,33	38,10	36,00	38,10	26,09	35,00	33,33	35,00
Anteil NG *GL*	22,73	27,27	23,81	23,81	29,17	23,81	20,00	19,05	34,78	25,00	20,83	15,00

Heuschrecken

Intensiv bewirtschaftete Flächen

Auf den **intensiv bewirtschafteten Flächen** des Ipweger Moors konnten im gesamten Untersuchungsverlauf insgesamt **12 Heuschreckenarten** erfasst werden (Tabelle 64). Dies entspricht der erwarteten Diversität für das Moorgrünland in Nordwestdeutschland (FISCHER et al. 2016). Die **Artenzahl** bewegte sich zwischen den Jahren in einem grundsätzlich zu erwartenden Schwankungsbereich von 6 bis 7 Arten und zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren (FISCHER et al. 2016). Insgesamt lassen sich jährliche Fluktuationen in der **Abundanz** der Heuschreckenindividuen beobachtet (Abbildung 177).

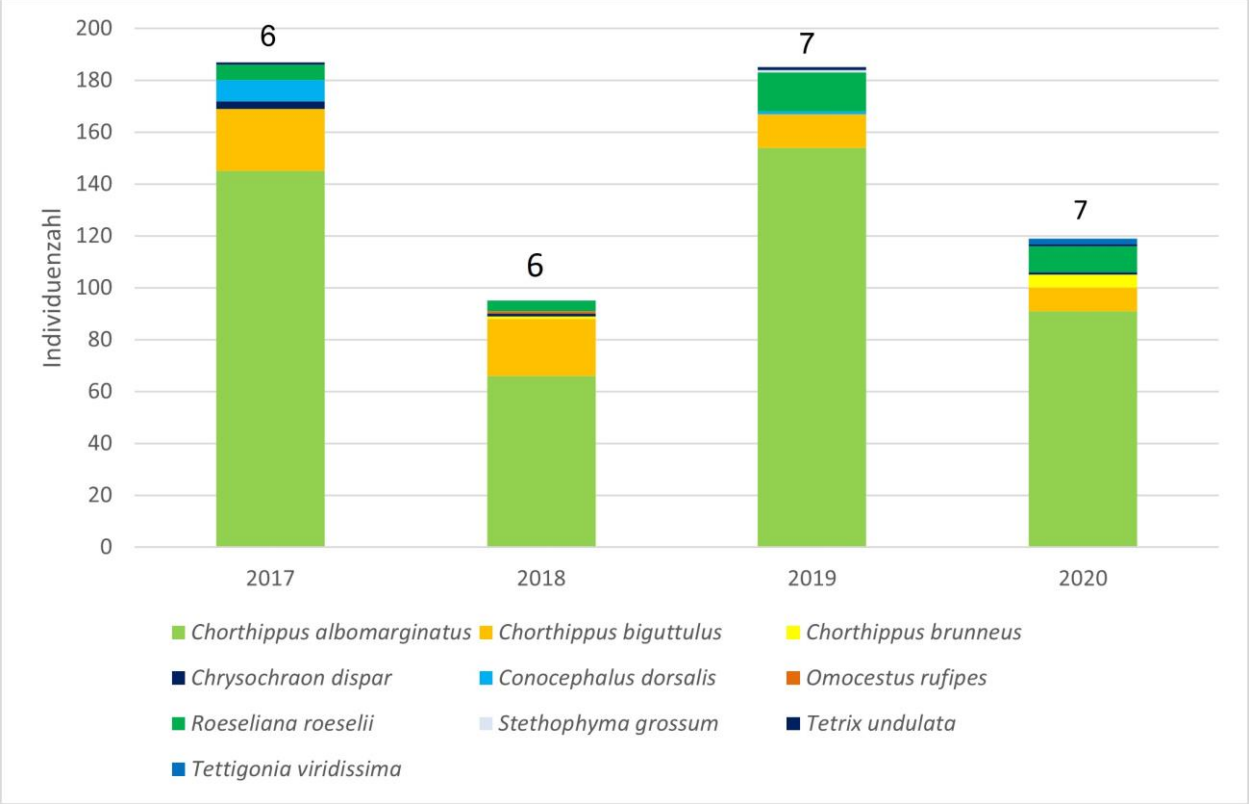


Abbildung 177 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 auf den intensiv bewirtschafteten Flächen des Ipweger Moors

Schwankungen und Verschiebungen der Abundanz waren vor allem in den Bewässerungsvarianten zu beobachten (Abbildung 179). Dies ist durch ein verringertes oder vermehrtes Auftreten von *Chorthippus albomarginatus* zu erklären. Unter Anderem kann sich bei ungünstigen abiotischen Bedingungen, wie anhaltende Trockenheit, die Ei-Entwicklung von Heuschrecken von ein auf zwei Jahre verzögern (SUHLING & KRATZ 1999). Die Varianten der landwirtschaftlichen Einrichtung zeigten keine Unterschiede in den Individuenzahlen. Als **dominante** Art war *C. albomarginatus* in allen Flächen vertreten. Begleitet wurde sie von *Roeseliana roeselii* und *Chorthippus biguttulus*, die beide mit höheren Vorkommen erfasst wurden. Dabei unterscheiden sich das Vorkommen und die Standortanforderungen der beiden Arten voneinander: C. *biguttulus* kommt an Standorten mit leicht erhöhter Wärme und Trockenheit

vor (FISCHER ET AL. 2016). Sie ist im Hochmoor nach zwei Jahren fast ausschließlich in den Kontrollflächen aufzufinden. *R. roeselii* kommt überwiegend in frischen bis feuchten Lebensräumen vor (FISCHER et al. 2016). Das Vorkommen beschränkte sich im Wesentlichen auf den Grabeneinstau und die Unterflurbewässerung (Abbildung 178). Alle weiteren Arten können als Zufalls- und Einzelfunde gewertet werden. Die Heuschreckenfauna lässt geringe Veränderungen zwischen den Jahren erkennen, bei der Arten mit geringer Individuenzahl auftraten und oder deren Individuenzahlen zurückgingen. So konnten 2020 auf den Versuchsflächen insgesamt 7 Arten qualitativ und quantitativ bestimmt werden (*C. albomarginatus, C. biguttulus, C. brunneus, Chrysochraon dispar, R. roeselii, Tettigonia viridissima* und *Tetrix undulata*). Wurde bis 2018 *Tettigonia viridissima* nur qualitativ erfasst und 2019 gar nicht, konnte sie 2020 quantitativ erhoben werden. Im Jahr 2019 konnten noch 11 Heuschreckenarten dokumentiert werden (Tabelle 64). 2020 waren die Arten *Conocephalus dorsalis*, *Omocestris rufipes, Pseudochorthippus montanus, Stetophyma grossum* und *Tetrix subulata* nicht mehr aufzufinden. Es handelte sich bei den Arten jedoch um Einzelfunde oder qualitativ erfasste Arten. Die Anzahl von Arten im Larvenstadium zeigte 2020 einen positiven Zuwachs. Wurden 2019 lediglich *C. albomarginatus* und *R. roeselii* aufgefunden, konnten 2020 die Arten *C. brunneus, C. biguttulus* sowie *Tettigonia viridissima* bestimmt werden. Die Larvenfunde waren in großer Zahl in den Kontrollflächen zu beobachten. Es handelt es sich um Arten, die eher in offenen und trockenen Lebensräumen vorkommen (FISCHER et al. 2016). Zudem kamen nicht weiter bestimmbare *Caelifera*-Larven hinzu. Der Beifang der Barberfallen wies das Vorkommen von *Tetrix undulata* und *T. subulata* als Imagines und als Larven in den Bewässerungsflächen auf.

Tabelle 64 Absolute Individuenzahlen der Heuschreckenarten auf den intensiv bewirtschafteten Flächen im Ipweger Moor von 2017 bis 2020; x= qualitativer Nachweis der Art

			Ipweger Moor				
Wissenschaftlicher Name	**Deutscher Name**	**RL**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
Ensifera	**Langfühlerschrecken**						
Conocephalus dorsalis	Kurzflügelige Schwertschrecke	*		8	0	1	0
Roeseliana roeselii	Roesels Beißschrecke	*		6	4	15	10
Tettigonia viridissima	Grünes Heupferd	*		x	x	0	2
Caelifera	**Kurzfühlerschrecken**						
Chorthippus albomarginatus	Weißrandiger Grashüpfer	*	x	145	66	154	91
Chorthippus biguttulus	Nachtigall-Grashüpfer	*	x	24	22	13	9
Chorthippus brunneus	Brauner Grashüpfer	*		0	1	5	5
Chrysochraon dispar	Große Goldschrecke	*		3	1	x	1
Omocestus rufipes	Buntbäuchiger Grashüpfer	2		0	1	x	0
Omocestus viridulus	Bunter Grashüpfer	*		0	0	0	0
Pseudochorthippus mantanus	Sumpf-Grashüpfer	3		0	0	x	0
Stetophyma grossum	Sumpfschrecke	3		x	0	1	0
Tetrix subulata	Säbel-Dornschrecke	3		0	0	x	0
Tetrix undulata	Gemeine Dornschrecke	*		1	0	1	1
Artenzahl (quantitativ erfasst)				**6**	**6**	**7**	**7**
Artenzahl insgesamt (zusätzlich qualitativ erfasst)				**8**	**7**	**11**	**7**
Niedersachsen/Bremen							
* nicht gefährdet							
2 stark gefährdet							
3 Gefährdet							

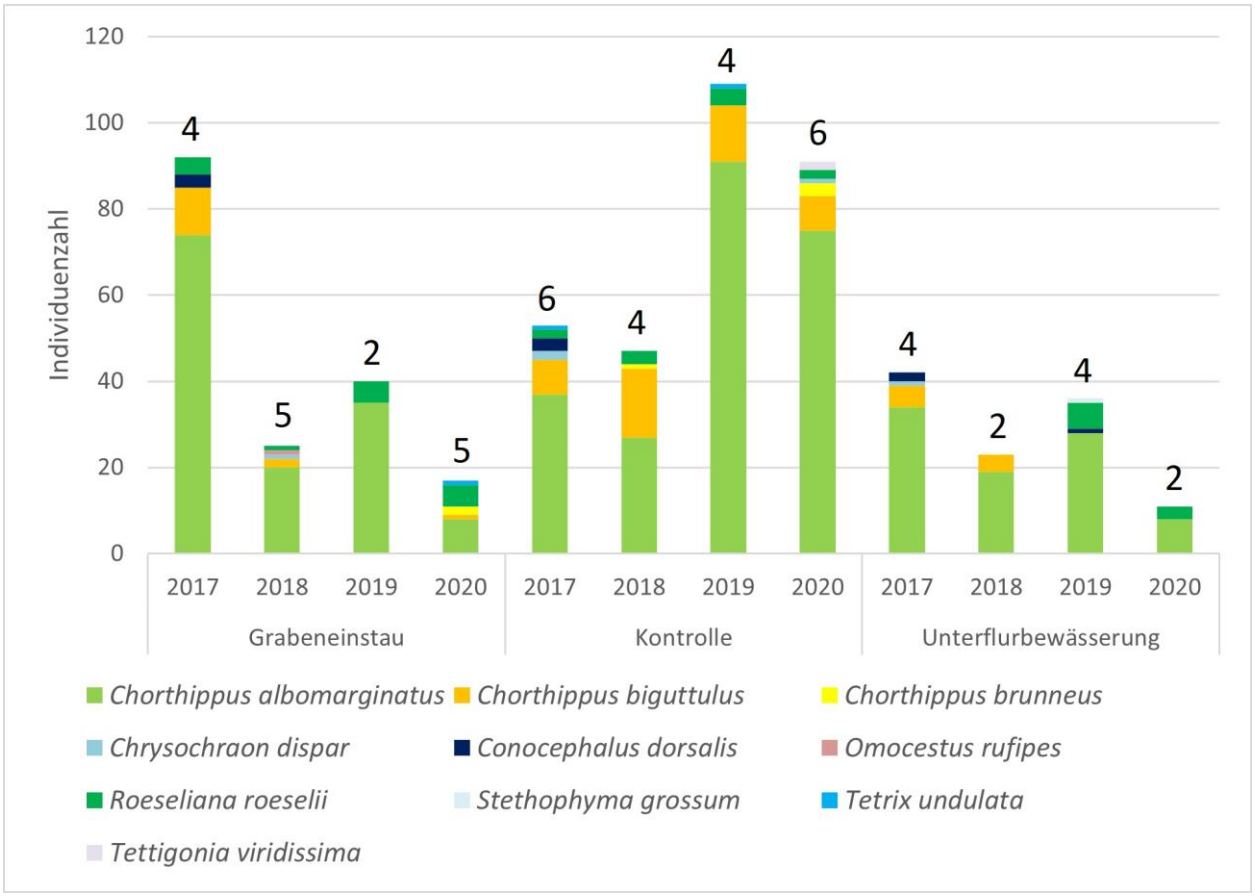


Abbildung 178 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 in den drei Wasserregimen auf den intensiv bewirtschafteten Flächen im Ipweger Moor

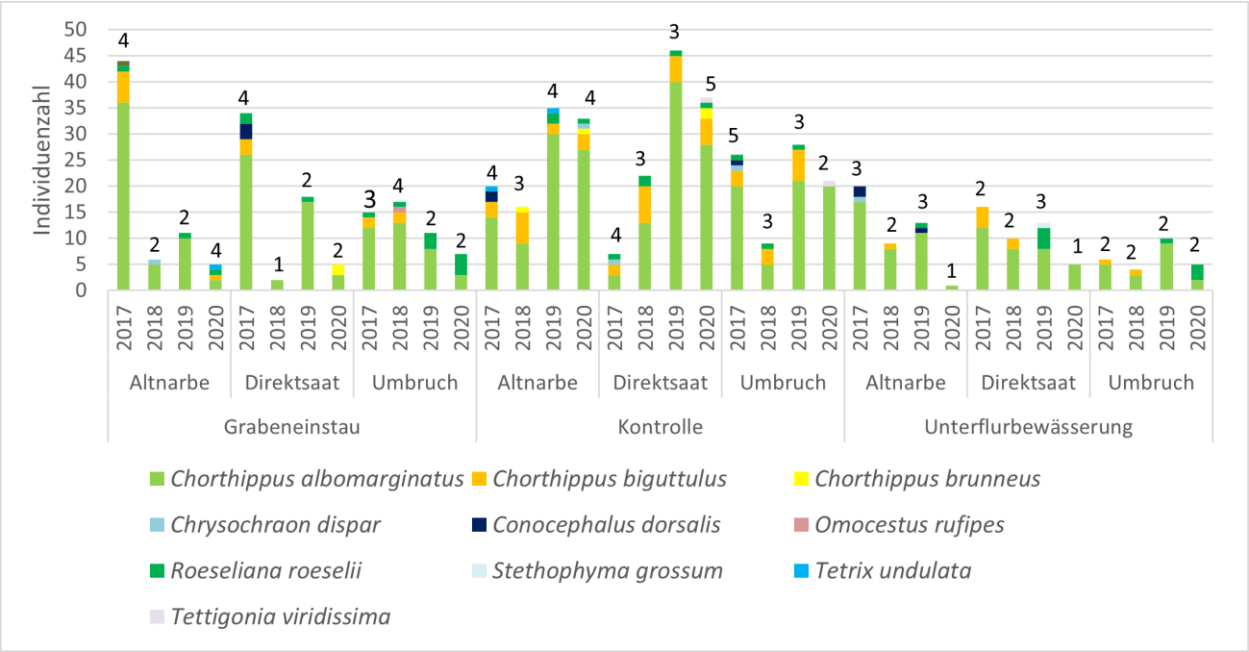


Abbildung 179 Absolute Individuenzahl der vorkommenden Heuschreckenarten von 2017 bis 2020 im Ipweger Moor auf den intensiv bewirtschafteten Flächen

Kontrolle

Bei Betrachtung der **durchschnittlichen Artenzahl** pro Fang in der **Kontrollfläche** über die Jahre ist eine anfänglich hohe Artenzahl mit anschließender Abnahme und erneuter Zunahme im Jahr 2020 zu erkennen, die stets höher als die Vergleichsflächen war. Es kann ein Artenwechsel beobachtet werden. Waren anfangs noch frische bis feuchte Lebensraum-Arten aufzufinden, wurden sie durch Arten, die in trockenen Standorten vorkommen, abgelöst (FISCHER et al. 2016). Dabei hält sich die **Individuenzahl** in den ersten zwei Jahren auf einem stabilen Niveau und lässt 2019 einen starken Zuwachs erkennen (Abbildung 15). Hierbei ist zu beachten, dass die Kontrollflächen ab 2018 im Vergleich zu den anderen Flächen die höchste Abundanz aufwiesen. Diese Entwicklung setzte sich in allen landwirtschaftlichen Varianten in einem ähnlichen Muster fort. Die Heuschreckengemeinschaft wird dabei von *Chorthippus albomarginatus* dominiert. Der **Anteil** von Arten typisch für trockenere Standorte ist in allen Jahren höher als in den Vergleichsflächen (*C. biguttulus, C. brunneus, C. dispar* und *T. viridissima*) (FISCHER et al. 2016).

Grabeneinstau

Die **gemittelte Artenzahl** zeigte im **Grabeneinstau** zwischen den Jahren keine Unterschiede (Abbildung 178). Sie lag aber signifikant unter derjenigen der Kontrollvariante. 2017 konnte eine **hohe Individuenzahl**- und im Vergleich mit den anderen Flächen die höchste Abundanz - in den Flächen des Grabeneinstaus vorgefunden werden. Im darauffolgenden Jahr 2018 war ein Einbruch der Individuenzahl um 75 % zu erkennen. Des Weiteren unterlagen die Individuenzahlen leichten Schwankungen, die einen abnehmenden Trend zeigten und sich unterhalb der Kontrolle und auf ähnlichem Niveau mit der Unterflurbewässerung befanden (Abbildung 178). Die Umbruchvariante zeigte zwischen den Jahren die geringsten Schwankungen der Individuenzahl (Abbildung 179). Bei der Betrachtung der Schwankungen in den Gesamtindividuenzahlen lässt sich eine stabile Abundanz von Arten erkennen, die Grünland

frischer bis feuchter Standorte bevorzugen. Diese Stabilität überträgt sich positiv auf die Entwicklung der **Anteile** der jeweiligen Arten an der Gesamtgemeinschaft.

In der Direktsaat-Variante des Grabeinstaus konnte ein höherer Anteil von Arten, die in trockenen Habitaten vorkommen (*C. biguttulus, C. brunneus* und *T. viridissima*) beobachtet werden (FISCHER et al. 2016).

Unterflurbewässerung

In der **Unterflurbewässerung** ist ein Rückgang der **Artenzahl** von vier auf zwei Arten über die vier Versuchsjahre zu beobachten (Abbildung 178). Sie unterscheidet sich somit signifikant von der Kontrolle. Alle Varianten zeigten eine starke Abnahme. 2020 konnte in der Altnarbe und der Direktsaat nur noch *Chorthippus albomarginatus* (Altnarbe: Einzelfund) gefunden werden (Abbildung 179). In der Umbruchvariante konnte zudem noch *Roeseliana roeselii* beobachtet werden. Die **Individuenzahl** obliegt trotz zwischenjährlichen Schwankungen einer Abnahme, die derjenigen des Grabeneinstaus ähnelt (Abbildung 178). Korrelierend mit der Abnahme von Individuen zeigt sich nach zwei Jahren ein Verschwinden von Arten, die vorwiegend auf trockeneren Standorten vorkommen, und einer alleinigen Dominanz von *C. albomarginatus* (FISCHER et al. 2016).

Eine generelle Abnahme der Heuschreckenindividuen in der Unterflurbewässerung mit einem Verschwinden von Arten trockener Standorte, kann als durchweg positiv und im Zusammenhang mit feuchteren Bedingungen durch Bewässerung der betreffenden Flächen festgehalten werden. Aufgrund der teils fehlenden, teils geringen Individuenzahlen feuchteliebender Arten ist zu schließen, dass eine Veränderung der Heuschreckenzönose in Richtung feuchter Bedingungen bereits zu beobachten, aber noch nicht abgeschlossen ist.

Extensiv bewirtschaftete Flächen

Über die zwei Untersuchungsjahre konnte in den **Schonstreifen** des Ipweger Moors eine Heuschreckenfauna mit insgesamt **11 Arten** (2019) erfasst werden. Dabei zeigen die Jahre untereinander große Unterschiede in der Artenzahl. So waren 2020 nur noch insgesamt 5 Arten aufzufinden (quantitativ: *C. albomarginatus, C. biguttulus, C. brunneus* und *R. roeselii*, qualitativ: *Chrysochraon dispar)*. Einhergehend mit der Abnahme der Gesamtartenzahl ist eine höchst signifikante Abnahme der **Gesamtindividuen** und der **gemittelten Artenzahl** zu erkennen (Abbildung 179), welche durch einen verspäteten Beginn der Erhebungen und natürlichen Schwankungen der Individuenzahl zu erklären ist (SUHLING & KRATZ 1999). Es ist ein klarer Trend zu erkennen, dass in den Kontrollflächen sowohl eine höhere Artenzahl als auch höhere Individuenzahl vorgefunden wurde.

Die **Abundanz** ist insgesamt um 2/3 gesunken (Abbildung 180). Dieses Phänomen lässt sich hauptsächlich auf das reduzierte Vorkommen von *Chorthippus albomarginatus, Ch. biguttulus* (Unterflurbewässerung UFB) und *Roeseliana roeselii* (Kontrolle K) erklären. In beiden Jahren **dominierte** *C. albomarginatus* die Gesellschaft, *R. roeselii* wurde als häufigste Begleitart festgestellt (vor allem in der Kontrolle 2019 auch dominant). 2020 konnte *R. roeselii* nur noch selten gefunden werden.

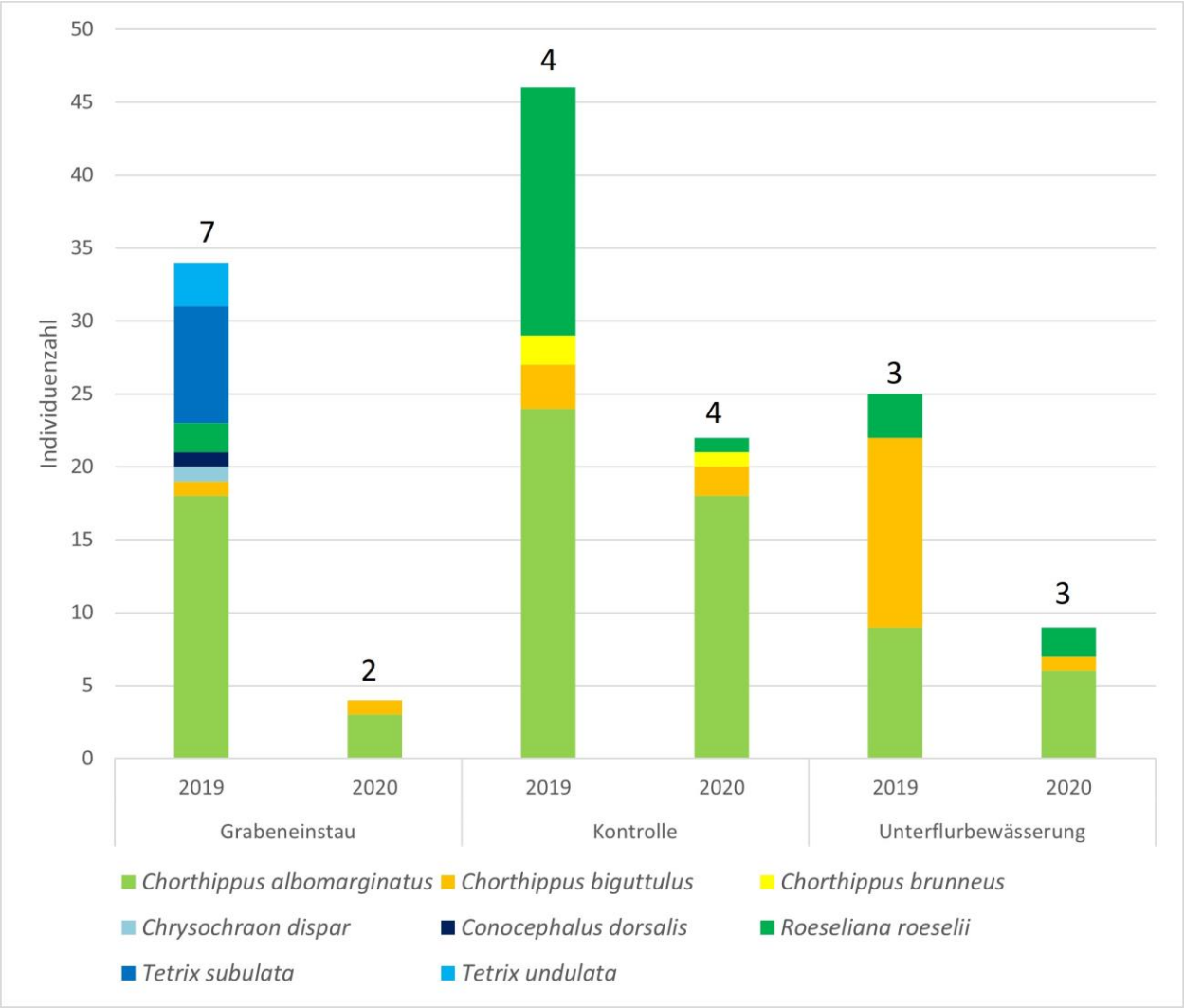


Abbildung 180 Gesamtindividuenzahl und Artenzahl der erhobenen Heuschreckenarten in den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen) des Ipweger Moors in den Jahren 2019 und 2020

Kontrolle

In der **Kontrolle** ist eine starke Abnahme der **Gesamtindividuenzahl** um mehr als die Hälfte zu beobachten; diese Entwicklung ist vor allem in der Altnarbe und der Direktsaat zu beobachten (Abbildung 180). Ferner wurde kein Unterschied der **Artenzahl** und der Artenzusammensetzung zwischen den Jahren gefunden. Jedoch ist eine starke Abnahme der **Individuenzahl** von *R. roeselii* in allen drei Varianten zu sehen. Dies ist begründet durch die beeinträchtigte Grasnarbe 2020, die starke Sonneneinstrahlung auf den Oberboden und das damit einhergehenden wärmere und trockenere Mikroklima. *R. roeselii* kann trockenere Habitate besiedeln, ist aber auf höherwüchsige Vegetation angewiesen (FISCHER et al. 2016), welche in der Kontrollfläche nicht gegeben war. Als Larven konnten *C. albomarginatus* und *C. biguttulus* sowie weitere *Caelifera*-Larven erfasst werden.

Grabeneinstau

Im **Grabeneinstau** kann ein Rückgang der **Artenzahl** von 2019 7 Arten auf 2020 2 Arten und ein Verlust der **Individuenzahl** von insgesamt 85 % beobachten (Abbildung 180). Einhergehend mit dem Artenverlust im Grabeneinstau ist der **Rückgang** der Individuenzahlen in allen landwirtschaftlichen Varianten zu erklären. Im Zusammenhang mit einer ansteigenden Bodenfeuchtigkeit kann eine Abnahme der Abundanz der Heuschrecken stehen, die generell auf trockeneren Flächen höhere Zahlen erreicht. In Jahren mit ungünstigen abiotischen Bedingungen kann es zu einer Entwicklungsverzögerung der Eier kommen. Diese fakultative Eiruhe von ein auf zwei Jahre, könnte für die starke Abnahme der Individuenzahl in 2020 geführt haben (SUHLING & KRATZ 1999).

Unterflurbewässerung

In der **Unterflurbewässerung** ist eine starke Abnahme der **Abundanz** um mehr als die Hälfte zu beobachten. Dabei konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt werden (Abbildung 121). Ferner wurde ein geringer Unterschied der gesamten **Artenzahl** und der Artenzahl zwischen den Jahren gefunden. Bei Betrachtung der einzelnen Varianten ist jedoch festzustellen, dass nur noch jeweils eine Art in der Direktsaat und dem Umbruch und zwei Arten in der Altnarbe aufgefunden wurden: *Chorthippus albomarginatus, Roeseliana roeselii* und *Chorthippus biguttulus*. Als Larven konnten *C. albomarginatus* und *C. biguttulus* sowie weitere *Caelifera*-Larven erfasst werden.

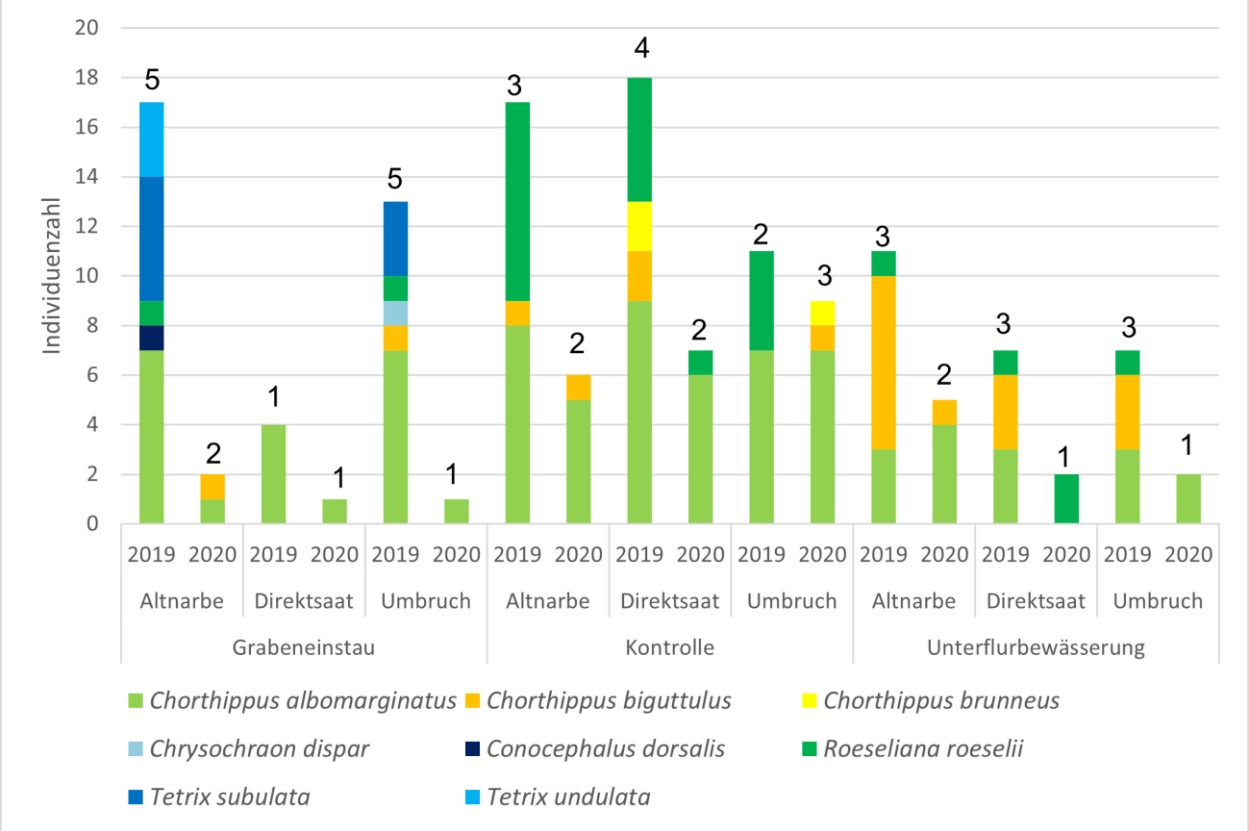


Abbildung 181Absolute Individuenzahl der quantitativ erhobenen Heuschrecken 2019 und 2020 im Ipweger Moor auf den extensiv bewirtschafteten Flächen (Schonstreifen).

Vergleich extensiv und intensiv bewirtschaftete Flächen

Ein **Vergleich zwischen den extensiven und intensiven Flächen** zeigte ein unbeständiges Bild. War im Jahr 2019 noch ein eindeutiger Trend zu erkennen, dass die Schonstreifen großes Potential für die Heuschreckenfauna als Rückzugsort vor einer intensiven Nutzung der Nachbarflächen haben (höhere Individuendichte als intensive Flächen), so konnte dieses Bild im Jahr 2020 nur noch in eingeschränktem Maße bestätigt werden (Abbildung 183 und Abbildung 184). Im Schnitt konnte 2020 eine geringfügig höhere **Individuenzahl** in den Schonstreifen gefunden werden, allerdings waren auch in einigen Varianten der intensiv genutzten Flächen mehr Individuen gezählt worden (Abbildung 183). Die Bestandsaufnahme in 2020 konnte den höheren Anteil von *R. roeselii* in den Schonstreifen im Vergleich zu den intensiv bewirtschafteten Flächen nicht bestätigen. Zudem ist eine Zunahme des Anteils von Arten trockener Standorte im Grabeneinstau zu erkennen. Es ist zu vermuten, dass eine Durchwanderung der Heuschreckenarten durch das kleinräumige Format der Versuchsflächen zurückgeführt werden kann, insbesondere nach einem Schnitt auf den intensiv bewirtschafteten Flächen hinein in die Schonstreifen. Am Ende der Vegetationsperiode 2019 kam es zu einem vermehrten Mausbefall in den Flächen, und die Vegetation entwickelte sich in der Kontrolle, erst als Folge einer Neuansaat, verspätet. Der anfänglich vegetationsfreie Boden war der Sonneneinstrahlung ausgesetzt und dadurch anfällig für höhere Temperaturen und ein Austrocknen des Bodens. Das kann das erhöhte Auftreten von Arten aus trockenen Habitaten erklären. Da die Bewässerungsflächen nicht in gleichem Maße von dem Mausbefall betroffen waren, jedoch in unmittelbarer Nachbarschaft zu den Kontrollflächen liegen, ist es naheliegend, dass die Heuschrecken sich auf der gesamten Untersuchungsfläche bewegt haben.

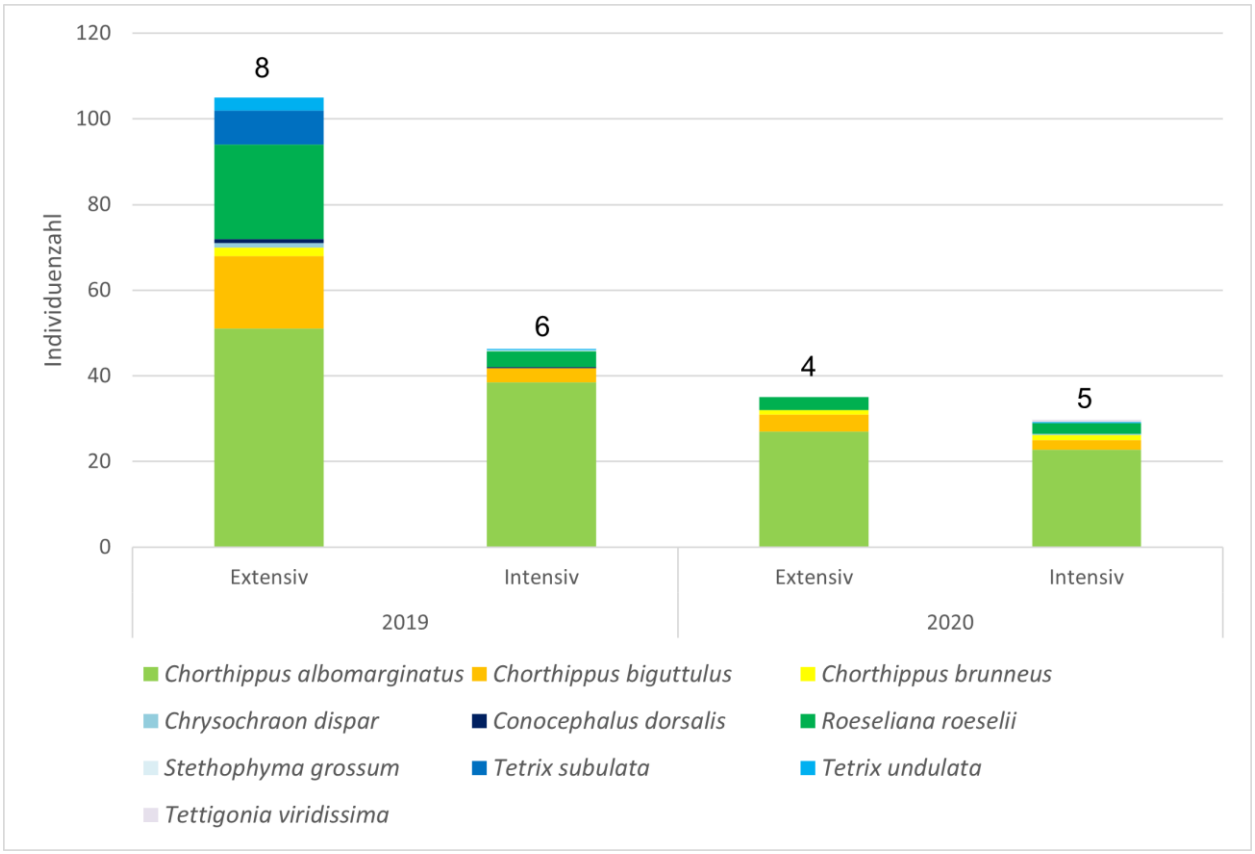


Abbildung 182 Vergleich der Gesamtindividuenzahl 2019 und 2020 zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen des Ipweger Moors, berechnet auf eine Einheitsgröße von 25 m²

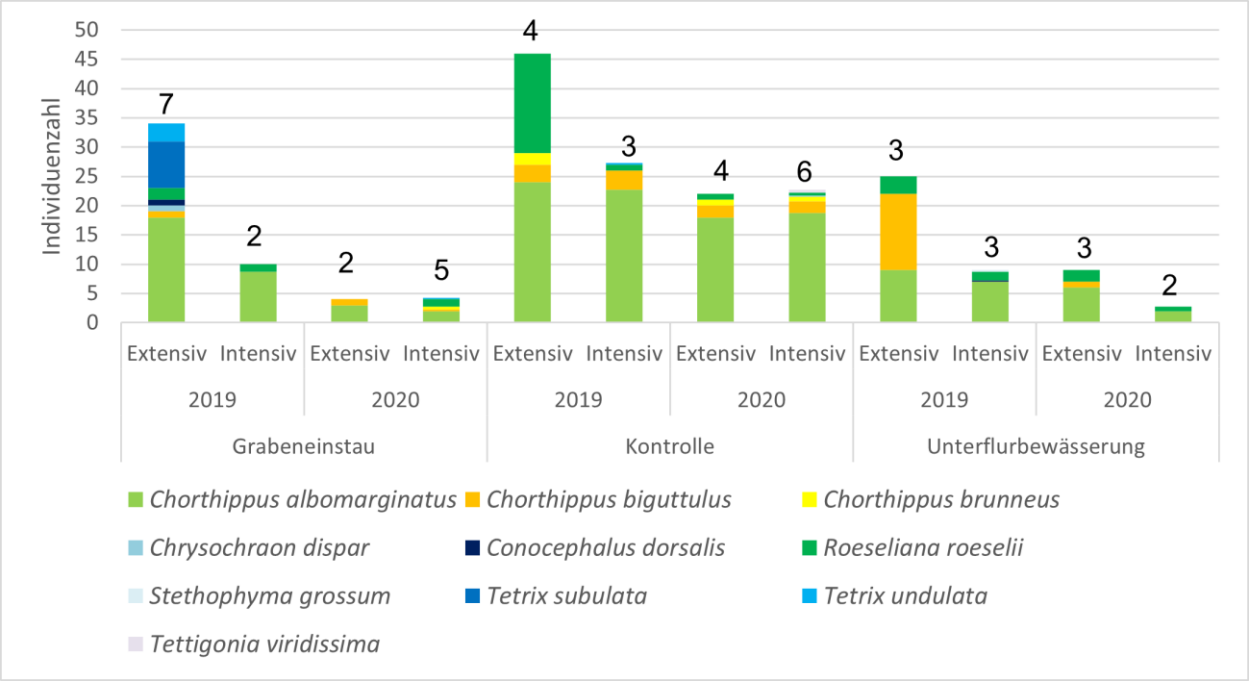


Abbildung 183 Vergleich der Gesamtindividuenzahl 2019 und 2020 zwischen den extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen der drei Wasserregime im Ipweger Moor, berechnet auf eine Einheitsgröße von 25 m²

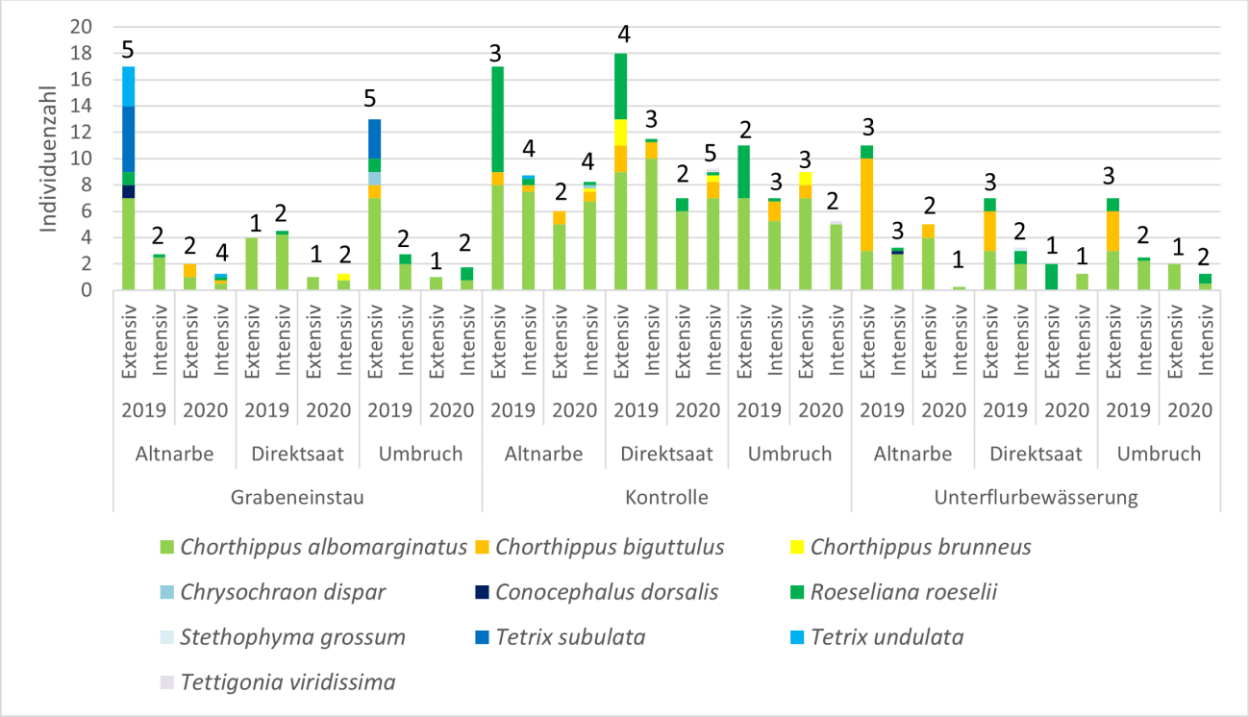


Abbildung 184 Absolute Individuenzahl der vorkommenden Heuschreckenarten 2019 und 2020 im Ipweger Moor im Vergleich der intensiv und extensiv bewirtschafteten Flächen (berechnet auf eine einheitliche Flächengröße 25 m²)

Laufkäfer

Im **Ipweger Moor** konnten 2020 für die Laufkäfer 12 Gattungen mit 23 Arten von insgesamt 1754 Individuen bestimmt werden. Unter den erfassten Arten konnten zwei auf der Roten Liste

Niedersachsen und Bremen wiedergefunden werden: *Amara eurynota* („selten“ und „Stufe 3“) und *Anisodactylus signatus* („sehr selten“ und „Stufe 1“) (Tabelle 65) (Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2003). Im Schnitt konnten 2,8 **Arten** pro Fang erfasst werden. Dabei zeigte die Laufkäferfauna deutliche Unterschiede zwischen den Wasserregimen. Im Vergleich stellte sich die Kontrollfläche als **artenärmer, aber individuenreicher** heraus. Die Bewässerungsflächen liegen mit den **Individuenzahlen** mit etwa 50 % unterhalb der Kontrolle und deutet auf eine Veränderung des Wasserhaushalts hin (FUELLHAAS 1998) In den Umbruchvarianten aller drei Wasserregime wurden die meisten Individuen erhoben (Tabelle 65). Insgesamt konnten sechs häufige **Gattungen** identifiziert werden (Abbildung 184). Als **dominante** Gattung war *Poecilus* mit 55 % an der gesamten Individuenzahl vertreten und wurde durch zwei Arten repräsentiert, *P. versicolor* (42 %) und *P. cupreus* (13 %). Zweithäufigste Gattung - fast ausschließlich mit einer Art vertreten - war *Carabus* (*C. granulatus*) mit etwa 24 %. Mit 8,6 % und 7,1 % konnten die Gattungen *Pterostichus* und *Amara* identifiziert werden, die jeweils mit mehreren Arten vorkamen. Die größten Anteile dabei hatten *P. melanarius* mit 6,7 % *und A. aenea* mit 5 %. Zwei kleine Anteile nahmen die Gattung *Harpalus* (2,3 %) und *Anisodactylus* (1,1 %) mit jeweils einer Art ein (*H. rufipes, A. binotatus*). Eine Einteilung in **ökologische Gruppen** zeigte, dass mehr als 80 % der Arten als eurytop und zwischen 11 und 14 % als Flussmarschenarten einzustufen sind (DÜLGE ET AL. 1994).

Kontrolle

Bei Betrachtung der Laufkäferfauna in den **Kontrollflächen** ist eine **Dominanz** der Gattung *Poecilus* an der Gesamtindividuenzahl mit einem Anteil von 68 % zuerkennen, die sich aus den Arten *P. versicolor* (53 %) und *P. cupreus* (14,3 %) zusammensetzt. Weiterhin konnten mit hohen Anteilen die Gattungen *Amara* (11,3 %), *Carabus* (9,2 %), *Pterostichus* (6 %) und *Harpalus* (5 %) identifiziert werden (Tabelle 9). Der Anteil von **Nässezeigern** liegt bei unter 1 %. Charakterisiert ist die Gemeinschaft durch **eurytope** Arten, die typischerweise in stark entwässerten, trockenere und zum Teil sonnenexponierten Flächen stark verbreitet sind (*P. versicolor, Amara aenea, Pt. melanarius, H. rufipes*) (LUKA 1996). Zwischen den landwirtschaftlichen Varianten wurden keine Unterschiede festgestellt.

Grabeneinstau

Die Laufkäfergemeinschaft wird in dem **Grabeneinstau** von zwei Gattungen **dominiert**: *Poecilus* (50,2 %) und *Carabus* (32,2 %). Dabei nehmen die Arten *P. versicolor* 37, 6 % *und P. cupreus* 12,7 % ein (Tabelle 66). Der Anteil von **eurytopen** und trockenheitsliebenden Arten liegt bei über 80 % der Gemeinschaft. Im Gegensatz zu der Kontrollfläche konnten zudem mehrere Arten gefunden werden, die typisch für feuchte Standorte wie zum Beispiel Hochmoore und weitverbreitete Feuchtgrünlandarten mit einem Anteil von jeweils mehr als 1 % in der Altnarbe sind (*Pt. nigrita, Pt. diligens, Clivina fossor*) (LUKA 1996; Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2003). *Pt. nigrita* zählt als **Nässezeiger** und zählt als zweit häufigste Moorart (DÜLGE et al. 1994).

Unterflurbewässserung

In der **Unterflurbewässserung** wird die Laufkäfergemeinschaft von der Art *Crarabus granulatus* mit 41,7 % **dominiert**. Darüber hinaus konnten *P. versicolor, P. cupreus* und *Pt. melanarius* mit hohen Anteilen bestimmt werden. Die Anzahl der Begleitarten mit jeweils über 1 % Anteil an der Gesamtheit ist sehr viel höher als in den Vergleichsflächen (Tabelle 66). Im Gegensatz zur Umbruchvariante, bei der eine Bearbeitung des Oberbodens stattfindet, ist ein tendenziell höheres Vorkommen von **feuchtigkeits- im Vergleich zu trockenheitsliebenden** Arten in der Direktsaat und der Altnarbe zu verzeichnen (LUKA 1996). Dies ist im Hinblick auf die Diversität und möglichst geringinvasive Bewirtschaftungsmaßnahmen als durchweg positiv zu beurteilen. Als **Nässezeiger** zählen *Pt. nigrita* und *Pt. diligens*, die zusammen einen Anteil von über 2,5 % ausmachen (DÜLGE ET AL. 1994). Das vermehrte Vorkommen von feuchtigkeitspräferierenden Laufkäferarten kann auf die Erhöhung des WASSERSPIEGELS DURCH UNTERFLURBEWÄSSERUNG ZURÜCKGEFÜHRT WERDEN (INFORMATIONSDIENST Naturschutz Niedersachsen 2003).

In beiden wasserregulierten Flächen kann ein Zusammenhang zwischen der Wasserstandsanhebung, der Artenzusammensetzung und der daraus resultierenden Anteile von Nässe- und Feuchtezeigern nachgewiesen werden. Die insgesamt geringere Individuenzahl in beiden Flächen kann mitunter durch Veränderungen des Wasserhaushaltes und einer anschließenden Reduzierung der Individuenzahl und eines Arten-turnovers erklärt werden (FUELLHAAS 1998).

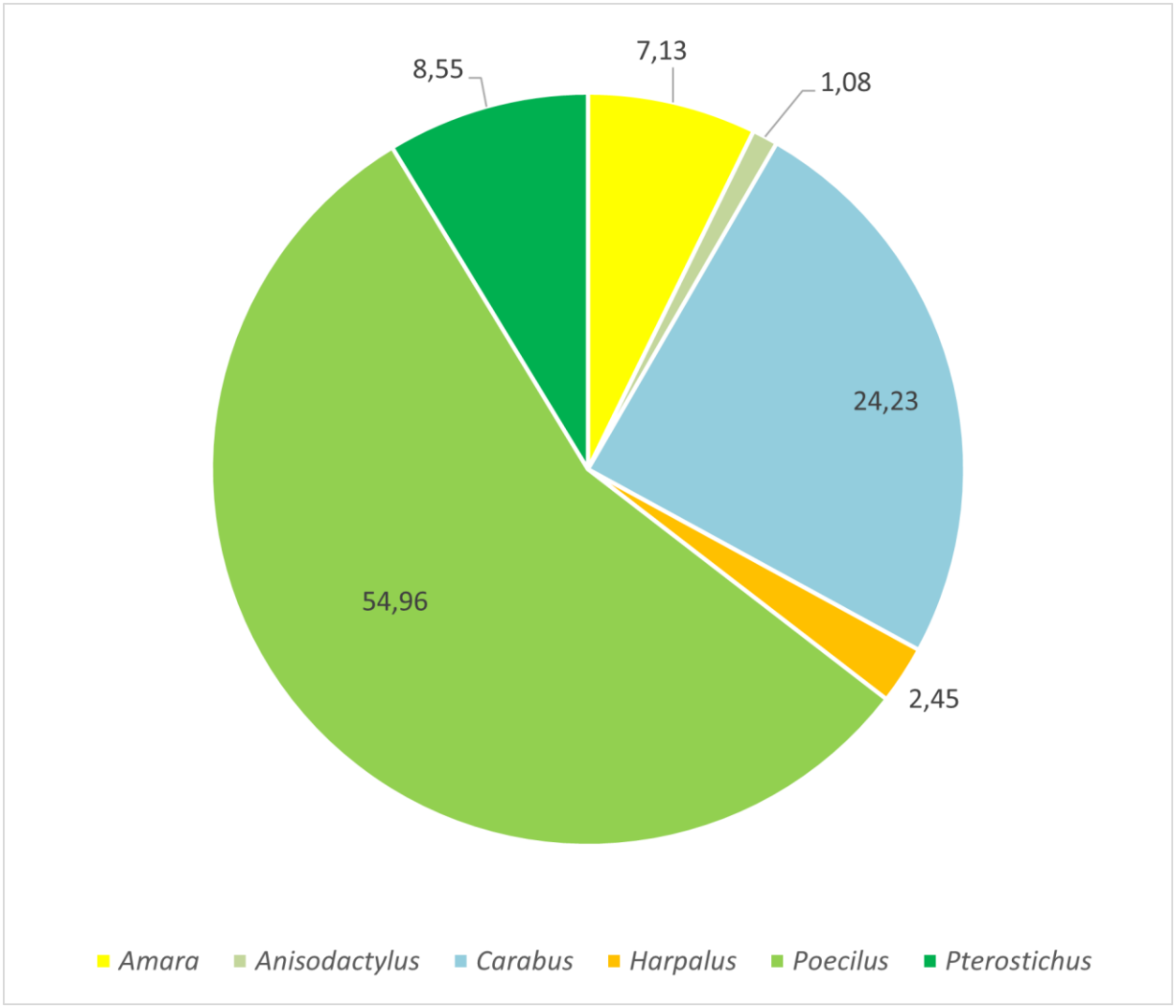


Abbildung 23: Darstellung der Laufkäfer-Gattungen mit einem Anteil über 1 % an der Gesamtindividuenzahl im Ipweger Moor 2020

Tabelle 65 Darstellung der gesamten Individuen- und Artenzahl der erfassten Laufkäfer sowie deren gemittelten Individuen- und Artenzahl pro Fang in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Ipweger Moors 2020. Insgesamt – Gesamtindividuen einer Art in der Versuchsfläche, Gesamt – Gesamtindividuen einer Art des Wasserregimes

		Grabeneinstau				Kontrolle				Unterflurbewässerung			
	Insgesamt	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**
Poecilus versicolor	736	190	63	46	81	424	141	122	161	122	38	40	44
Carabus granulatus	423	162	57	49	56	72	15	22	35	189	54	61	74
Poecilus cupreus	228	64	11	24	29	114	33	28	53	50	12	18	20
Pterostichus melanarius	117	35	9	3	23	42	12	14	16	40	15	12	13
Amara aenea	87	12	5	3	4	68	31	14	23	7	2	3	2
Harpalus rufipes	43	1	0	1	0	40	17	12	11	2	0	2	0
Amara subulata	19	0	0	0	0	17	8	5	4	2	0	1	1
Amara familiaris	18	8	3	2	3	5	2	1	2	5	3	2	0
Anisodactylus binotatus	18	13	10	1	2	0	0	0	0	5	2	3	0
Pterostichus nigrita	14	6	3	2	1	2	0	0	2	6	1	1	4
Pterostichus diligens	11	3	2	1	0	2	1	1	0	6	3	2	1
Loricera pilicornis	10	3	1	1	1	0	0	0	0	7	1	5	1
Clivina fossor	7	4	2	1	1	3	0	2	1	0	0	0	0
Pterostichus strenuus	7	1	0	1	0	1	0	1	0	5	2	2	1
Nebria brevicollis	5	1	0	1	0	2	2	0	0	2	0	2	0
Nebria salina	3	2	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Carabus nemoralis	2	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Amara eurynota	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Anisodactylus signatus	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Bembidion quadrimaculatum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Natiophilus palustris	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Pterostichus aethiops	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Stromis pumicatus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Artenzahl	**23**	**16**	**12**	**15**	**10**	**16**	**10**	**11**	**13**	**19**	**13**	**15**	**12**
Gesamtindividuenzahl	**1754**	**506**	**168**	**137**	**201**	**796**	**262**	**222**	**311**	**453**	**135**	**155**	**163**

gemittelte Artenzahl	**2,8**	**2,5**	**2,5**	**2,4**	**2,6**	**3,3**	**3,3**	**3,2**	**3,4**	**2,5**	**2,4**	**2,7**	**2,8**
gemittelte Individuen	**7,5**	**6,4**	**6,4**	**5,2**	**7,6**	**10,3**	**9,9**	**9,4**	**11,7**	**5,6**	**5,0**	**5,8**	**6,1**

Tabelle 66 Darstellung der prozentualen Anteile der erfassten Laufkäferarten an der Gesamtgesellschaft in den drei Wasserregimen und landwirtschaftlichen Varianten des Ipweger Moors 2020. Gesamtanteil – Anteil der Art innerhalb der Gesamtfläche, Gesamt – Anteil der Art innerhalb eines Wasserregimes

			Grabeneinstau				Kontrolle				Unterflur			
Art	**Gattung**	**Gesamtanteil**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**	**Gesamt**	**Altnarbe**	**Direktsaat**	**Umbruch**
Poecilus versicolor	*Poecilus*	41,96	37,55	37,50	33,58	40,30	53,33	53,82	54,95	51,77	26,93	28,15	25,81	26,99
Carabus granulatus	*Carabus*	24,12	32,02	33,93	35,77	27,86	9,06	5,73	9,91	11,25	41,72	40,00	39,35	45,40
Poecilus cupreus	*Poecilus*	13,00	12,65	6,55	17,52	14,43	14,34	12,60	12,61	17,04	11,04	8,89	11,61	12,27
Pterostichus melanarius	*Pterostichus*	6,67	6,92	5,36	2,19	11,44	5,28	4,58	6,31	5,14	8,83	11,11	7,74	7,98
Amara aenea	*Amara*	4,96	2,37	2,98	2,19	1,99	8,55	11,83	6,31	7,40	1,55	1,48	1,94	1,23
Harpalus rubripes	*Harpalus*	2,45	0,20	0,00	0,73	0,00	5,03	6,49	5,41	3,54	0,44	0,00	1,29	0,00
Amara subulata	*Amara*	1,08	0,00	0,00	0,00	0,00	2,14	3,05	2,25	1,29	0,44	0,00	0,65	0,61
Amara familiaris	*Amara*	1,03	1,58	1,79	1,46	1,49	0,63	0,76	0,45	0,64	1,10	2,22	1,29	0,00
Anisodactylus binotatus	*Anisodactylus*	1,03	2,57	5,95	0,73	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	1,48	1,94	0,00
Pterostichus nigrita	*Pterostichus*	0,80	1,19	1,79	1,46	0,50	0,25	0,00	0,00	0,64	1,32	0,74	0,65	2,45
Pterostichus diligens	*Pterostichus*	0,63	0,59	1,19	0,73	0,00	0,25	0,38	0,45	0,00	1,32	2,22	1,29	0,61
Loricera pilicornis	*Loricera*	0,57	0,59	0,60	0,73	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	1,55	0,74	3,23	0,61
Clivina fossor	*Clivina*	0,40	0,79	1,19	0,73	0,50	0,38	0,00	0,90	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00
Pterostichus strenuus	*Pterostichus*	0,40	0,20	0,00	0,73	0,00	0,13	0,00	0,45	0,00	1,10	1,48	1,29	0,61
Nebria brevicollis	*Nebria*	0,29	0,20	0,00	0,73	0,00	0,25	0,76	0,00	0,00	0,44	0,00	1,29	0,00
Nebria salina	*Nebria*	0,17	0,40	1,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,74	0,00	0,00
Carabus nemoralis	*Carabus*	0,11	0,20	0,00	0,73	0,00	0,13	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00
Amara eurynota	*Amara*	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,61
Anisodactylus signatus	*Anisodactylus*	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00
Bembidion quadrimaculatum	*Bembidion*	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,61
Pterostichus aethiops	*Pterostichus*	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00
Natiophilus palustris	*Notiophilus*	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,65	0,00
Stromis pumicatus	*Stromis*	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,74	0,00	0,00
	Artenzahl	**23**	**16**	**12**	**15**	**10**	**16**	**10**	**11**	**13**	**19**	**13**	**15**	**12**

10.4 Zusammenfassung

Die Maßnahmen der kontrollierten Wasserstandsanhebung, einer schonenden Erneuerung der Grünlandnarbe sowie Anpassungsmöglichkeiten hinsichtlich Art, Menge und Zeitpunkt der Düngung wurden in ihren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Vegetation, Heuschrecken, Laufkäfer) der Grünlandbestände in Exaktversuchen erfasst. Mithilfe der Erhebungen von Flora und Fauna in den betreffenden Flächen war es möglich, die Entwicklung über 4 Jahre nach Durchführung der hydrologischen und landwirtschaftlichen Maßnahmen zu beobachten. Dabei zeigten sich unterschiedlich starke Entwicklungen der hydrologisch-landwirtschaftlichen Einrichtungen in den beiden Mooren bezüglich der Diversität, Struktur und Artenzusammensetzung der Vegetation sowie der Diversität, Artenzusammensetzung und Abundanz der Heuschrecken- und Laufkäferfauna.

Hammelwarder Moor

Die Projektergebnisse zur Vegetation und ihrer zeitlichen Entwicklung zeigen, dass sich die betrachteten **Niedermoor**-Grünlandflächen mit den eingerichteten Wasserregimen und deren landwirtschaftlichen Varianten nach 4 Jahren in Hinsicht auf die Diversität und Artenzusammensetzung nur geringfügig voneinander unterscheiden. Dabei fiel in allen Varianten der Grasnarben-Erneuerung eine höhere Anfälligkeit gegenüber Verunkrautung durch Störzeiger auf, die insbesondere in der Unterflurbewässerung deutlichausgeprägt war. Die Altnarben profitierten insgesamt von einer etablierten Vegetation und zeigten die geringsten Veränderungen während der Versuchszeit. In allen Wasserregimen ist eine Bestandsentwicklung hin zu einer artenarmen, homogenen grasdominierten Vegetation zu sehen. Eine Verschiebung zu feuchtetoleranten oder -präferierenden Arten konnte nicht dokumentiert werden.

Die Heuschrecken- und Laufkäferfauna repräsentiert eine für entwässertes und intensiv genutztes Grünland typische Gemeinschaft, bestehend aus eurytopen, bewirtschaftungstoleranten und meist trockenheitspräferierenden Arten, wobei Arten von frischen und feuchten Standorten dominieren (Heuschrecken: *Chorthippus albomarginatus, Roeseliana roeselii*; Laufkäfer: *Carabus granulatus, Poecilus cupreus, Loricera pilicornis*) (FISCHER et al. 2006, DÜLGE et al. 1994). Waren anfangs sich ähnelnde Lebensraumbedingungen in den drei Wasserregimen vorzufinden, weisen abnehmende Individuenzahlen von Heuschreckenarten trockener Habitate in Grabeneinstau und Unterflurbewässerung auf veränderte Standortbedingungen des Habitats hin. Ein vermehrtes Vorkommen von Laufkäferarten feuchter Standorte in den bewässerten Flächen unterstützt die Annahme des Einflusses auf die Gemeinschaft durch eine höhere Bodenfeuchtigkeit. In den Kontrollflächen konnte die höchste Individuendichte von Heuschrecken und Laufkäfern vorgefunden werden, dabei zeigen die Flächen mit Grasnarbenerneuerung eine höhere Aktivität der Laufkäfer als die Altnarbe. Die Einrichtung von Schonstreifen mit einer verringerten Bewirtschaftungsintensität hat sich als positiv auf die Individuendichte der Heuschreckenfauna ausgewirkt.

Ipweger Moor

Die Pflanzengemeinschaft des **Hochmoor**-Grünlands zeigt eine konstante Diversität mit bestandsdominierenden Gräsern und begleitenden krautigen Arten. Dabei wiesen die Varianten der Grasnarben-Erneuerung anfangs eine stärkere Verunkrautung mit Störzeigern auf als die Altnarben. Die Kontrolle zeigt höhere Deckungsgrade von krautigen Arten als der Grabeneinstau und die Unterflurbewässerung. Nach 3 Jahren kann eine Angleichung des Artenspektrums der landwirtschaftlichen Varianten beobachtet werden, bei der der Anteil von typischen

Grünlandarten an der Gesamtvegetation stark zugenommen hat. Die Altnarben profitieren von einer etablierten Grasnarbe. Die aktive Wasserregulierung durch Grabeneinstau und Unterflurbewässerung zeigt bei starker Trockenheit des Oberbodens in niederschlagsarmen Jahren auf die Vegetation einen positiven Einfluss. So zeigt die Pflanzengemeinschaft der beiden regulierten Wasserregime keine Beeinträchtigung durch die 2019 auftretende Mäusekalamität. Die Kontrollfläche hingegen weist eine geringe Resilienz gegenüber Schädlingen auf und einen starken Rückgang der Artenvielfalt. So profitierten krautige Arten von den offenen Bodenstellen und konnten sich bis in die Sommermonate hinein stark ausbreiten.

In beiden wasserregulierten Flächen kann ein Zusammenhang zwischen der Wasserstandsanhebung, der Heuschrecken- und Laufkäferarten-Zusammensetzung nachgewiesen werden. Das vermehrte Vorkommen von Nässe- und Feuchtezeigern ist – aufgrund der höheren Bodenfeuchte - besonders bei der Laufkäfergemeinschaft zu erkennen. Die abnehmende Individuenzahl von eurytopen Heuschreckenarten und der Gesamtartenzahl nach Einführung der Wasserregulierung und die gleichzeitig konstant bleibende Abundanz von feuchtigkeitspräferierenden Arten weist auf einen Arten-Turnover hin. In der Kontrolle wurde die höchste Individuendichte von eurytopen Heuschrecken- und Laufkäferarten vorgefunden, die hauptsächlich in stark entwässerten, trockeneren und zum Teil sonnenexponierten Flächen stark verbreitet sind. Kennarten feuchter Standorte kommen nur sehr selten vor oder fehlen ganz. Die eingerichteten Schonstreifen erwiesen sich als positiv für Individuenzahl der Heuschreckenfauna.

10.5 Ausblick

Die Ergebnisse der Untersuchung der Biodiversität hat gezeigt, dass die angewandten Bewässerungsmaßnahmen (Grabeneinstau und Unterflurbewässerung) in einem Hoch- und einem Niedermoor zu unterschiedlichen Entwicklungen der Flora und Fauna führen können. So ergaben sich zwischen den zwei untersuchten Mooren (Hoch- und Niedermoor) unterschiedlich stark ausgeprägte Veränderungen der Biodiversität. Das Niedermoor-Grünland zeigte zwischen den bewässerten Varianten sowie der Kontrolle der Versuchsflächen keine eindeutigen Unterschiede der Vegetation, Heuschrecken und Laufkäfer. In den Hochmoorflächen konnte nach mehrjähriger Sommertrockenheit in beiden Bewässerungsflächen eine stärkere Resilienz der Vegetation gegenüber sommerlicher Trockenheit, Schädlingsbefall und damit einhergehenden Grasnarbenbeschädigung als in der Kontrolle beobachtet werden. Auch ließ sich eine höhere Diversität mit mehr feuchtigkeitsliebenden Laufkäferarten in Abhängigkeit der angehobenen Wasserstände beobachten. Daher ist davon auszugehen, dass sich eine Erhöhung des Wasserstandes bei niederschlagsarmen und heißen Sommern positiv auf die Biodiversität und den wirtschaftlichen Ertrag erweisen und sollte unbedingt in weiteren Forschungsansätzen untersucht werden. Weiterer Forschungsbedarf ergibt sich aus den Heuschreckenergebnissen. Nach vier Jahren sind Tendenzen einer sich veränderten Gemeinschaft im Zusammenhang mit einer Anhebung der Wasserstände zu erkennen. Der Untersuchungszeitraum reichte nicht aus, um eindeutige Aussagen treffen zu können. Basierend auf den Ergebnissen der Heuschreckenfauna in extensiveren bewirtschafteten Schonstreifen nahe den intensiv genutzten Flächen ist eine Erhöhung der Abundanzen deutlich erkennbar, es wären jedoch weiterführende Untersuchungen sinnvoll.

Auf Grundlage der Ergebnisse der hier verglichenen Grasnarben-Erneuerungsvarianten (Direktsaat, Umbruch) in Bezug auf die Biodiversität lässt sich ableiten, dass Grasnarben-Erneuerungen anfangs eine höhere, aber nicht sehr wertvolle Diversität aufweisen, die Altnarben

von einer etablierten Grasnarbe profitieren und kein Einfluss auf die Heuschrecken- und Laufkäferfauna festgestellt werden kann. Somit kann aus Sicht der Biodiversität des Grünlands kein Vorteil durch die Unterschiede der landwirtschaftlichen Varianten erkannt werden.

10.5.1 Bewertung der Maßnahmen

- Bei den betrachteten Grünland-Moorflächen handelt es sich um stark entwässerte Grünlandflächen, die während der Vegetationszeit oberflächlich meist abtrocknen und somit tragfähig und befahrbar sind. Bei beiden Untersuchungsgebieten handelt es sich um intensiv genutztes Grünland, welches durch jahrzehntelange Bewirtschaftung mit tief reichender Entwässerung, häufiger Nutzung und regelmäßiger Düngung geprägt ist. Alle hier betrachteten Artgruppen (Vegetation, Heuschrecken, Laufkäfer) und ihre Gemeinschaften sind von der Nutzungsintensität stark geprägt. Die exemplarisch ausgewählten Tiergruppen und die Vegetation zeigen die für ein nordwestdeutsches Moorgrünland typische Artenvielfalt und –zusammensetzung.
- Eine aktive Bewässerung der Flächen kann für die intensive Nutzung mit produktionsstarken Pflanzenarten die Resilienz gegenüber Klimaveränderungen (niederschlagsarme Sommer) stärken. Die Etablierung einer von Feuchte- und Nässezeigern geprägten Arten und artenreicheren Vegetation ist jedoch nicht zu erwarten, da die betreffenden Arten weder in der Diasporenbank noch in angrenzenden Flächen vorhanden sind. Das Arteninventar ist generell eingeschränkt und gekennzeichnet durch artenarme Bestände mit Dominanz weniger Arten von Nutzgräsern.
- Grundsätzlich unterscheiden sich die Flächen durch ihre Herkunft und ihre bodenchemischen Eigenschaften als Hoch- und Niedermoor voneinander. So zeigt sich in dem untersuchten Niedermoor ein höhere und stabilere Sommerwasserstände als im Hochmoor. Dadurch kann in niederschlagsarmen Sommermonaten eine zu starke Abtrocknung des Bodens auf Niedermoor-Grünland verhindert werden und die Auswirkungen auf Flora und Fauna geringer gehalten werden als im Hochmoor-Grünland.

10.5.2 Hammelwarder Moor

- Im Niedermoor konnte kein eindeutiger Einfluss der Wasserregulierung auf die Vegetation festgestellt werden. Der Grundwasserstand lag im Durchschnitt in allen Flächen nah beieinander. Die Einrichtung der wasserregulierten Flächen führte nach 4 Jahren nicht zu einem verstärkten Vorkommen von feuchtigkeitsliebenden Grünlandarten. Die Flächen sind hauptsächlich durch produktionsstarke Grünlandgräser geprägt.
- Die Varianten der Grasnarben-Erneuerung zeigten eine höhere Anfälligkeit für Verunkrautung. So stellte sich nach Neu-Etablierung der Grasnarbe eine höhere Phytodiversität ein, die jedoch auf die Etablierung einiger krautiger Arten (Störzeiger) zurückzuführen und daher negativ zu bewerten ist. Dabei war der Umbruch stärker betroffen als die Direktsaat. Für eine erfolgreiche Etablierung Grünland-typischer Pflanzenarten sind die Maßnahmen der Grasnarben-Erneuerung im Vergleich mit den Maßnahmen der Wasserregulierung offenbar der bestimmende Umweltfaktor, bei der die Altnarben von einer etablierten Grasnarbe profitieren; mit anderen Worten: die Unterschiede in der Vegetation der neun Varianten werden mehr durch die Unterschiede in der landwirtschaftlichen als in der hydrologischen Behandlung bestimmt.

- Eine Auswirkung der erhöhten Wasserstände auf die Heuschreckenfauna ist nur ansatzweise festzustellen. So hängt die Zusammensetzung der Heuschreckenfauna auch von der Bodenfeuchtigkeit ab, wird aber hauptsächlich durch die Nutzungsintensität geprägt. Eine qualitative und quantitative Veränderung der Zusammensetzung der Heuschreckenfauna in Abhängigkeit vom Wasserregime ist im Laufe der Projektjahre nicht auszumachen. Anhand der hohen Individuendichte von eurytopen Arten sind die leicht trockeneren (also weniger feuchten) Bedingungen in der Kontrolle als vorteilhaft anzusehen. Die verschiedenen landwirtschaftlichen Varianten haben keinen Einfluss auf die Heuschreckfauna.
- Die Einrichtung von sogenannten Schonstreifen mit verringerter Nutzungsintensität kann als Refugium bei Schnitt/Beweidung in angrenzenden Flächen für Heuschrecken genutzt werden, so dass sie einen positiven Einfluss auf die Abundanzen der Arten haben. So bieten die Flächen Schutz vor ungünstiger Witterung und Prädatoren oder zur Vollendung des Entwicklungszyklus. Zusätzlich stellt sich die Lage der Schonstreifen in Grabennähe mit erhöhter Heterogenität der Vegetation und feuchten Bedingungen durch das im Graben geführte Wasser als besonders geeignet heraus.

10.5.3 Ipweger Moor

- Nach mehreren Jahren mit niederschlagsarmen Sommermonaten wird eine positive Auswirkung erhöhter Grundwasserstände durch Grabeneinstau und Unterflurbewässerung auf die Vegetation deutlich. So zeigt die Vegetation der Kontrollflächen mit niedrigem Wasserstand einen hohen Trockenstress und keine Resilienz gegenüber auftretenden Schädlingen. Im Grabeneinstau und der Unterflurbewässerung konnte keine Beeinträchtigung festgestellt werden. Im Hochmoorgrünland hat ein Bewässerungssystem durch ausgleichende Wasserregulierung einen positiven Einfluss auf die Biodiversität. Dabei kann zwischen den beiden angewandten Maßnahmen nicht unterschieden werden.
- Die Varianten mit Grasnarben-Erneuerung zeigten in beiden Mooren eine höhere Anfälligkeit für Verunkrautung. Stellt sich nach Neu-Etablierung der Grasnarbe eine höhere Phytodiversität ein, ist diese jedoch auf viele krautige Arten zurückzuführen. Die Altnarben zeigen dabei äußerst stabile Bestände mit produktionsstarken Gräsern.
- Die Betrachtung der Heuschrecken- und Laufkäferfauna zeigt einen eindeutigen Effekt der Wasserregime auf Artenzahl und -zusammensetzung. Die Heuschreckenfauna weist im Grabeneinstau und in der Unterflurbewässerung auf Veränderungen in der Zusammensetzung der Gemeinschaft hin, bei der weniger eurytope und mehr feuchtigkeitspräferierende Arten vorkommen. Es lässt sich ein Zusammenhang zwischen den Kontrollflächen, ihren niedrigen Wasserständen und den erhöhten Individuenzahlen euryöker Heuschreckenarten erkennen.
- Die Einführung eines gemanagten Wasserregimes zur Erhöhung der Wasserstände erwies sich als positiv für die Biodiversität. Dies ist vor allem im Hochmoorgrünland anhand der Laufkäferfauna zu erkennen, die sich als artenreicher herausgestellt hat als in der Kontrollfläche.
- Die Varianten der Grasnarben-Erneuerung haben keinen signifikanten Einfluss auf die Heuschrecken- und Laufkäferfauna.

11 Danksagung

Die Projektpartner danken der Europäischen Union und dem Land Niedersachsen für die Bereitstellung von Finanzmitteln aus dem EFRE-Förderprogramm „Klimaschutz durch Moorentwicklung“. Im Namen aller Projektpartner bedanken wir uns weiterhin bei den im Projekt involvierten Institutionen und deren Unterstützung des SWAMPS-Projektes. Der besondere Dank gilt an dieser Stelle den Landwirtinnen und Landwirten für ihr unerschöpfliches Engagement auf fachlicher und praktischer Ebene innerhalb des SWAMPS-Projektes.

12 Literaturverzeichnis

12.1 Standortbeschreibung

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung KA5, 5te Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.

FUHRMANN K, HINSCH K, LOBENSTEINER H, LORENZ S, MENKE K, VOLLSTAEDT H (2020) Die Vögel des Ipweger Moores – Ein Oldenburger Moor und seine Vogelwelt im Wandel. Hrsg.: NABU Rastede, NoWe Druck, Rastede, 2020

HAYEN H (1989) Bau und Funktion der hölzernen Moorwege: Einige Fakten und Folgerungen. Abhandlungen der Akademie der Wissenschaften in Göttingen, Phil.-Hist. Klasse, 3. Folge, 180, 11-82.

WÖHLER H (2000) 500 Jahre Hammelwarder Moor – ein Ausflug in die Geschichte. 2000, CCV-Verlag GmbH, Varel.

BEHRE K-E (2008) Landschaftsgeschichte Norddeutschlands – Umwelt und Siedlung von der Steinzeit bis zur Gegenwart. Wachholzverlag, Neumünster 2008

DIERSCHKE H, BRIEMLE G (2002) Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenflure. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. 2nd edn. Eugen Ulmer KG

DÜLGE R, ANDRETZKE H, HANDKE K, RODE M (1994) Charakteristika von Laufkäfergesellschaften im nordwestdeutschen Feuchtgrünland am Beispiel des Unterweser-Raumes. Natur u. Landschaft, 69 (4), pp 148-156

FISCHER J, STEINLECHNER D, ZEHM A, PONIATOWSKI D, FARTMANN T, BECKMANN A, STETTMER C (2016) Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols. 2nd edn. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim

ZWISCHENBERICHT SWAMPS-Projekt (2017)

12.2 Modul B

GDI-SERVICE.DE (2021) GDI Service. Geodateninfrastrukturservice. https://gdi-service.de/. Zugriff am 14.06.2021

OGC (2021) OGC Web Services Context Document (OWS Content). https://www.ogc.org/standards/owc. Zugriff am 14.06.2021

OSGEO (2021) The Open Source Geospatial Foundation. https://www.osgeo.org/. Zugriff am 14.06.2021

PGADMIN DEVELOPMENT-TEAM (2020) pgAdmin 4 v5. https://www.pgadmin.org/. Zugriff am 08.07.2021

REFRACTIONS RESEARCH (2020) PostGIS (3.1). https://postgis.net/. Zugriff am 08.07.2021

THE POSTGRESQL GLOBAL DEVELOPMENT GROUP (2021) PostgreSQL (13.3). https://www.postgresql.org/. Zugriff am 08.07.2021

12.3 Modul C

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung KA5, 5te Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2021) Verdunstung und Niederschlagswerte.

LBEG (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE) (2020) Nibis® Kartenserver: BS5: Auswertung kohlenstoffreiche Böden. Letzter Abruf: 20.01.2020

MOEYS, J (2018) The soil texture wizard: R functions for plotting, classifying, transforming and exploring soil texture data. *CRAN. R-Project*.

R CORE TEAM (2019) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. https://www.R-project.org

SCHMIDT, W (1995) Einfluss der Wiedervernässung auf physikalische Eigenschaften des Moorkörpers der Friedländer Großen Wiese. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, *36*, 107-112.

TIEMEYER B, FREIBAUER A, BORRAZ EA, AUGUSTIN J, BECHTOLD M, BEETZ S, ... DRÖSLER M (2020) A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, *109*, 105838.

12.4 Modul D

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung KA5, 5te Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.

BEETZ S, LIEBERSBACH H, GLATZEL S, JURASINSKI G, BUCZKO U, HÖPER H (2014) Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. Biogeosciences 10: 1067–1082. https://doi.org/10.5194/bg-10-1067-2013

BRAKE M, HÖPER H, JOERGENSEN RG (1999) Land use-induced changes in activity and biomass of microorganisms in raised bog peats at different depths. Soil Biology and Biochemistry 31: 1489–1497. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00053-X

BUCHEN C, WELL R, HELFRICH M, FUß R, KAYSER M, GENSIOR A, BENKE M, FLESSA H (2017) Soil mineral N dynamics and N_2O emission following grassland renewal. Agriculture, Ecosystems and the Environment 246: 325–342, https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.013

DETTMANN U, BECHTOLD M (2018) Evaluating commercial moisture probes in reference solutions covering mineral to peat soil conditions. Vadose Zone Journal 17: 170208. https://doi.org/10.2136/vzj2017.12.0208

DETTMANN U, BECHTOLD M, VIOHL T, PIAYDA A, SOKOLOWSKY L, TIEMEYER B (2019) Evaporation experiments for the determination of hydraulic properties of peat and other organic soils: An evaluation of methods based on a large dataset. Journal of Hydrology 575: 933–944. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.05.088

DIN ISO 11277, 1998. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren mittels Siebung und Sedimentation. Beuth Verlag GmbH.

EVANS CD, PEACOCK M, BAIRD AJ ET MULTI AL. (2021) Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. Nature. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03523-1

FALGE E, BALDOCCHI D, OLSON R, ANTHONI P, AUBINET M, BERNHOFER C, BURBA G, CEULEMANS R, CLEMENTH R, DOLMAN H, GRANIER A, GROSS P, GRÜNWALD T, HOLLINGER D, JENSEN NO, KATUL G, KERONEN P, KOWALSKI A, LAIM CT, LAW BE, MEYERS T, MONCRIEFF J, MOOR E, MUNGER JW, PILEGAARD K, RANNIK Ü, REBMANN C, SUYKER A, TENHUNEN J, TU K, VERMA S, VESALA T, WILSON K, WOFSY S (2001) Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. Agriculture and Forest Meteorology 107: 43–69, https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00225-2

FELD A (2021) The influence of "Klei" above an agricultural used peat on carbon dioxide and nitrous oxide emissions at different water contents: A laboratory microcosm experiment. Masterarbeit an der Johannes Gutenberg-Universität Mainz.

FLANAGAN LB, JOHNSON BG (2005) Interacting effects of temperature, soil moisture and plant biomass production on ecosystem respiration in a northern temperate grassland. Agricultural and Forest Meteorology 130: 237–253. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.04.002

FLESSA H, WILD U, KLEMISCH M, PFADENHAUER JP (1998) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. European Journal of Soil Science 49: 327–325. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1998.00156.x

FÖRSTER C. (2016) Influence of management and restoration on CO_2 balances of a drained bog. PhD thesis, Technical University of Munich, Germany, in cooperation with the University of Applied Sciences Weihenstephan-Triesdorf, Freising, Germany.

FUß R. (2019) gasfluxes: Greenhouse gas flux calculation from chamber measurements. R package version 0.4-3. https://CRAN.R-project.org/package=gasfluxes

GILMANOV TG, SOUSSANA JF, AIRES L, ET MULTI AL. (2007) Partitioning European grassland net ecosystem CO_2 exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 121: 93-120. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.008

GÜNTHER A, HUTH V, JURASINSKI G, GLATZEL S (2014) The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. GCB Bioenergy, https://doi.org/10.1111/gcbb.12214.

GÜNTHER A, JURASINSKI G, ALBRECHT K, GAUDIG G, KREBS M, GLATZEL S (2017). Greenhouse gas balance of an establishing sphagnum culture on a former bog grassland in Germany. Mires and Peat 20: 1–16. https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.210

HUBER PJ (1981) Robust Statistics, J. Wiley, New York.

HÜPPI R, FELBER R, KRAUSS M, SIX J, LEIFELD J, FUß R (2018) Restricting the nonlinearity parameter in soil greenhouse gas flux calculation for more reliable flux estimates. PLoS ONE 13(7):e0200876, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200876

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2014) 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. In: HIRAISHI T, KRUG T, TANABE K, SRIVASTAVA N, BAASANSUREN J, FUKUDA M, TROXLER TG (Hrsg.), IPCC, Schweiz. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/Wetlands_Supplement_Entire_Report.pdf

JACOBS A, FLESSA H, DON A, HEIDKAMP A, PRIETZ R, DECHOW R, GENSIOR A, POEPLAU C, RIGGERS C, SCHNEIDER F, TIEMEYER B, VOS C, WITTNEBEL M, MÜLLER T, SÄURICH A, FAHRION-NITSCHKE A, GEBBERT S, JACONI A, KOLATA H, LAGGNER A, WEISER C, FREIBAUER A (2018). Landwirtschaftlich

genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Thünen Report 64, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, Germany. https://doi.org/10.3220/REP1542818391000

KOMULAINEN V-M, TUITTILA E-S, VASANDER H, LAINE J (1999) Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO_2 balance. Journal of Applied Ecology 346: 634–648. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00430.x

KROON PS, SCHIER-UIJL AP, HENSEN A, VEENENDAAL EM, JONKER HJJ (2010) Annual balances of CH_4 and N_2O from a managed fen meadow using eddy covariance flux measurements. European Journal of Soil Science 61: 773–784. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01273.x

LEIBER-SAUHEITL K, FUß R, VOIGT C, FREIBAUER A (2014) High CO_2 fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. Biogeosciences 11: 749–761. https://doi.org/10.5194/bg-11-749-2014

LEPPELT T, DECHOW R, GEBBERT S, FREIBAUER A, LOHILA A, AUGUSTIN J, DRÖSLER M, FIEDLER S, GLATZEL S, HÖPER H, JÄRVEOJA J, LÆRKE PE, MALJANEN M, MANDER Ü, MÄKIRANTA P, MINKKINEN K, OJANEN P, REGINA K, STRÖMGREN M (2014) Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. Biogeosciences 11: 6595–6612. https://doi.org/10.5194/bg-11-6595-2014

LLOYD J, TAYLOR JA (1994) On the temperature dependence of soil respiration. Functional Ecology 8, 315–323, https://doi.org/10.2307/2389824

LUYSSAERT S, REICHSTEIN M, SCHULZE E-D, JANSSENS IA, LAW BE, PAPALE D, DRAGONI D, GOULDEN ML, GRANIER A, KUTSCH WL, LINDER S, MATTEUCCI G, MOORS, E, MUNGER JW, PILEGAARD K, SAUNDERS M, FALGE EM (2009) Toward a consistency cross-check of eddy covariance flux–based and biometric estimates of ecosystem carbon balance. Global Biogeochemical Cycles, Vol. 23, GB3009. https://doi.org/10.1029/2008GB003377

MÄKIRANTA P, MINKKINEN K, HYTÖNEN J, LAINE J (2008) Factors causing temporal and spatial variation in heterotrophic and rhizospheric components of soil respiration in afforested organic soil croplands in Finland. Soil Biology and Biochemistry 40: 1592–1600. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.01.009

MYHRE G, SHINDELL D, BRÉON F-M, COLLINS W, FUGLESTVEDT J, HUANG J, KOCH D, LAMARQUE J-F, LEE D, MENDOZA B, NAKAJIMA T, ROBOCK A, STEPHENS G, TAKEMURA T, ZHANG H (2013) Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: STOCKER TF, QIN D, PLATTNER G-K, TIGNOR M, ALLEN SK, BOSCHUNG J, NAUELS A, XIA Y, BEX V, MIDGLEY PM (Hrsg.): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

NORBERG L, BERGLUND Ö, BERGLUND K (2018) Impact of drainage and soil properties on carbon dioxide emissions from intact cores of cultivated peat soils. Mires and Peat 21: 1–14. https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.284.

MICHAELIS L, MENTEN ML (1913) Die Kinetik der Invertinwirkung. Biochemische Zeitschrift 49: 333–369.

OESTMANN J, TIEMEYER B., DÜVEL D, GROBE A, DETTMANN U (2021) Greenhouse gas balance of *Sphagnum* farming on highly decomposed peat at former peat extraction sites. Ecosystems, im Druck, https://doi.org/10.1007/s10021-021-00659-z

PEDERSEN AR, PETERSEN SO, SCHELDE K (2010) A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. European Journal of Soil Science 61: 888–902, https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01291.x

POYDA A, REINSCH T, KLUß C, LOGES R, TAUBE F (2016) Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany. Biogeosciences 13: 5221–5244. https://doi.org/10.5194/bg-13-5221-2016

R CORE TEAM (2020) R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org

SÄURICH A, TIEMEYER B, DETTMANN U, DON A (2019a). How do sand addition, soil moisture and nutrient status influence greenhouse gas fluxes from drained organic soils? Soil Biology and Biochemistry 135: 71–84. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.04.013

SÄURICH A, TIEMEYER B, DON A, FIEDLER S, BECHTOLD M, AMELUNG W, FREIBAUER A (2019) Drained organic soils under agriculture – the more degraded the soil the higher the specific basal respiration. Geoderma 355: 113911. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113911

SCHRIER-UIJL AP, KROON PS, HENDRIKS DMD, HENSEN A, VAN HUISSTEDEN J, BERENDSE F, VEENENDAAL EM (2014) Agricultural peatlands: towards a greenhouse gas sink – a synthesis of a Dutch landscape study. Biogeosciences 11: 4559–4576. https://doi.org/10.5194/bg-11-4559-2014

SKIBA U, BALL B, (2002) The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. Soil Use and Management 18: 56–60, https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00050.x

TIEMEYER B, ALBIAC BORRAZ E, AUGUSTIN J, BECHTOLD M, BEETZ S, BEYER C, DRÖSLER M, EICKENSCHEIDT T, EBLI M, FIEDLER S, FÖRSTER C, FREIBAUER A, GIEBELS M, GLATZEL S, HEINICHEN J, HOFFMANN M, HÖPER H, JURASINSKI G, LEIBER-SAUHEITL K, PEICHL-BRAK M, ROßKOPF N, SOMMER M, ZEITZ J (2016) High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. Global Change Biology 22, 4134–4149, https://doi.org/10.1111/gcb.13303

TIEMEYER B, FREIBAUER A, ALBIAC BORRAZ E, AUGUSTIN J, BECHTOLD M, BEETZ S, BEYER C, EBLI M, EICKENSCHEIDT T, FIEDLER S, FÖRSTER C, GENSIOR A, GIEBELS M, GLATZEL S, HEINICHEN J, HOFFMANN M, HÖPER H, JURASINSKI G, LAGGNER A, LEIBER-SAUHEITL K, PEICHL-BRAK M, DRÖSLER M (2020) A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: data synthesis, derivation and application. Ecological Indicators 105838, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838

UBA (2021) Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2021 - National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2019. https://newsroom.unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2021

VAN BEEK CL, PLEIJTER M, JACOBS CMJ, VELTHOF GL, VAN GROENINGEN JW, KUIKMAN PJ (2010) Emissions of N_2O from fertilized and grazed grassland on organic soil in relation to groundwater

level. Nutrient Cycling in Agroecosystems 86: 331–340. https://doi.org/10.1007/s10705-009-9295-2

VAN BEEK CL, PLEIJTER M, KUIKMAN PJ (2011) Nitrous oxide emissions from fertilized and unfertilized grasslands on peat soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems 89: 453–461. https://doi.org/10.1007/s10705-010-9408-y

VAN LENT J, HERGOUALC'H K, VERCHOT L, OENEMA O, VAN GROENIGEN JW (2018) Greenhouse gas emissions along a peat swamp forest degradation gradient in the Peruvian Amazon: soil moisture and palm roots effects. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change: 1–19. https://doi.org/10.1007/s11027-018-9796-x.

VDLUFA (2002) Methodenbuch I. Die Untersuchung von Böden. Darmstadt.

VELTHOF GL, BRADER AB, OENEMA O, (1996) Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. Plant and Soil 181: 263–274. https://doi.org/10.1007/BF00012061

VON POST, L. (1924): Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens. Comité international de Pédologie, IVème commission pour l'Europe 22: 287–304.

WITTNEBEL M, TIEMEYER B, DETTMANN U. (2021) Peat and other organic soils under agricultural use in Germany: Properties and challenges for classification, Mires and Peat, *in press*, http://dx.doi.org/10.19189/MaP.2020.SJ.StA.2093

WANG Y, GUO J, VOGT RD, MULDER J, WANG J, ZHANG X (2017) Soil pH as the chief modifier for regional nitrous oxide emissions: New evidence and implications for global estimates and mitigation. Global Change Biology 24: 617–626, https://doi.org/10.1111/gcb.13966

WEBB EK, PEARMAN GI, LEUNING R (1980) Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 106: 85–100. https://doi.org/10.1002/qj.49710644707

WEIDEVELD STJ, LIU W, VAN DEN BERG M, LAMERS LPM, FRITZ C (2021) Conventional subsoil irrigation techniques do not lower carbon emissions from drained peat meadows. Biogeosciences 18, 3881–3902, https://doi.org/10.5194/bg-18-3881-2021

WESLIEN P, KASIMIR KLEMEDTSSON A, BÖRJESSON G, KLEMEDTSON L (2009): Strong pH influence on N_2O and CH_4 fluxes from forested organic soils. European Journal of Soil Science 60: 311–320. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01123.x

ZAK D, GELBRECHT J, WAGNER C, STEINBERG CEW (2008) Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. European Journal of Soil Science 59: 1191–1201. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01081.x

ZAK D, WAGNER C, PAYER B, AUGUSTIN J, GELBRECHT J (2010) Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. Ecological Applications 20: 1336–1349. https://doi.org/10.1890/08-2053.1

12.5 Modul E

BLUME H.-P., BRÜMMER G.W., HORN R., KANDELER E., KÖGEL-KNABER I., KRETZSCHMAR R., STAHR K., WILKE B.-M. (2010) Scheffer – Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage, 569 S.

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER-NIEDERSACHSEN – BEZIRKSSTELLE OLDENBURG – NORD (2020) Ermittlung der Feldmausaktivität durch die Lochtretmethode – Hinweisdienst vom 14.08.2020

LANGE G., BLANKENBURG J., ZEITZ J., ZOLLNER A. (2016) Landwirtschaft auf Moorböden – DGMT – Deutsche Gesellschaft für Moor- und Torfkunde e.V., Falltblatt

LEPPELT T., JANSSEN W., KOPPE C. (2018) Trockenheit 2018 in Deutschland - DWD, 71 S.

SCHMEER M.S. (2012) Der Einfluss von Bodenverdichtung sowie Grünlanderneuerung auf Stickstoffemissionen und Ertragsleistungen von Futterbausystemen

SEIPEL H. (1996) Fachkunde für Gärtner. 2. Auflage, 512 S.

Internetquellen:

BGBL (2021) www.bgbl.de; Bundesgesetzblatt, aufgerufen am 19.03.21

DWD (2021) www.dwd.de; Deutscher Wetterdienst (DWD), aufgerufen am: 20.01.2021

ISIP (2021) www.isip.de; ISIP – Das Informationssystem für die integrierte Pflanzenproduktion, aufgerufen am: 15.07.2021

LUFA NW (2021) www.lufa-nord-west.de; Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Nord-West, aufgerufen am 19.03.2021

12.6 Modul F - Bodenkunde

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998) Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin.

OGEWV (2016) Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)

R CORE TEAM (2019) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. https://www.R-project.org

SUCCOW & JOOSTEN (Hg.) (2001) Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (Hg.) (2012) Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch). Bd. I Die Untersuchung von Böden: 1.-6. Teillieferung, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

12.7 Modul F - Biodiversität

DORNIEDEN K (2005) Laufkäfer (Carabidae). NVN/N/BSH 1/05

DÜLGE R, ANDRETZKE H, HANDKE K, RODE M (1994) Charakteristika von Laufkäfergesellschaften im nordwestdeutschen Feuchtgrünland am Beispiel des Unterweser-Raumes. Natur u. Landschaft, 69 (4), pp 148-156

FARTMANN T, MATTES H (1997) Heuschreckenfauna und Grünland – Bewirtschaftungsmaßnahmen und Biotopmanagement. Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Band 3, pp 179–188.

FISCHER J, STEINLECHNER D, ZEHM A, PONIATOWSKI D, FARTMANN T, BECKMANN A, STETTMER C (2016) Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols. 2nd edn. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim

FUELLHAAS U (1998) Restitution von Feuchtgrünland auf Niedermoor – Der Einfluss mehrjähriger Überstau- und Vernässungsmaßnahmen auf Laufkäferzönosen. Angewandte Carabidologie 1, pp 4-12

FRÄMBS H, HELLBERND L, STAHL R (2008) BUND-Projekt Grünlandmanagement und Biogaserzeugung am Beispiel „Mittleres Delmetal“ – Begleituntersuchungen an Heuschrecken (*Saltatoria*). Abschlussbericht 2006-2008, Öplus, I.A. Bund für Naturschutz Deutschland, Landesverband Niedersachsen e.V. und Bundesamt für Naturschutz

LUKA H (1996) Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *AGRAR*FORSCHUNG 3 (1), FiBL, Bernhardsberg, Oberwil, pp 33-36

MENKE K (2000) Die Laufkäferfauna von Röhrichten, Grünland und Grünlandbrachen im Werderland bei Bremen. Angewandte Carabidologie 2/3, pp 19-36

Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen (2003) Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer mit Gesamtverzeichnis. 2/2003, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, pp 70-95

IRMLER U, HOERNES U (2002) Assignment and evaluation of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages to sites in different scales in a grassland landscape. Biodiversity and Conservation 12, Kluwer Academic Publisher. Netherlands, pp 1405-1419

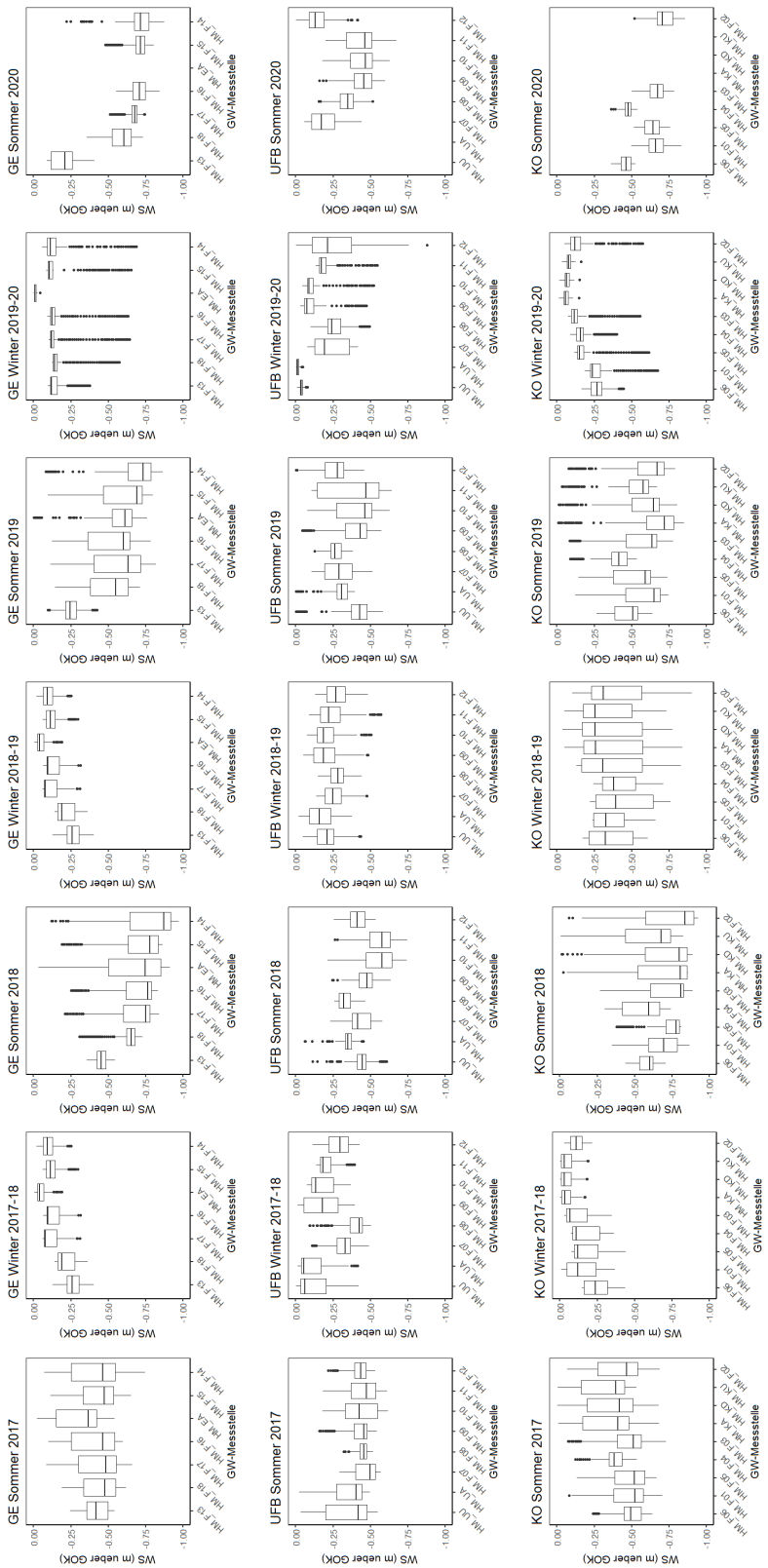
RADLMAIR S, DOLEK M (2002) Auswirkung der Beweidung auf Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach 1/02, pp 23-34

RICHTER M (2005) Zum Vorkommen der Heuschrecken (Orthoptera: Ensifera et Caelifera) in der Dümmerniederung und angrenzender Gebiete. Oldenburger Jahrbuch 105

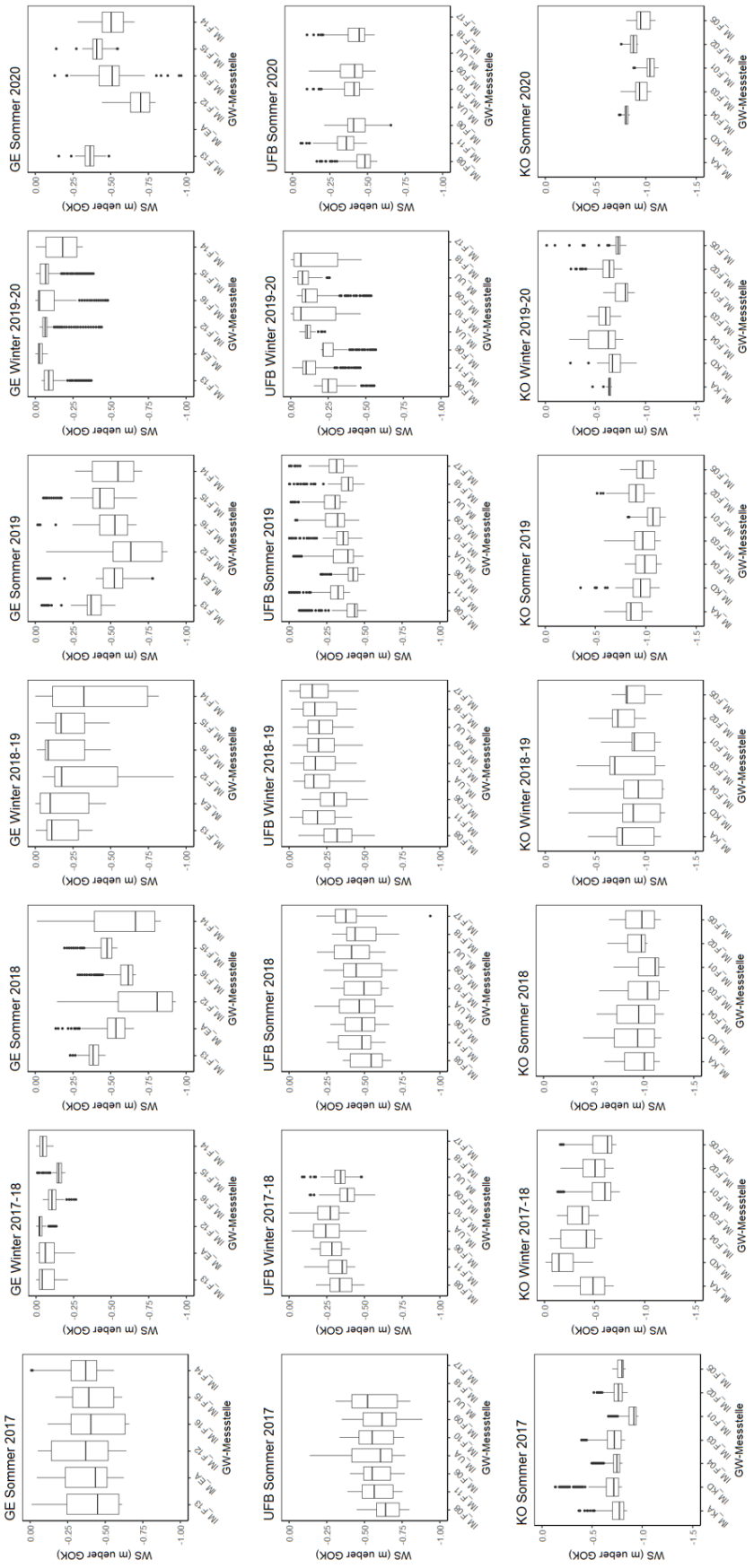
SUHLING F & KRATZ R (1999) Veränderungen der Heuschrecken-Lebensgemeinschaft (Saltatoria) norddeutschen Niedermoor-Grünlandes nach einem lang andauernden Überstau. Braunschw. Naturkdl. Schr., Heft 4, Braunschweig, pp 869-881

13 Anhang

13.1 Modul C



Anhang 1 Abbildung Wasserstände der einzelnen hydrologischen Varianten im Hammelwarder Moor pro Halbjahr. Dargestellt als Boxplot



Anhang 2 Abbildung Wasserstände der einzelnen hydrologischen Varianten im Ipweger Moor pro Halbjahr. Dargestellt als Boxplot

Anhang 3 Tabelle Prozentuale Korngrößenverteilung (der humusfreien Substanz) und Corg-Gehalte (des Gesamtbodens) von Horizonten mit erhöhten Mineralbodenanteil nach Feldansprache, Profilkennzeichnung . Horizonte mit > 17,5 % Corg wurden im Nachhinein als Torfhorizonte (meist Hv statt Ah, auch Hw statt Go und Hr statt Gr) angesprochen.

Profil-Nr.	Horizont	Obere Tiefe [cm]	Untere Tiefe [cm]	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	Corg [%]
2	Go-Ah	0	30	48.34	45.37	6.28	8.04
2	Gr	40	70	12.48	56.09	31.43	2.53
7	Ah	5	15	43.25	45.53	11.22	26.30
15	Ah	0	14	44.39	46.99	8.62	15.40
15	Go	14	35	42.94	47.80	9.26	16.40
23	Go-Ah	0	12	48.93	46.84	4.22	7.82
23	Go	12	20	52.56	44.61	2.83	5.86
30	Go-Ah	0	12	43.09	48.00	8.91	13.20
30	Go	12	18	42.32	50.54	7.14	10.20
34	Go-Ah	0	12	44.64	50.86	4.50	7.33
34	Go	12	25	45.80	48.90	5.29	1.76
52	Go-Ah	0	12	49.98	44.01	6.00	8.59
52	Gr	44	100	49.59	46.24	4.18	3.87
53	Ah	0	15	43.80	51.10	5.10	15.00
53	Go	15	58	36.30	61.00	2.70	13.60
53	Gor	58	126	15.21	57.19	27.60	19.50
55	Go-Ah	0	11	14.87	52.36	32.77	10.60
55	Go	11	19	31.74	59.65	8.61	17.60
64	Go-Ah	0	12	41.34	53.96	4.70	13.20
64	Go	12	30	21.78	63.34	14.89	25.10
64	Gor	30	70	37.46	56.44	6.10	7.42
70	Go-Ah	0	13	24.54	62.04	13.43	21.00
70	Go	13	30	18.31	62.53	19.16	1.89
77	Go-Ah	0	17	21.76	56.32	21.92	0.71
77	Go	17	48	46.42	43.45	10.14	20.30
89	Go-Ah	0	13	46.28	45.19	8.53	20.30
89	Go	13	25	42.77	45.40	11.83	19.30
92	Go-Ah	0	11	42.50	46.16	11.34	18.50
92	Go	11	27	54.01	45.99	0.00	10.70
92	Gor	33	70	41.93	45.21	12.86	12.20
92	Gr	70	100	49.00	43.18	7.81	20.40

Anhang 4 Tabelle Profil-Nr. 41994

Aufnahmeblatt für die bodenkundliche Kartierung des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie

TITELDATEN

Nummer der Rahmenkarte TK25-Nr.	DGK5	Profilkennzeichnung	Büro/Institution	Projekt	Datum der Aufnahme	Bearbeiter	Aufnahmeintensität	Aufschlussart	Rechtswert	Hochwert	Höhe über NN	Bemerkungen zu den Titeldaten
2616		PRONUM = 41994	LBEG/BGR	SWAMPS	28.08.2018	Evertsbusch, Minke	NK, P	GS+BP	3462837	5909894	-0,80	

AUFNAHMESITUATION

Witterung		Relief								Nutzung		Vegetation	Meliorationen	Abtrag- und Auftragserscheinungen		Bodenschätzung				Sonstiges
Witterungs-verlauf	aktuelle Witterung	Relief-typ	metrische Angaben zum Relief	Wölbung	Pos. d. Bohrpunkt	Rauigk. der Oberfl.	Hangneigung in Stufen	Hangneigung in Prozent	Hang richtung	Kulturart, Nutzung	Bemerkungen zur Nutzung			Bodenabtrag/-auftrag	zusätzl. Angaben	Klassen-zeichen	Boden- bzw. Grünland-grundzahl	Acker- bzw. Grünland grundzahl	Besonderheiten	
BD, H	WT3	T			T	RW	N0			GM		FG	DG	AWF		L/Mo--	46	46		Text

HORIZONT - und SCHICHTBESCHREIBUNG

Horizontgrenzen		Horizont	Bodenart, Torfart, Festgestein			Herkunft	Zers. stufe	Geologie		Substrat-Symbol	Boden-farbe	Humus	Hydromorphie-merkmale		Carbo-nat	eff.Lage-rungs dichte (LD/SV)	Feuchte	Durch-wurze-lung	Beimen-gungen, Beläge	Bodengefüge			Sonstiges	Labor-nummer
Tiefe	Form, Schär-fe und Lage		Bodenart/ Torfart	Grobbod./ Festgest.	Weitere Angab. zur Bodenart			Strati-graphie	Geo-genese				oxidativ	reduktiv						Gefüge-form	Verfesti-gung	Gänge/ Hohlräume		
11	w, de, h	Go-Ah	Lu		zt(Tu3)	eps		qh	eps	f-u	10YR3/1	h5	ed3		c0	Ld3	f1	W6		kru		Rre2	Zers.grad n. POST	337808,00
22	w, de, h	Hv	Hn		ea(Hn)	Hn	z5	qh	Hn	og-H	10YR2/1	h7	ed3		c0	SV4	f2	W3		sub			H9	337809,00
43	w, de, h	Hw	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z3	qh	Hn	og-H	10YR3/2	h7	ed3		c0	SV3	f4	W1		koh			H5	337810,00
70	w, de, h	Hw-Hr	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z3	qh	Hn	og-H	2.5Y2.5/1	h7	ed2	rs3	c0	SV2	f5	W0		koh			H5	337811,00
130		Hr	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z3	qh	Hn	og-H	2.5Y3/1	h7		ro3	c0	SV2	f5	W0	Blk1	koh			H6	337812,00
140		Fr	Tu4		zt(Tu3)	Fm		qh	l	og-F		h1		rg3	c0		f6							
200		Hr	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z4	qh	Hn	og-H		h7		ro3	c0		f6						H7	

PROFILKENNZEICHNUNG

freies Wasser ab dm Tiefe im Bohrgut	im Bohrloch	mittl. Grundwasser-hochstand	mittl. Grundwasser-niedrigstand	Vernässungsgrad	bodenkundliche Feuchtstufe	relikt. mittl. Grundwasserhochstand	relikt. mittl. Grundwassermiedrigstand	Erosionsgrad	Humusform	Bodentyp. Klassifikation	Substratsyst. Einheit
9,50		2,00	7,00	2	8					MN\HNv5	

BEMERKUNGEN ZUR PROFILKENNZEICHNUNG | **ANMERKUNGEN ZUM PROFIL**

Anhang 5 Tabelle Profil-Nr. 41995

Aufnahmeblatt für die bodenkundliche Kartierung des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie

TITELDATEN

Nummer der Rahmenkarte TK25-Nr.	DGK5	Profilkennzeichnung	Büro/Institution	Projekt	Datum der Aufnahme	Bearbeiter	Aufnahmeintensität	Aufschlussart	Rechtswert	Hochwert	Höhe über NN	Bemerkungen zu den Titeldaten
2616		PRONUM = 41994	LBEG/BGR	SWAMPS	28.08.2018	Evertsbusch, Minke	NK, P	GS+BP	3462837	5909894	-0,80	

AUFNAHMESITUATION

Witterung		Relief								Nutzung		Vegetation	Meliorationen	Abtrag- und Auftragserscheinungen		Bodenschätzung				Sonstiges
Witterungs-verlauf	aktuelle Witterung	Relief-typ	metrische Angaben zum Relief	Wölbung	Pos. d. Bohrpunkt	Rauigk. der Oberfl.	Hangneigung in Stufen	Hangneigung in Prozent	Hang richtung	Kulturart, Nutzung	Bemerkungen zur Nutzung			Bodenabtrag/-auftrag	zusätzl. Angaben	Klassen-zeichen	Boden- bzw. Grünland-grundzahl	Acker- bzw. Grünland grundzahl	Besonderheiten	
BD, H	WT3	T			T	RW	N0			GM		FG	DG	AWF		L/Mo--	46	46		Text

HORIZONT - und SCHICHTBESCHREIBUNG

Horizontgrenzen		Horizont	Bodenart, Torfart, Festgestein			Herkunft	Zers. stufe	Geologie		Substrat-Symbol	Boden-farbe	Humus	Hydromorphie-merkmale		Carbo-nat	eff.Lage-rungs dichte (LD/SV)	Feuchte	Durch-wurze-lung	Beimen-gungen, Beläge	Bodengefüge			Sonstiges	Labor-nummer
Tiefe	Form, Schär-fe und Lage		Bodenart/ Torfart	Grobbod./ Festgest.	Weitere Angab. zur Bodenart			Strati-graphie	Geo-genese				oxidativ	reduktiv						Gefüge-form	Verfesti-gung	Gänge/ Hohlräume		
11	w, de, h	Go-Ah	Lu		zt(Tu3)	eps		qh	eps	f-u	10YR3/1	h5	ed3		c0	Ld3	f1	W6		kru		Rre2	Zers.grad n. POST	337808,00
22	w, de, h	Hv	Hn		ea(Hn)	Hn	z5	qh	Hn	og-H	10YR2/1	h7	ed3		c0	SV4	f2	W3		sub			H9	337809,00
43	w, de, h	Hw	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z3	qh	Hn	og-H	10YR3/2	h7	ed3		c0	SV3	f4	W1		koh			H5	337810,00
70	w, de, h	Hw-Hr	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z3	qh	Hn	og-H	2.5Y2.5/1	h7	ed2	rs3	c0	SV2	f5	W0		koh			H5	337811,00
130		Hr	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z3	qh	Hn	og-H	2.5Y3/1	h7		ro3	c0	SV2	f5	W0	Blk1	koh			H6	337812,00
140		Fr	Tu4		zt(Tu3)	Fm		qh	l	og-F		h1		rg3	c0		f6							
200		Hr	Hn		ea(Hnp)	Hnp	z4	qh	Hn	og-H		h7		ro3	c0		f6						H7	

PROFILKENNZEICHNUNG

freies Wasser ab dm Tiefe im Bohrgut	im Bohrloch	mittl. Grundwasser-hochstand	mittl. Grundwasser-niedrigstand	Vernässungsgrad	bodenkundliche Feuchtstufe	relikt. mittl. Grundwasserhochstand	relikt. mittl. Grundwassermiedrigstand	Erosionsgrad	Humusform	Bodentyp. Klassifikation	Substratsyst. Einheit
9,50		2,00	7,00	2	8					MN\HNv5	

BEMERKUNGEN ZUR PROFILKENNZEICHNUNG | **ANMERKUNGEN ZUM PROFIL**

13.2 Modul E

Anhang 6 Tabellealle Düngegaben im Hammelwarder Moor von 2017–2020

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2017										
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Faktor	TKN	P2O5	K2O	Mg	S
						[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]	[kg/m²]
19. Mai.	1. Mahd	27.03.20217	Volldünger	300 kg/ha	3	19	5	10	3	3
27. Jun.	2. Mahd	01. Jun	KAS	230 kg/ha	2,3	27	0	0	<4	0
16. Aug.	3. Mahd	10. Jul	Gülle	15 qm/ha	15	3,17	1,13	2,73	2,59	0,34
27. Sep.	4. Mahd									

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2018										
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Faktor	TKN	P2O5	K2O	Mg	S
						[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]	[kg/m²]
18. Mai.	1. Mahd	07. Mrz	Gülle	20 qm/ha	20	4,57	1,5	3,55	1,09	0,43
		27. Mrz	KAS	200 kg/ha	2	27	0	0	<4	0
		27. Mrz	60ger Kali	150 kg/ha	1,5	0	0	60	0	0
3. Jul.	2. Mahd	13. Jun	KAS	180 kg/ha	1,8	27	0	0	<4	0
		13. Jun	60ger Kali	90 kg/ha	0,9	0	0	60	0	0
22. Aug.	3.Mahd	11. Jul	KAS	170 kg/ha	1,7	27	0	0	<4	0
17. Okt.	4. Mahd									

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2019										
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Faktor	TKN	P2O5	K2O	Mg	S
						[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]	[kg/m²]
14. Mai	1. Mahd	01. Mrz	Gülle	20 qm/ha	20	4,25	1,58	4,08	1,08	0,5
		01. Apr	KAS	130 kg/ha	1,3	27	0	0	0	0
25. Jun	2. Mahd	16. Mai	Gülle	17 qm/ha	17	3,6	1,25	4,6	1,29	0,47
		22. Mai	KAS	120 kg/ha	1,2	27	0	0	<4	0
23. Aug	3. Mahd									
		13. Sep	KAS	80 kg/ha	0,8	27	0	0	<4	0
		13. Sep	60ger Kali	100 kg/ha	1	0	0	60	0	0

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2020										
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Faktor	TKN	P2O5	K2O	Mg	S
						[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]/[kg/dt]	[kg/m²]	[kg/m²]
8. Mai.	1. Mahd	23. Mrz	Schwefeldünger	200 kg/ha	2	24	0	0	0	6
23. Jun.	2. Mahd	15. Mai	Gülle	16 qm/ha	16	3,93	1,93	4,12	2,38	0,5
12. Aug.	3. Mahd	01. Jul	Gülle	18 qm/ha	18	3,64	1,64	5,31	1,26	0,55
		07. Jul	KAS	140 kg/ha	1,4	27	0	0	<4	0
21. Sep.	4. Mahd									

Anhang 7 Tabelle bilanzierte Düngezufuhren im Hammelwarder Moor von 2017–2020

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2017						
Mg	**S**	**N-min**	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	**K2O**
[kg/ha]	**[kg/ha]**		**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**
9	9	57	0	0	15	30
-	0	62,1	0	0	0	0
38,85	5,1	0	47,55	23,775	16,95	40,95
47,85	14,1	119,1		23,775	31,95	70,95
Hammelwarder Moor Alle Varianten 2018						
Mg	**S**	**N-min**	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	**K2O**
[kg/ha]	**[kg/ha]**		**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**
21,8	8,6	0	91,4	45,7	30	71
-	0	54	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	90
-	0	48,6	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	54
-	0	45,9	0	0	0	0
21,8	8,6	148,5		45,7	30	215
Hammelwarder Moor Alle Varianten 2019						
Mg	**S**	**N-min**	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	**K2O**
[kg/ha]	**[kg/ha]**		**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**
21,6	2,125		85	42,5	31,6	81,6
0	0	35,10	0,00	0	0	0
21,93	1,692		61,20	30,6	21,25	78,2
-	0	32,40	0,00	0,00	0	0
-	0	21,60	0,00	0,00	0	0
0	0	0,00	0,00	0,00	0	60
43,53	3,817	89,10		73,1	52,85	219,8
Hammelwarder Moor Alle Varianten 2020						
Mg	**S**	**N-min**	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	**K2O**
[kg/ha]	**[kg/ha]**		**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**	**[kg/ha]**
0	12	48			0	0
38,08	1,97	0	62,88	31,44	30,88	65,92
22,68	2,00	0	65,52	32,76	29,52	95,58
-	0	37,8	0	0	0	0
60,76	15,967	85,8		64,2	60,4	161,5

Anhang 8 Tabelle alle Düngegaben im Ipweger Moor von 2017–2020

Ipweger Moor Alle Varianten 2017										
Datum	**Mahd**	**Datum**	**Düngung**	**Zugabe**	**Faktor**	**TKN**	**P2O5**	**K2O**	**Mg**	**S**
						[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]	[kg/m³]
18. Mai.	1. Mahd	27. Mrz	NPK	480 kg/ha	4,8	15	5	24	2	0
27. Jun.	2. Mahd	23. Mai	NPK	480 kg/ha	4,8	15	5	24	2	0
2. Aug.	3. Mahd	05. Jul	KAS	200 kg/ha	2	27	0	0	<4	0
27. Sep.	4. Mahd	15. Aug	Gülle	15 qm/ha	15	4,16	1,68	4,19	1	0,4

Ipweger Moor Alle Varianten 2018										
Datum	**Mahd**	**Datum**	**Düngung**	**Zugabe**	**Faktor**	**TKN**	**P2O5**	**K2O**	**Mg**	**S**
						[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]	[kg/m³]
14. Mai.	1. Mahd	08. Feb	Gülle K	18 qm/ha	18	4,71	1,5	3,55	1,09	0,43
		19. Mrz	Gülle U u. A	18 qm/ha	18	4,65	1,58	3,72	1,11	0,41
		10. Apr	NPK	280 kg/ha	2,8	16	12	19	2	0
16. Jun.	2. Mahd	28. Mai	NPK	270 kg/ha	2,7	16	12	19	2	0
		30. Mai	Gülle	18 qm/ha	18	4,14	1,56	3,56	1,01	0,43
31. Jul.	3. Mahd	21. Jun	NPK	300 kg/ha	3	16	12	19	2	0
6. Nov.	5. Mahd	24. Sep	Gülle	15 qm/ha	15	4,08	1,45	3,61	0,91	0,38

Ipweger Moor Unterflur und Kontroll-Varianten 2019										
Datum	**Mahd**	**Datum**	**Düngung**	**Zugabe**	**Faktor**	**TKN**	**P2O5**	**K2O**	**Mg**	**S**
						[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]	[kg/m³]
24. Mai	1. Mahd	01. Mrz	Gülle	18 qm/ha	18	3,48	1,47	5,01	1,65	0,51
		05. Apr	KAS	130 kg/ha	1,3	27	0	0	<4	0
26. Jun	2. Mahd	28. Mai	Gülle	15 qm/ha	15	4,19	1,46	3,71	1,15	0,49
		08. Jun	KAS	100 kg/ha	1	27	0	0	<4	0
23. Aug	3. Mahd	11. Jul	KAS	180 kg/ha	1,8	27	0	0	<4	0
		11. Jul	60ger Kali	230 kg/ha	2,3	0	0	60	0	0

Ipweger Moor Anstau-Variante 2019										
24. Mai	1. Mahd	05. Apr	KAS	210 kg/ha	2,1	27	0	0	<4	0
			60ger Kali	100 kg/ha	1	0	0	60	0	0
26. Jun	2. Mahd	28. Mai	Gülle	15 qm/ha	15	4,19	1,46	3,71	1,15	0,49
		08. Jun	KAS	100 kg/ha	1	27	0	0	<4	0
23. Aug	3. Mahd	11. Jul	KAS	180 kg/ha	1,8	27	0	0	<4	0
		11. Jul	60ger Kali	230 kg/ha	2,3	0	0	60	0	0

Ipweger Moor Alle Wasser-Varianten 2020										
Datum	**Mahd**	**Datum**	**Düngung**	**Zugabe**	**Faktor**	**TKN**	**P2O5**	**K2O**	**Mg**	**S**
						[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]/[kg/dt]	[kg/m³]	[kg/m³]
26. Mai.	1. Mahd	23. Mrz	Gülle	18 qm/ha	18	3,63	1,66	4,44	1,19	0,5
		20. Apr	KAS	120 kg/ha	1,2	27	0	0	<4	0
16. Jul.	2. Mahd	04. Jun	Gülle	18 qm/ha	18	3,24	1,38	3,75	0,97	0,4
		09. Jun	KAS	120 kg/ha	1,2	27	0	0	<4	0
14. Sep.	3. Mahd	20. Jul	KAS	200 kg/ha	2	27	0	0	<4	0
26. Okt.	4. Mahd									

Ipweger Moor Kontrolle 2020										
26. Mai.	1. Mahd	23. Mrz	Gülle	18 qm/ha	18	3,63	1,66	4,44	1,19	0,5
16. Jul.	2. Mahd									
14. Sep.	3. Mahd	20. Jul	KAS	150 kg/ha	1,5	27	0	0	<4	0
26. Okt.	4. Mahd/Mulchen									

Anhang 9 Tabelle bilanzierte Düngezufuhren im Ipweger Moor von 2017–2020

Ipweger Moor Alle Varianten 2017						
Mg	S	N-min	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	K2O
[kg/ha]	[kg/ha]		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
9,6	0	72	0	0	24	115,2
9,6	0	72	0	0	24	115,2
-	0	54	0	0	0	0
15	6	0	62,4	31,2	25,2	62,85
34,2	6	198		31,2	73,2	293,25
Ipweger Moor Alle Varianten 2018						
Mg	S	N-min	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	K2O
[kg/ha]	[kg/ha]		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
19,62	7,74		84,78	42,39	27	63,9
	21,18	136		110,25	178,83	343,63
19,98	7,38	0	83,7	41,85	28,44	66,96
5,6	0	44,8	0	0	33,6	53,2
5,4	0	43,2	0	0	32,4	51,3
18,18	7,74	0	74,52	37,26	28,08	64,08
6	0	48	0	0	36	57
13,65	5,7	0	61,2	30,6	21,75	54,15
68,81	20,82	136		109,71	180,27	346,69
Ipweger Moor Unterflur und Kontroll-Varianten 2019						
Mg	S	N-min	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	K2O
[kg/ha]	[kg/ha]		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
29,7	9,18	0	62,64	31,32	26,46	90,18
-	0	35,10	0,00	0	0	0
17,25	7,35	0,00	62,85	31,43	21,9	55,65
-	0	27,00	0,00	0,00	0	0
-	0	48,60	0,00	0,00	0	0
0	0	0,00	0,00	0,00	0	138
46,95	16,53	110,7		62,745	48,36	283,83
Ipweger Moor Anstau-Variante 2019						
-	0	56,7	0	0	0	0
0	0	0,00	0,00	0	0	60
17,25	7,35	0,00	62,85	31,425	21,9	55,65
-	0	27,00	0,00	0,00	0	0
-	0	48,60	0,00	0,00	0	0
0	0	0,00	0,00	0,00	0	138
		132,30		31,43	21,9	253,65
Ipweger Moor Alle Wasser-Varianten 2020						
Mg	S	N-min	N-org 100%	N (N-org 50%)	P2O5	K2O
[kg/ha]	[kg/ha]		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
21,42	9	0	65,34	32,67	29,88	79,92
-	0,00	32,4	0	0	0	0
17,46	7,20	0	58,32	29,16	24,84	67,5
-	0	32,4	0	0	0	0
-	0	54	0	0	0	0
		118,8		61,83	54,72	147,42
Ipweger Moor Kontrolle 2020						
21,42	9	0	65,34	32,67	29,88	79,92
-	0,00	40,5	0	0	0	0
		40,5		32,67	29,88	79,92

Anhang 10 Tabelle Alle Abfuhren von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Trockenmasse, Rohfaser und Rohprotein vom Hammelwarder Moor von 2017–2020

Hammelwarder Moor (Niedermoor)								TM-Erträge dt/ha (abs.)					1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.		1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.	
Jahr	Wasser	Ansaat	N-Abfuhr	P-Abfuhr	P2O5-Abfuhr	K-Abfuhr	K2O-Abfuhr	1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.	Rohfaser % i. TM					Mittelwert	Rohprotein % i. TM					Mittelwert
2017	Kontrolle	Altwerle	227,02	34,32	78,64	147,40	177,54	29,63	20,28	26,60	13,43		27,07	25,04	28,28	24,72		26,62	16,27	17,51	12,48	18,59		15,77
	Kontrolle	Einlotsent	171,66	28,87	66,15	129,34	155,79	22,05	21,53	21,15	8,53		27,16	24,50	26,25	24,21		25,77	15,52	14,55	13,16	16,28		14,64
	Kontrolle	Unbruch	140,98	24,19	55,43	125,33	150,97	13,78	24,68	16,47	6,43		23,13	25,34	26,59	23,56		24,99	16,10	13,72	13,13	16,20		14,36
	UFB	Altwerle	170,24	25,73	58,97	120,97	145,71	23,30	15,82	21,87	8,43		26,29	24,85	27,43	24,50		26,10	15,51	15,08	13,98	18,78		15,33
	UFB	Einlotsent	155,46	25,21	57,77	102,31	123,23	20,87	19,22	19,77	6,47		25,52	24,95	26,82	23,54		25,55	15,64	14,95	12,63	16,75		14,65
	UFB	Unbruch	108,51	19,83	45,45	81,55	98,23	13,27	22,07	12,92	3,95		22,83	25,74	24,77	22,60		24,52	14,31	12,82	11,26	15,20		12,99
	Einstau	Altwerle	206,49	32,03	73,39	138,95	167,37	28,22	20,55	25,00	10,22		27,07	23,44	27,55	25,49		26,13	15,52	16,25	13,71	17,23		15,37
	Einstau	Einlotsent	160,70	26,34	60,36	101,02	121,68	19,43	19,90	21,22	7,55		24,54	24,85	26,94	24,35		25,36	15,64	15,65	12,48	16,45		14,75
	Einstau	Unbruch	152,27	25,10	57,52	111,41	134,20	15,52	26,92	17,88	4,83		23,38	24,39	25,26	23,15		24,30	16,11	14,85	12,51	16,20		14,61
2018	Kontrolle	Altwerle	179,35	22,50	51,55	184,47	222,20	44,80	12,90	7,30	3,80		31,33	24,33	23,57	19,70		28,55	14,30	18,20	20,20	25,80		16,29
	Kontrolle	Einlotsent	169,30	21,05	48,24	193,19	232,71	48,40	12,60	5,60	4,80		31,00	22,00	21,20	18,83		27,82	11,60	20,20	22,50	24,20		14,82
	Kontrolle	Unbruch	137,08	16,37	37,52	150,30	181,04	37,70	11,40	3,10	2,30		27,43	24,23	21,57	17,73		26,02	14,20	17,60	21,00	24,20		15,72
	UFB	Altwerle	165,88	18,69	42,83	164,71	198,39	42,30	9,50	5,70	5,50		30,60	23,43	22,33	21,23		27,95	14,10	19,10	21,00	25,30		16,46
	UFB	Einlotsent	171,07	20,13	46,13	179,10	215,73	41,50	11,60	7,30	8,60		29,43	25,60	22,53	20,97		27,00	12,50	17,40	21,60	22,20		15,50
	UFB	Unbruch	160,44	20,34	46,62	188,02	226,48	40,90	12,10	9,20	6,90		28,30	23,83	23,97	21,23		26,23	11,80	17,00	19,10	20,10		14,51
	Einstau	Altwerle	183,81	20,74	47,53	168,40	202,84	43,50	12,30	6,50	4,40		29,03	23,20	22,83	19,57		26,73	15,10	19,50	21,80	25,10		17,22
	Einstau	Einlotsent	170,51	19,10	43,77	156,90	188,99	41,10	13,60	6,40	4,90		29,13	22,93	21,97	19,30		26,43	13,60	19,20	21,30	22,30		16,15
	Einstau	Unbruch	168,55	19,52	44,74	156,44	188,43	39,60	16,20	7,60	4,70		29,83	23,20	23,30	19,63		26,82	12,70	18,30	19,70	22,20		15,47
2019	Kontrolle	Altwerle	232,02	29,50	67,60	228,22	268,88	67,73	19,20	11,10			27,47	27,00	23,33			26,91	13,80	16,50	17,90			14,79
	Kontrolle	Einlotsent	169,71	23,19	53,14	181,59	218,73	51,52	15,72	5,40			25,30	25,73	24,40			25,33	13,90	16,40	16,10			14,60
	Kontrolle	Unbruch	156,19	21,42	49,09	158,73	191,19	52,36	12,13	3,82			25,07	25,50	22,90			25,03	13,40	17,10	17,60			14,29
	UFB	Altwerle	226,37	34,21	78,38	241,23	290,57	62,13	23,75	15,82			27,60	27,93	25,47			27,35	12,20	17,60	15,10			13,91
	UFB	Einlotsent	202,65	31,99	73,30	229,42	276,35	48,17	24,98	21,36			27,50	27,23	24,77			26,81	12,40	13,80	15,20			13,40
	UFB	Unbruch	210,45	31,83	72,95	243,04	292,75	51,44	25,00	22,48			24,53	27,63	23,47			25,07	11,80	14,40	15,50			13,30
	Einstau	Altwerle	208,43	28,61	65,57	206,89	249,20	49,29	20,38	15,29			26,20	26,70	23,53			25,84	13,90	17,40	17,20			15,33
	Einstau	Einlotsent	184,06	27,91	63,95	207,83	250,33	51,63	22,37	11,34			26,30	27,67	25,40			26,54	12,20	15,10	16,10			13,48
	Einstau	Unbruch	167,67	24,49	56,11	182,18	219,44	40,99	23,89	10,87			26,70	28,50	25,03			27,03	12,10	15,60	16,50			13,84
2020	Kontrolle	Altwerle	293,28	32,73	74,99	313,03	377,05	20,03	36,37	35,03	10,27		22,87	27,53	31,33	21,87		27,35	18,37	17,33	16,50	25,00		18,02
	Kontrolle	Einlotsent	228,19	26,08	59,76	270,90	326,31	19,83	29,38	25,25	9,35		23,27	30,03	28,20	20,70		26,84	16,73	14,33	18,83	21,13		17,02
	Kontrolle	Unbruch	203,66	21,57	49,43	291,69	282,69	13,53	28,35	22,65	8,45		21,27	29,30	29,97	21,63		27,13	19,53	15,07	17,73	21,27		17,44
	UFB	Altwerle	253,96	34,58	79,25	315,17	379,63	13,02	31,87	42,18	14,17		23,63	28,97	32,77	22,60		28,97	18,60	15,63	12,63	22,17		15,68
	UFB	Einlotsent	235,44	33,19	76,04	266,82	321,40	15,52	32,36	37,76	15,92		24,17	30,03	31,80	24,20		28,88	17,93	12,47	13,47	17,67		14,49
	UFB	Unbruch	245,72	35,57	81,52	294,23	354,41	16,80	37,27	38,17	14,22		23,13	31,53	29,83	22,95		28,45	17,53	10,77	13,87	21,85		14,43
	Einstau	Altwerle	322,72	37,52	85,98	349,52	421,00	25,53	37,17	39,97	13,22		24,70	28,67	31,73	22,40		28,14	17,57	16,97	16,43	21,27		17,41
	Einstau	Einlotsent	271,44	34,74	79,60	301,18	362,78	24,53	36,98	30,90	14,35		24,10	30,30	30,83	21,30		27,82	16,23	14,63	15,80	18,73		15,89
	Einstau	Unbruch	299,94	37,11	85,03	315,01	379,44	24,48	39,28	34,40	14,60		25,57	30,50	31,40	22,73		28,70	17,20	15,37	15,93	20,67		16,62

Hammelwarder Moor (Nedermoor)			1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.		1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.		1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.	
Jahr	Wasser	Ansaat	Kalium % i. TM					Mittelwert	Phosphor % i. TM					Mittelwert	Energie MJ NEL/ kg TM					Mittelwert
2017	Kontrolle	Altnarbe	1,94	1,29	1,76	1,26		1,64	0,41	0,31	0,39	0,41		0,38	5,87	5,97	5,35	6,01		5,76
	Kontrolle	Direktsaat	1,85	1,32	2,31	1,32		1,77	0,41	0,33	0,44	0,40		0,39	5,94	5,94	5,79	6,10		5,91
	Kontrolle	Umbruch	2,39	1,58	2,59	1,67		2,04	0,51	0,30	0,44	0,39		0,39	6,39	5,97	5,76	6,24		6,04
	UFB	Altnarbe	1,88	1,43	1,95	1,55		1,74	0,39	0,30	0,39	0,40		0,37	6,01	5,87	5,46	6,08		5,81
	UFB	Direktsaat	1,85	1,17	1,86	1,30		1,54	0,41	0,30	0,42	0,40		0,38	6,14	5,74	5,57	6,07		5,84
	UFB	Umbruch	2,28	1,16	1,58	1,34		1,55	0,51	0,30	0,38	0,39		0,38	6,38	5,94	5,90	6,21		6,06
	Einstau	Altnarbe	1,70	1,52	1,92	1,15		1,65	0,41	0,32	0,40	0,38		0,38	6,38	5,94	5,90	6,21		6,11
	Einstau	Direktsaat	1,71	1,08	1,73	1,27		1,48	0,41	0,32	0,42	0,41		0,39	6,28	5,90	5,52	6,06		5,91
	Einstau	Umbruch	2,08	1,45	1,91	1,39		1,71	0,46	0,34	0,39	0,38		0,39	6,43	6,06	5,82	6,09		6,09
2018	Kontrolle	Altnarbe	2,86	2,09	2,50	2,98		2,68	0,36	0,25	0,29	0,27		0,33	5,70	6,20	6,30	6,70		5,91
	Kontrolle	Direktsaat	2,74	2,28	2,85	3,31		2,71	0,31	0,25	0,26	0,30		0,29	5,60	6,50	6,50	6,80		5,91
	Kontrolle	Umbruch	2,91	2,17	2,54	3,47		2,76	0,38	0,23	0,23	0,26		0,30	6,10	6,30	6,50	7,00		6,20
	UFB	Altnarbe	2,74	2,15	2,19	2,89		2,61	0,31	0,24	0,27	0,32		0,30	5,70	6,30	6,40	6,40		5,91
	UFB	Direktsaat	2,62	2,46	2,42	2,81		2,60	0,30	0,25	0,29	0,31		0,29	5,80	6,00	6,40	6,50		5,98
	UFB	Umbruch	2,81	2,53	2,42	2,98		2,72	0,30	0,27	0,29	0,31		0,29	5,90	6,30	6,20	6,40		6,06
	Einstau	Altnarbe	2,60	2,32	2,29	2,70		2,52	0,38	0,25	0,30	0,31		0,31	5,90	6,30	6,50	6,60		6,08
	Einstau	Direktsaat	2,37	2,32	2,39	2,58		2,38	0,30	0,27	0,27	0,28		0,29	5,80	6,40	6,50	6,80		6,07
	Einstau	Umbruch	2,38	2,20	2,22	2,48		2,30	0,31	0,25	0,26	0,26		0,29	5,80	6,50	6,30	6,60		6,08
2019	Kontrolle	Altnarbe	2,09	3,08	2,08			2,28	0,29	0,34	0,30			0,30	6,20	5,40	6,30			6,05
	Kontrolle	Direktsaat	2,39	3,04	1,98			2,50	0,31	0,37	0,26			0,32	6,60	6,10	6,20			6,46
	Kontrolle	Umbruch	2,13	3,13	2,42			2,32	0,31	0,34	0,28			0,31	6,70	6,20	6,50			6,60
	UFB	Altnarbe	2,20	3,21	1,79			2,37	0,32	0,41	0,29			0,34	6,30	5,80	5,80			6,07
	UFB	Direktsaat	2,20	3,13	2,12			2,48	0,32	0,39	0,32			0,34	6,20	5,90	5,90			6,05
	UFB	Umbruch	2,28	3,08	2,17			2,46	0,29	0,38	0,38			0,32	6,70	5,90	6,10			6,36
	Einstau	Altnarbe	2,32	3,04	2,00			2,44	0,32	0,39	0,32			0,34	6,50	5,90	5,60			6,19
	Einstau	Direktsaat	2,27	2,90	2,27			2,44	0,31	0,38	0,30			0,33	6,40	5,90	5,80			6,19
	Einstau	Umbruch	2,15	3,05	1,95			2,41	0,29	0,40	0,28			0,32	6,40	5,80	5,80			6,12
2020	Kontrolle	Altnarbe	2,24	2,98	3,50	3,62		3,08	0,37	0,34	0,27	0,34		0,32	6,51	5,91	5,52	6,96		6,00
	Kontrolle	Direktsaat	2,28	3,12	3,50	3,80		3,23	0,34	0,35	0,24	0,32		0,31	6,70	5,81	6,09	6,92		6,23
	Kontrolle	Umbruch	2,28	2,82	3,97	4,02		3,22	0,32	0,31	0,25	0,38		0,30	6,84	5,77	5,92	6,95		6,15
	UFB	Altnarbe	2,37	2,84	3,53	3,17		3,11	0,36	0,35	0,31	0,40		0,34	6,58	5,87	5,09	6,57		5,73
	UFB	Direktsaat	2,11	2,23	3,04	2,96		2,63	0,31	0,33	0,30	0,40		0,33	6,58	5,66	5,38	6,37		5,79
	UFB	Umbruch	2,52	2,54	2,73	3,73		2,76	0,34	0,33	0,30	0,43		0,33	6,68	5,54	5,64	6,73		5,91
	Einstau	Altnarbe	2,14	2,96	3,63	3,01		3,02	0,35	0,34	0,28	0,36		0,32	6,52	5,94	5,63	6,78		6,06
	Einstau	Direktsaat	1,96	3,07	3,23	2,77		2,82	0,32	0,34	0,31	0,33		0,33	6,55	5,74	5,73	6,75		6,06
	Einstau	Umbruch	1,84	3,12	2,88	3,31		2,79	0,34	0,35	0,28	0,37		0,33	6,51	5,66	5,46	6,52		5,90

Anhang 12 Tabelle Alle Abfuhren von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Trockenmasse, Rohfaser und Rohprotein vom Ipweger Moor von 2017–2020

Ipweger Moor (Hochmoor)								TM-Erträge dt/ha (abs)					Rohfaser % i. TM						Rohprotein % i. TM					
Jahr	Wasser	Ansaat	N-Abfuhr	P-Abfuhr	P2O5-Abfuhr	K-Abfuhr	K2O-Abfuhr	1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.	1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.	Mittelwert	1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.	Mittelwert
2017	Kontrolle	Altnarbe	282,22	26,13	59,87	231,30	278,60	23,03	26,32	20,72	18,88		19,30	21,57	22,67	22,48		21,43	17,18	19,26	22,52	20,90		19,83
	Kontrolle	Direktsaat	266,69	24,33	55,76	257,95	310,70	23,02	26,08	20,77	17,80		20,47	22,96	22,76	23,32		22,33	16,02	18,92	21,70	19,88		19,01
	Kontrolle	Umbruch	205,08	23,98	54,95	191,83	231,06	8,65	21,18	20,12	19,55		17,66	19,82	23,49	23,58		21,67	21,44	15,89	20,61	17,65		18,44
	UFB	Altnarbe	283,44	26,42	60,55	268,03	322,85	21,87	26,60	22,28	16,18		19,86	22,39	24,21	23,80		22,48	19,67	20,73	21,27	19,52		20,38
	UFB	Direktsaat	282,42	31,73	72,71	255,27	307,49	28,15	26,42	21,58	17,72		20,63	22,07	24,23	24,34		22,56	15,78	19,88	20,84	19,53		18,80
	UFB	Umbruch	220,44	23,99	54,97	210,30	253,31	12,53	22,65	22,57	18,38		17,64	22,14	24,84	23,70		22,58	21,26	16,81	20,19	14,95		18,10
	Einstau	Altnarbe	239,67	25,00	57,28	209,76	252,66	25,88	26,90	19,65	16,77		20,71	22,64	24,55	23,18		22,60	13,65	18,63	18,55	16,64		16,79
	Einstau	Direktsaat	237,45	29,43	67,45	201,20	242,36	28,58	26,33	20,55	16,07		22,15	23,00	25,68	23,45		23,41	13,54	18,28	17,19	16,33		16,21
	Einstau	Umbruch	238,04	29,09	66,66	218,39	263,05	30,17	24,22	20,67	15,92		22,07	25,51	26,70	23,84		24,35	13,68	17,32	19,15	16,32		16,35
2018	Kontrolle	Altnarbe	158,67	21,13	48,43	155,36	187,14	35,80	10,70	9,80	5,20	1,90	22,83	25,07	29,00	20,35	17,00	23,78	13,40	16,90	15,60	25,40	24,30	15,64
	Kontrolle	Direktsaat	149,76	22,18	50,83	155,69	187,53	36,50	8,50	9,90	4,50	2,10	25,33	24,53	28,80	20,85	17,10	25,17	13,10	16,90	15,80	23,40	25,00	15,22
	Kontrolle	Umbruch	180,50	26,69	61,16	186,05	224,11	37,30	8,20	10,30	6,00	3,20	26,87	21,70	27,27	20,23	16,53	25,16	15,40	19,60	18,00	22,60	22,50	17,36
	UFB	Altnarbe	220,20	30,10	68,97	215,85	260,00	35,70	13,80	20,10	8,80	1,70	25,20	23,80	28,90	23,15	17,40	25,50	14,60	18,30	18,30	22,30	22,60	17,18
	UFB	Direktsaat	226,48	33,52	76,81	254,92	307,05	39,30	9,80	18,60	11,10	3,30	27,97	22,07	29,23	22,73	17,93	26,44	15,60	20,60	16,20	20,00	23,40	17,24
	UFB	Umbruch	180,05	29,85	68,40	201,41	242,60	33,90	7,80	18,60	8,80	2,80	26,63	21,93	28,67	21,15	18,10	25,64	14,00	19,90	13,50	20,20	23,80	15,65
	Einstau	Altnarbe	210,56	30,71	70,36	192,91	232,37	35,80	16,50	19,60	7,50	2,20	26,13	25,60	29,87	21,80	17,30	26,29	15,60	18,10	14,10	18,70	19,20	16,13
	Einstau	Direktsaat	205,80	33,81	77,48	261,37	314,83	35,50	9,50	25,30	10,00	3,90	26,20	23,93	28,93	21,68	17,53	25,83	14,40	18,70	13,50	17,90	19,70	15,28
	Einstau	Umbruch	200,51	29,66	67,95	205,88	247,99	35,50	10,30	25,90	7,30	2,60	27,87	21,80	29,07	21,63	16,67	26,57	13,70	21,60	14,10	17,60	19,50	15,36
2019	Kontrolle	Altnarbe	209,15	26,44	60,58	218,93	263,71	35,70	19,90	14,20			24,63	23,97	25,67			24,65	16,00	22,50	20,30			18,73
	Kontrolle	Direktsaat	193,85	25,40	58,20	205,34	247,34	31,00	19,80	14,10			23,27	24,33	25,03			23,98	15,70	20,80	22,20			18,67
	Kontrolle	Umbruch	182,04	23,05	52,81	199,85	240,73	32,50	20,40	11,60			22,30	23,87	24,23			23,14	15,60	20,00	19,20			17,64
	UFB	Altnarbe	265,09	40,77	93,42	288,29	347,25	36,60	29,60	29,80			24,80	28,10	28,63			27,01	15,90	19,30	16,90			17,26
	UFB	Direktsaat	297,60	44,33	101,57	342,29	412,30	47,20	28,90	35,60			25,47	26,17	27,60			26,33	13,40	18,70	19,30			16,65
	UFB	Umbruch	261,69	45,61	104,52	370,49	446,26	44,70	29,10	37,50			24,23	23,27	28,27			25,34	14,00	16,40	14,20			14,69
	Einstau	Altnarbe	235,14	31,24	71,59	242,40	291,98	40,30	26,40	23,40			25,30	27,30	26,07			26,09	14,20	19,10	16,80			16,31
	Einstau	Direktsaat	241,95	37,26	85,38	285,27	343,61	52,20	27,00	22,60			25,33	25,80	27,10			25,85	12,60	17,50	16,90			14,85
	Einstau	Umbruch	260,14	39,94	91,51	285,84	344,30	53,20	27,90	28,00			26,50	26,77	27,60			26,85	13,70	17,80	14,30			14,90
2020	Kontrolle	Altnarbe	219,88	27,39	62,76	247,41	298,02	4,83	41,27	28,52	1,18		21,33	27,70	24,73	22,43		26,10	20,30	16,57	19,67	26,77		18,13
	Kontrolle	Direktsaat	249,96	30,20	69,19	263,32	317,18	5,80	43,82	33,13	1,07		19,07	26,37	26,07	20,77		25,67	23,93	16,60	20,10	28,23		18,64
	Kontrolle	Umbruch	247,93	29,71	68,09	257,73	310,44	6,88	43,75	30,62	1,57		18,47	28,80	26,97	23,63		27,17	26,77	16,27	19,93	27,67		18,71
	UFB	Altnarbe	289,23	42,71	97,87	271,92	327,53	36,68	42,60	34,38	2,97		28,53	29,33	27,57	22,43		28,39	16,53	13,76	15,76	24,70		15,50
	UFB	Direktsaat	324,21	49,25	112,86	298,59	359,66	42,68	46,22	41,20	4,87		26,70	29,97	28,13	22,83		28,12	13,87	13,87	16,23	25,63		15,01
	UFB	Umbruch	278,55	48,43	110,98	316,58	381,33	40,40	49,25	40,15	3,25		25,83	30,33	26,13	21,00		27,47	12,07	12,50	14,00	23,30		13,08
	Einstau	Altnarbe	258,92	38,28	87,72	274,77	330,97	36,33	41,03	36,35	2,48		25,67	29,97	27,27	21,70		27,60	13,57	13,07	14,50	25,00		13,93
	Einstau	Direktsaat	270,11	39,28	90,01	250,02	301,16	39,33	41,58	37,42	3,13		24,50	30,40	27,33	23,37		27,36	12,57	12,83	15,60	24,43		13,90
	Einstau	Umbruch	303,30	40,03	91,72	236,33	284,66	43,97	47,07	40,77	3,32		26,27	31,27	27,47	22,50		28,28	13,73	12,73	14,87	26,07		14,03

Ipweger Moor (Hochmoor)			1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.		1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.		1. S.	2. S.	3. S.	4. S.	5. S.	
Jahr	Wasser	Ansaat	Kalium %i. TM					Mittel-wert	Phosphor %i. TM					Mittel-wert	Energie MJ NEL/kg TM					Mittel-wert
2017	Kontrolle	Altnarbe	2,45	2,70	2,96	2,25		2,60	0,36	0,24	0,31	0,27		0,29	6,68	6,61	6,34	6,46		6,53
	Kontrolle	Direktsaat	2,84	3,06	3,21	2,59		2,94	0,29	0,23	0,27	0,34		0,28	6,56	6,40	6,24	6,42		6,41
	Kontrolle	Umbruch	3,33	3,39	2,61	1,98		2,76	0,53	0,27	0,33	0,36		0,35	7,03	6,59	6,33	6,41		6,52
	LFB	Altnarbe	3,24	2,97	3,19	2,91		3,08	0,32	0,26	0,30	0,36		0,30	6,79	6,57	6,17	6,35		6,48
	LFB	Direktsaat	2,76	3,13	2,32	2,53		2,72	0,36	0,27	0,35	0,39		0,34	6,57	6,46	6,04	6,45		6,40
	LFB	Umbruch	3,38	2,61	2,59	2,74		2,76	0,42	0,27	0,29	0,33		0,32	6,92	6,39	6,24	6,28		6,41
	Einstau	Altnarbe	1,75	2,77	2,47	2,47		2,35	0,25	0,24	0,29	0,38		0,28	6,52	6,32	6,03	6,41		6,33
	Einstau	Direktsaat	1,63	2,85	2,05	2,33		2,20	0,34	0,28	0,28	0,41		0,32	6,48	6,20	5,88	6,33		6,24
	Einstau	Umbruch	2,40	2,72	2,19	2,19		2,40	0,30	0,30	0,31	0,40		0,32	6,43	6,10	5,98	6,44		6,24
2018	Kontrolle	Altnarbe	2,42	2,19	2,18	3,56	2,85	2,45	0,33	0,35	0,25	0,44	0,44	0,33	6,90	6,30	6,20	7,30	7,50	6,74
	Kontrolle	Direktsaat	2,53	2,16	2,20	3,71	3,10	2,53	0,37	0,36	0,27	0,44	0,46	0,36	6,60	6,40	6,20	7,00	7,30	6,56
	Kontrolle	Umbruch	2,99	2,15	2,43	3,69	3,04	2,86	0,44	0,39	0,28	0,47	0,43	0,41	6,50	6,80	6,50	7,20	7,30	6,64
	LFB	Altnarbe	2,84	2,26	2,31	3,64	2,83	2,69	0,41	0,36	0,28	0,46	0,48	0,38	6,50	6,50	6,40	7,00	7,30	6,55
	LFB	Direktsaat	3,26	2,38	2,74	3,69	3,50	3,10	0,44	0,36	0,31	0,47	0,52	0,41	6,30	6,80	6,20	6,90	7,30	6,46
	LFB	Umbruch	2,94	2,45	2,24	3,51	3,60	2,80	0,44	0,41	0,31	0,50	0,56	0,42	6,50	6,70	6,10	7,10	7,30	6,52
	Einstau	Altnarbe	2,32	2,41	2,09	3,08	2,74	2,36	0,41	0,41	0,28	0,38	0,42	0,38	6,70	6,20	6,00	7,00	7,40	6,48
	Einstau	Direktsaat	3,19	2,75	2,89	3,59	3,33	3,10	0,46	0,42	0,29	0,44	0,45	0,40	6,50	6,30	5,90	6,90	7,30	6,38
	Einstau	Umbruch	2,45	2,60	2,34	3,26	2,97	2,52	0,38	0,41	0,31	0,39	0,41	0,36	6,40	6,80	6,00	6,90	7,40	6,40
2019	Kontrolle	Altnarbe	2,93	3,79	2,74			3,14	0,36	0,44	0,34			0,38	6,70	6,80	6,30	-	-	########
	Kontrolle	Direktsaat	3,06	3,60	2,78			3,16	0,39	0,43	0,34			0,39	6,90	6,60	6,20			6,66
	Kontrolle	Umbruch	2,98	3,40	2,90			3,10	0,36	0,38	0,31			0,36	7,00	6,70	6,50			6,82
	LFB	Altnarbe	2,79	3,35	2,92			3,00	0,40	0,48	0,40			0,42	6,70	6,30	5,70			6,27
	LFB	Direktsaat	2,63	3,73	3,10			3,06	0,36	0,49	0,37			0,40	6,60	6,40	5,60			6,23
	LFB	Umbruch	2,97	3,44	3,67			3,33	0,39	0,44	0,41			0,41	6,60	6,50	5,70			6,27
	Einstau	Altnarbe	2,46	3,06	2,67			2,69	0,36	0,43	0,23			0,35	6,50	6,30	5,70			6,23
	Einstau	Direktsaat	2,31	3,58	3,01			2,80	0,32	0,46	0,36			0,37	6,50	6,40	5,70			6,30
	Einstau	Umbruch	2,20	3,23	2,81			2,62	0,32	0,48	0,34			0,37	6,40	6,40	5,70			6,22
2020	Kontrolle	Altnarbe	3,00	3,24	3,33	3,59		3,26	0,37	0,35	0,37	0,51		0,36	6,88	5,85	6,42	6,32		6,14
	Kontrolle	Direktsaat	3,31	3,22	3,00	3,41		3,14	0,41	0,35	0,36	0,52		0,36	6,99	6,03	6,22	6,47		6,18
	Kontrolle	Umbruch	3,42	2,92	3,30	3,45		3,11	0,43	0,32	0,39	0,52		0,36	7,23	5,59	6,02	6,25		5,90
	LFB	Altnarbe	2,88	2,36	1,69	2,57		2,33	0,39	0,34	0,36	0,52		0,37	6,30	5,75	5,89	6,39		5,98
	LFB	Direktsaat	2,07	2,50	1,99	2,61		2,21	0,35	0,35	0,38	0,51		0,36	6,38	5,66	5,75	6,42		5,94
	LFB	Umbruch	2,39	2,89	1,77	2,04		2,38	0,33	0,38	0,37	0,47		0,36	6,37	5,72	6,01	6,56		6,02
	Einstau	Altnarbe	2,70	2,53	1,83	2,55		2,36	0,33	0,33	0,32	0,45		0,33	6,45	5,64	5,87	6,52		5,98
	Einstau	Direktsaat	2,45	2,26	1,43	1,97		2,06	0,30	0,33	0,33	0,45		0,32	6,52	5,59	5,80	6,29		5,97
	Einstau	Umbruch	2,24	1,82	1,14	1,72		1,75	0,30	0,27	0,31	0,45		0,30	6,50	5,51	5,61	6,12		5,88

Anhang 14 Tabelle alle Bewirtschaftungsmaßnahmen im Hammelwarder Moor von 2017–2020

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2017							
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
19. Mai.	1. Mahd	27. Mrz	Volldünger	300 kg/ha	Walzen + Striegeln		
27. Jun.	2. Mahd	01. Jun	KAS	230 kg/ha			
16. Aug.	3. Mahd	10. Jul	Gülle	15 qm/ha			
27. Sep.	4. Mahd						

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2018							
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
18. Mai.	1. Mahd	07. Mrz	Gülle	20 qm/ha			
		27. Mrz	KAS	200 kg/ha			
		27. Mrz	60ger Kali	150 kg/ha			
3. Jul.	2. Mahd	13. Jun	KAS	180 kg/ha			
		13. Jun	60ger Kali	90 kg/ha			
22. Aug.	3.Mahd	11. Jul	KAS	170 kg/ha			
17. Okt.	4. Mahd						

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2019							
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
14. Mai	1. Mahd	01. Mrz	Gülle	20 qm/ha			
		01. Apr	KAS	130 kg/ha			
25. Jun	2. Mahd	16. Mai	Gülle	17 qm/ha			
		22. Mai	KAS	120 kg/ha			
23. Aug	3. Mahd						
		06. Sep			Nachsaat 40kg/ha		
		13. Sep	KAS	80 kg/ha			
		13. Sep	60ger Kali	100 kg/ha			

Hammelwarder Moor Alle Varianten 2020							
Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
8. Mai.	1. Mahd	17. Jan				PSM ARVALIN 2kg/ha	Lege flinte
		23. Mrz	Schwefeldünger	200 kg/ha			
		08. Apr			Nachsaat 20kg/ha		
		14. Apr			Walzen		
23. Jun.	2. Mahd	15. Mai	Gülle	16 qm/ha			
12. Aug.	3. Mahd	01. Jul	Gülle	18 qm/ha			
		07. Jul	KAS	140 kg/ha			
21. Sep.	4. Mahd						

Anhang 15 Tabelle Alle Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ipweger Moor von 2017–2020

Ipweger Moor Alle Varianten 2017

Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
		16. Mrz			Striegeln im Umbruch		
18. Mai.	1. Mahd	27. Mrz	NPK	480 kg/ha			
		31. Mrz			Nachsaat 8kg/ha + Walzen		
27. Jun.	2. Mahd	23. Mai	NPK	480 kg/ha			
2. Aug.	3. Mahd	05. Jul	KAS	200 kg/ha			
27. Sep.	4. Mahd	15. Aug	Gülle	15 cm/ha			

Ipweger Moor Alle Varianten 2018

Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
		08. Feb	Gülle K	18 cm/ha			
14. Mai.	1. Mahd						
		19. Mrz	Gülle U u. A	18 cm/ha			
		10. Apr	NPK	280 kg/ha			
16. Jun.	2. Mahd	28. Mai	NPK	270 kg/ha			
		30. Mai	Gülle	18 cm/ha			
31. Jul.	3. Mahd	20. Jun			Walzen		
		21. Jun	NPK	300 kg/ha			
6. Nov.	5. Mahd	24. Sep	Gülle	15 cm/ha			Nur ein halbvolles Güllefas konnte die Variante "Unterflur" befahren, Daher ist dieser Aufwand x2 zu berechnen
		10. Nov			Walzen		

Ipweger Moor Unterflur und Kontroll-Varianten 2019

Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
		01. Mrz	Gülle	18 cm/ha			
24. Mai	1. Mahd	05. Apr	KAS	130 kg/ha			
		10. Apr			Walzen		
26. Jun	2. Mahd	28. Mai	Gülle	15 cm/ha			
		08. Jun	KAS	100 kg/ha			
23. Aug	3. Mahd	11. Jul	KAS	180 kg/ha			
		11. Jul	60ger Kali	230 kg/ha			

Ipweger Moor Anstau-Variante 2019

Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
24. Mai	1. Mahd	05. Apr	KAS	210 kg/ha			
			60ger Kali	100 kg/ha			
		10. Apr			Walzen		
26. Jun	2. Mahd	28. Mai	Gülle	15 cm/ha			
		08. Jun	KAS	100 kg/ha			
23. Aug	3. Mahd	11. Jul	KAS	180 kg/ha			
		11. Jul	60ger Kali	230 kg/ha			

Ipweger Moor Alle Wasser-Varianten 2020

Datum	Mahd	Datum	Düngung	Zugabe	Pfege	sonst	Bem.
		17. Jan				PSM ARVALIN 2kg/ha	Legeflinte
26. Mai.	1. Mahd	23. Mrz	Gülle	18 cm/ha			
		06. Apr			Nachsaat 20kg/ha + Walzen		
		20. Apr	KAS	120 kg/ha			
16. Jul.	2. Mahd	04. Jun	Gülle	18 cm/ha			
		09. Jun	KAS	120 kg/ha			
14. Sep.	3. Mahd	20. Jul			Walzen		
			KAS	200 kg/ha			
26. Okt.	4. Mahd						

Ipweger Moor Kontrolle 2020

26. Mai.	1. Mahd	06. Apr			Neuansaat 40kg/ha + Walzen		
		23. Mrz	Gülle	18 cm/ha			
16. Jul.	2. Mahd						
14. Sep.	3. Mahd	20. Jul	KAS	150 kg/ha	Walzen		
26. Okt.	4. Mahd/Mulchen						

Anhang 16 Abbildung Exaktversuchsfläche Hammelwarder Moor

Anhang 17 Abbildung Exaktversuchsfläche Ipweger Moor

Hammelwarder Moor	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	UFB	UFB	UFB	UFB	UFB	UFB	Anstau	Anstau	Anstau	Anstau	Anstau	Anstau
15.05.2017	Altnarbe	Altnarbe	Direktsaat	Direktsaat	Umbruch	Umbruch	Altnarbe	Altnarbe	Direktsaat	Direktsaat	Umbruch	Umbruch	Altnarbe	Altnarbe	Direktsaat	Direktsaat	Umbruch	Umbruch
Gräser	a-c	d-f	a-c	d-f	a-c	d-f	a-c	d-f	a-c	d-f	a-c	d-f	a-c	d-f	a-c	d-f	a-c	d-f
Alopecurus pratense	53	55	23	51	18	10	25	30	35	34	10	5	47	35	35	26	16	10
Lolium perenne		5	10	10	24	20	5	10	16	15	20	20	5	18	10	15	20	20
Festuca pratense								3	5	5	5						3	
Phleum pratense		5	5	23	18	28	5	1	10	5	18	60			10	19	33	40
Elymus repens	8	5	20	2	5		10	5					2	2				
Holcus lanatus	10	10	10	5		10	5	15	5				10	7	10	10		
Poa trivialis	20	10	20	5	15	20	24	30	10	35	12	10	30	18	15	23	15	20
Poa pratense														+	7		1	
Poa annua		+																
Calamagrostis canescens		1		1				+					1	10	1			
Alopec. geniculatus																		
Phalaris arundinacea		1												+				
Kräuter	9	8	12	3	20	12	26	6	19	6	35	5	5	10	12	7	12	10
Achillea millefolium																		
Rumex crispus	2					2	1		1		1		1					
Urtica dioica																		
Taraxacum officinalis									+									
Stellaria media	3	+	9	1	18	7	12	4	15	2	31	4	2	+	6	2	12	7
Capsella bursa pastoris																		
Cardamine pratensis	1	2	1	+	1	1	10	+	+	1		+		2	3		+	+
Rumex acetosa		1	1	1	+	1	2		1	1	2	+	1	1	2	2	+	1
Lamium purpureum																		
Ranunculus repens	2	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	7	1	1		1
Polygonum aquatica	1							1		1		+			+	2		1
Trifolium repens		1							1									
Summe %	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Narbendichte (1-9)	5	5	7	6	7	7	6	7	6	6	6	7	5	4	6	6	6	5
Lückigkeit %	5	3	5	10	5	5	10	5		3				10	5		10	
Mängel im Stand	3	3	3	3	3	3	5	4	4	3	3	5	5	5	4	4	3	3

Anhang 19 Tabelle Bonitur Ipweger Moor 2017

Ipweger Hochmoor	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	UFB	Anstau
17.05.2017	Altnarbe	Altnarbe	Altnarbe	Altnarbe	Altnarbe	Altnarbe	Direktsaat	Direktsaat	Direktsaat	Umbruch	Umbruch	Umbruch
Gräser	a	b	c	d	e	f	a	b	c	a-f	a-f	a-f
Alopecurus pratense												10
Lolium multiflorum	20		40	20	20	30	12	3	15	5		5
Lolium perenne	5	2	10	10	5	20	15	5	13	5	5	15
Festuca pratense	10	2	10	3	15	5	3	2				
Phleum pratense				10	13	3	10	1	20	1	15	15
Elymus repens	2	2	2	5	12	3	20	36	10	4	10	10
Holcus lanatus	36	75	8	15	5	5	+	14		+		
Poa trivialis	2						+	1		5		
Poa pratense	10	3	10	10	3	8	10	5	5			
Calamagrostis canescens												
Alopec. geniculatus												
Achillea millefolium												
Phalaris arundinacea												
Kräuter	15	16	20	27	27	26	30	33	37	80	70	45
Achillea millefolium	1	2	3	1	1	1						
Rumex crispus	2	1		2			1	1				
Urtica dioica		+										
Taraxacum officinalis	2	3	2	6	3	6	8	7	2	+	+	5
Stellaria media	4	1	8	12	10	12	15	18	30	60	65	40
Capsella bursa pastoris				1	4	1	3	3	2	10		
Cardamine pratensis	1	2	1	1	2	1	1	1		5		+
Rumex acetosa				1	2	1						
Lamium purpureum	4	5	5	2	4	2	2	3	3	5	5	
Ranunculus repens		1	+	1	+	2						+
Polygonum aquatica												
Trifolium repens	1	1	1	-	1	-						
Summe %	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Narbendichte (1-9)	6	5	6	6	6	6	5	6	5	1	1	1
Lückigkeit %	5	10	5	5	10	3	10	20	10	60	60	60
Mängel im Stand	3	4	3	3	4	2	4	5	4	7	7	7

	Ipweger Moor									Hammelwarder Moor									
	Kontrolle			Einstau		UFB				Kontrolle			Einstau		UFB				
	Altnar	Direkt	Umbru	Altnar	Direkt	Umbru	Altnar	Direkt	Umbru	Altnar	Direkt	Umbru	Altnar	Direkt	Umbru	Altnar	Direkt	Umbru	
Ipweger Moor	IKA	IKD	IKU	IGA	IGD	IGU	IUA	IUD	IUU	HKA	HKD	HKU	HGA	HAGD	HGU	HUA	HUD	HUU	
Festuca pratensis	Wiesenschwingel	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Lolium perenne	Deutsches Weidelg	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53	53
Phleum pratense	Lieschgras	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
Poa pratensis	Wiesenrispe	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alopecurus geniculi	Knick-Fuchsschwa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0
Alopecurus pratens	Wiesen-Fuchsschw	0	0	0	1,5	0	5	5	0	45	15,5	10	58,5	32,5	25	44	37,5	0	40
Anthoxanthum odo	Gewöhnliches Ruc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
Elymus repens	(Kriech-Quecke)	17,5	4	0	4	0	19	1,5	0,5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Festuca pratensis	(Wiesen-Schwingel	0	1	0	0	0	2	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Holcus lanatus	(Wolliges Honiggra	0	3	0	4	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lolium multiflorum	Welsches Weidelg	40	30	3	30	20	2,5	25	27,5		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lolium perenne	(Deutsches Weidel	16,5	33,5	72,5	27	42,5	45,5	7,5	45	74	7,5	62,5	60	7,5	33,5	39	2,5	35	42,5
Phleum pratense	(Wiesen-Lischgras)	9	17,5	21	7	21	40	4	12,5	15	0	7,5	16,5	0	9	21	0	9	7,5
Phalaris	(Glanzgras)	0	0	0	0	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Poa annua	(Einjährige Rispe)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Poa pratensis	(Wiesenrispe)	2,5	0,5	0	12,5	5	1	0	0,5	0	0	0	0	3,5	0	0	0	0	1
Poa trivialis	(Gemeine Rispe)	0	0	0	2,5	5	5	1,5	0	1,5	33	7,5	10	25	17,5	14	44	10	3,5
übrige Gräser		17,5	7	0	11,5	11,5	6	52	6,5	2	83	23	20	83,5	50	39	88,5	47,5	43,5
Gräser		85,5	89,5	96,5	88	100	97	88,5	92	97,5	90,5	93	96,5	94,5	92,5	99	91	91,5	94,5
Achillea millefoliur	(Gemeine Schafgarl	0,5		0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bellis perennis	(Gänseblümchen)	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cardamine pratensi	(Wiesenschaumkra	1,5	0,5	0	4	6	1,5	2	1,5		2			1,5	1		1,5	1	0,5
Cerastium holostec	(Gewöhnliches Hor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glechoma hederace	(Gundermann)	1,5		0	1	0	0	0,5			0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lamium purpureum	(Purpurrote Taubne	0,5	0,5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus ficaria	(Scharbockskraut)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	1	3	0,5		2	0,5
		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus repens	(Kriechender Hahn	1,5	1	0,5	3	2		3,5		0,5	6	3	3	3	1		5	2,5	3
Rumex acetosa	(Wiesen-Sauerramp	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	1		0	2	0,5	0
Rumex crispus	(Krauser Ampfer)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,5	0	0	0	0,5	
Rumex obtusifolius	(Stumpfblättiger Ar	3,5	3	1,5	1	0	0	0,5	1,5		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stellaria media	(Gewöhnliche Vogelmiere)			0,5		0	0	0,5			0	0	0		0	0	0	0	0
Taraxacum officinal	(Löwenzahn)	4	4	1	3	2		4	2,5	1	0	0,5	0			0	0	0	0
Trifolium pratense	(Wiesenklee/Rotkl	0,5		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trifolium repens	(Weißklee)	0	0	0	0	0	0	1	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urtica dioica	(Große Brennessel)	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kräuter		14	10,5	3,5	12,5	10	3	14	7	2	9,5	4,5	3,5	7	5	1,5	9,5	6,5	4
Gräser + Kräuter		99,5	100	100	100,5	110	100	102,5	99	99,5	100	97,5	100	101,5	97,5	100,5	100,5	98	98,5
übrige Gräser + Kräuter		31,5	17,5	3,5	24	21,5	9	66	13,5	4	92,5	27,5	23,5	90,5	55	40,5	98	54	47,5
Anteil Gräser		85,9292929	89,4939494	96,5	87,5693069	91,0294604	97	86,3809524	92,9292929	97,9949495	90,5	95,3157895	96,4746475	93,0873786	94,9021465	98,5148515	90,5643564	93,3333333	95,9690722
Mängel im Stand		6	4,5	3	4	3,5	3,5	6	3	2,5	5	3	2,5	6	4	4,5	4,5	3,5	4,5
Deckungsgrad Gräser		67,5	71,5	81,5	67,5	75	77,5	65,5	75	84	72,5	80	84	75	77,5	80	80	80	80
Narbendichte		3,5	5	5	5	5,5	5	4,5	6	6,5	6,5	6	5	6,5	7	6	6	5,5	6,5
Bodenfeuchte		6	6	6	7	7	7	6	6	6	6,5	6	6	7,25	6	6,5	6	6	6,75

Ipweger Moor	Hammelwarder Moor	HKAS	HKAN	HKDS	HKDN	HKUS	HKUN	HUAS	HUAN	HUDS	HUDN	HUUS	HUUN	HGAS	HGAN	HGDS	HGDN	HGUS	HGUN
Gräser	**Gräser**	1.1. 1-3	1.1. 4-6	2.1. 1-3	2.1. 4-6	3.1. 1-3	3.1. 4-6	1.2. 1-3	1.2. 4-6	2.2. 1-3	2.2. 4-6	3.2. 1-3	3.2. 4-6	1.3. 1-3	1.3. 4-6	2.3. 1-3	2.3. 4-6	3.3. 1-3	3.3. 4-6
Alopecurus geniculatus	Alopecurus geniculatus																		
Alopecurus pratensis	Alopecurus pratensis	31	40	23	25	15	20	60	49	25	27	12	25	53	50	35	15	20	20
Anthoxanthum odoratum	Anthoxanthum odoratum				+								+						
Calamagrostis canescens	Calamagrostis canescens																1		
Elymus repens	Elymus repens	20	5	2		5			5		3			3	3				
Festuca pratensis	Festuca pratensis																10		
Holcus lanatus	Holcus lanatus	20	10		3	15	8	20	15	3	12			1	28	2		+	2
Holcus mollis	Holcus mollis					5	17	+	10										
Juncus spec.	Juncus spec.								+										
Lolium multiflorum	Lolium multiflorum																		
Lolium perenne	Lolium perenne	5	15	35	50	44	25	7	10	44	29	30	25	5	7	25	45	30	52
Phleum pratense	Phleum pratense			30	10	10	10			20	15	47	36			27	20	46	20
Phalaris arundinacea	Phalaris arundinacea										5			3	3				1
Poa annua	Poa annua																		
Poa pratensis	Poa pratensis			5		2	3		5	3	3	2	10		3	3	5		
Poa trivialis	Poa trivialis	5	25		5		5	3						20	7		1		
Summe Gräser	Summe Gräser	*81*	*95*	*95*	*93*	*96*	*88*	*90*	*94*	*95*	*94*	*91*	*96*	*85*	*101*	*92*	*97*	*96*	*95*
Kräuter	**Kräuter**																		
Achillea millefolium	Achillea millefolium																		
Bellis perennis	Bellis perennis																		
Cardamine pratensis	Cardamine pratensis	1	+	+	+	+		1	+	1	1	1	+	1		1		+	
Cerastium holosteoides	Cerastium holosteoides	1				+		+		1		1				+			+
Glechoma hederacea	Glechoma hederacea	+		+				+				1		1		+		+	
Lamium purpureum	Lamium purpureum																		
Lychnis flos-cuculi	Lychnis flos-cuculi						+												
Polygonum aviculare	Polygonum aviculare						2		+				1						
Ranunculus ficaria	Ranunculus ficaria										+			+					
Ranunculus repens	Ranunculus repens	4	4	1	+	1	+	2	1		+	3	2	1	8	2		1	+
Rumex acetosa	Rumex acetosa	2	1		6	3	10	4	3	2	3	3	2	3	2	2	4	3	5
Rumex crispus	Rumex crispus	2		3				1	2	1		1		4	+	1		+	+
Rumex obtusifolius	Rumex obtusifolius																		
Stellaria media	Stellaria media	2	+		+									+		1			
Taraxacum officinale	Taraxacum officinale	1			+					+						+			
Trifolium pratense	Trifolium pratense																		
Trifolium repens	Trifolium repens																		
Urtica dioica	Urtica dioica																		
Symphytum officinale	Symphytum officinale	6		1				2		1		2		4		1			
Summe Kräuter	Summe Kräuter	*13*	*5*	*4*	*6*	*4*	*12*	*8*	*6*	*5*	*4*	*10*	*5*	*10*	*10*	*7*	*4*	*4*	*5*
Summe %	Summe %	*94*	*100*	*99*	*99*	*100*	*100*	*98*	*100*	*100*	*98*	*101*	*101*	*95*	*111*	*99*	*101*	*100*	*100*
Mängel im Stand	**Mängel im Stand**																		
Deckungsgrad Gräser	**Deckungsgrad Gräser**																		
Narbendichte	**Narbendichte**																		
Wuchshöhe [cm]	**Wuchshöhe [cm]**	45		40	40	50	33	50	50	40	40	35	38	50	60	85	40	40	40
Bodenfeuchte	**Bodenfeuchte**																		

Hammelwarder Moor	HKAS	HKAN	HKDS	HKDN	HKUS	HKUN	HUAS	HUAN	HUDS	HUDN	HUUS	HUUN	HGAS	HGAN	HGDS	HGDN	HGUS	HGUN
Gräser	1.1. 1-3	1.1. 4-6	2.1. 1-3	2.1. 4-6	3.1. 1-3	3.1. 4-6	1.2. 1-3	1.2. 4-6	2.2. 1-3	2.2. 4-6	3.2. 1-3	3.2. 4-6	1.3. 1-3	1.3. 4-6	2.3. 1-3	2.3. 4-6	3.3. 1-3	3.3. 4-6
Alopecurus geniculatus										1		2					2	
Alopecurus pratensis	35	50	28	20	20	15	35	70	30	55	40	50	58	46	35	43	35	70
Anthoxanthum odoratum																		
Calamagrostis canescens							4		5							2		
Elymus repens																		
Festuca pratensis	4		5		5				5	2			5		2			
Holcus lanatus	30	44	15	75	15	80	35	28	10	20	25		20	30	5	40	18	10
Holcus mollis																		
Juncus spec.								+				1						
Agrostis stolonifera						2	10										5	10
Lolium perenne			35	3	48	3	2	1	40	12	30	15	2	3	35	5	28	3
Phleum pratense	2		10		10				5	8	2	30			10		5	2
Phalaris arundinacea				1	1						1	1		1				
Poa annua																		
Poa pratensis									3	2					10			
Poa trivialis	10	5	4	1	2		10	1	2	1		2	10	20	2	10	15	5
Summe Gräser	*81*	*99*	*97*	*100*	*101*	*100*	*96*	*100*	*100*	*101*	*98*	*101*	*95*	*100*	*99*	*100*	*108*	*100*
Kräuter																		
Achillea millefolium																		
Bellis perennis																		
Cardamine pratensis	2	+	1				1		+				+		+			
Cerastium holosteoides																		
Glechoma hederacea	8						2				2		+					
Lamium purpureum																		
Lychnis flos-cuculi											+							
Polygonum aviculare	+																	
Ranunculus ficaria				+						+								
Ranunculus repens	1												1	+				
Rumex acetosa	1	1	1				1				+		1					
Rumex crispus	1		1	1			+	+			+							
Rumex obtusifolius																		
Stellaria media							+											
Taraxacum officinale	+												+					
Trifolium pratense																		
Trifolium repens																		
Urtica dioica																		
Symphytum officinale	6												3			+		
Summe Kräuter	*19*	*1*	*3*	*1*	*0*	*0*	*4*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*5*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*
Summe %	*100*	*100*	*100*	*101*	*101*	*100*	*100*	*100*	*100*	*101*	*100*	*101*	*100*	*100*	*99*	*100*	*108*	*100*
Mängel im Stand	6	6	3	6	3	8	5	7	4	5	5	6	3	6	3	4	3	6
Deckungsgrad Gräser	70	75	90	75	85	45	80	80	80	70	80	65	90	70	90	90	90	70
Narbendichte	5	5	7	6	7	3	6	5	6	5	7	6	7	4	7	6	7	4
Wuchshöhe [cm]	20	30	28	15	25	15	20	20	28	20	25	20	33	25	35	25	33	26
Bodenfeuchte																		

Hammelwarder Moor	IGA	IGD	IGU	IGA	IGD	IGU	IUA	IUD	IUU	IUA	IUD	IUU	IKA	IKD	IKU	IKA	IKD	IKU
Gräser	1.3.1-3	2.3.1-3	3.3.1-3	1.3.4-6	2.3.4-6	3.3.4-6	1.2.1-3	2.2.1-3	3.2.1-3	1.2.4-6	2.2.4-6	3.2.4-6	1.1.1-3	2.1.1-3	3.1.1-3	1.1.4-6	2.1.4-6	3.1.4-6
Alopecurus geniculatus						!						+						
Alopecurus pratensis								3	2		1	2						
Anthoxanthum odoratum																		
Calamagrostis canescens																		
Elymus repens	10	12		18	10	3	10	1	10	20	1	2						30
Festuca pratensis		15	8															
Holcus lanatus	25		10	20	10	32	45	5	12	35	3	3						
Lolium multiflorum	20		20	20	15	10	15	10	10	10	30	7						
Lolium perenne	5	20	20	5	15	10	5	44	25	3	34	46						
Phleum pratense		15	20	10	12	20		25	20		15	30						
Phalaris arundinacea																		
Poa annua			1		1	+	+	+	+		+							
Poa pratensis	20	20	15	10	17	8	15	7	5	20	7	5						
Poa trivialis	1	1			10	3	1	1										
Summe Gräser	*81*	*83*	*94*	*83*	*90*	*86*	*91*	*96*	*84*	*88*	*91*	*95*						*30*
Kräuter																		
Achillea millefolium	1		1	2		1	1	+	1	+		+						3
Bellis perennis				5	1		1	+	1	+		+						
Capsella bursa-pastoris				1	1			+	1	+								
Cardamine pratensis	2	1	2	3	2	1	3	1		2	1							20
Cerastium holosteoides																		
Chenopodium album					+													5
Glechoma hederacea	1	2	+	2	+			+		4	1							2
Lamium purpureum								+		+								
Lythrum salicaria					2	+												
Ranunculus repens	2	+	1	1	1	1	1			1	1	1						
Rumex acetosa						+												
Rumex crispus			+															
Rumex obtusifolius				+	+	1		1		+	3	3						30
Stellaria media	1	1	+	1	1	1	1	1	1	3	1							
Taraxacum officinale	3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	1						10
Trifolium repens					+													
Urtica dioica							1											
Summe Kräuter	*10*	*6*	*6*	*17*	*10*	*7*	*9*	*4*	*5*	*12*	*9*	*5*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*70*
Summe %	*91*	*89*	*100*	*100*	*100*	*93*	*100*	*100*	*89*	*100*	*100*	*100*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*100*
Mängel im Stand	5	4	4	5	5	5	4	3	3	6	4	3						9
Deckungsgrad Gräser	80	80	85	80	75	80	90	90	90	70	80	90						20
Narbendichte	6	5	6	6	5	5	5	6	6	4	6	7						2
Wuchshöhe [cm]	25	35	40	30	25	25	30	30	20	20	30	30						10
Bodenfeuchte																		

Anhang 24 Tabelle Berechnungsgrundlagen

Berechnungsgrundlagen	Einheit	variable und ant. feste Maschinenkosten			Mittelwert Akh/ha	Mittelwert € je Einheit
		2018	2019	2020		
Ø Lohnansatz	€/AKh	19,00	20,00	21,00	1,57	**20,00 €**
Grünlanderneuerung mit Umbruch	€/ha	298,80	301,93	319,11	2,49	**312,81**
Grünlanderneuerung mit Direktsaat	€/ha	195,84	195,28	211,06	0,64	**201,14**

hrliche Gesamtkosten der Grünlanderneuerung, abhängig von Verfahren und Nutzungsdauer:		Umbruch	Direktsaat
Nutzungsdauer 20 Jahre, jährliche Wiedergewinnungskosten (Annuität, KWF = 0,07688)	WF = 0,07688	**24,05**	**15,46 €**
Nutzungsdauer 15 Jahre, jährliche Wiedergewinnungskosten (Annuität, KWF=0,15161)	WF = 0,09311	**29,13**	**18,73 €**
Nutzungsdauer 10 Jahre, jährliche Wiedergewinnugnskosten (Annuität, KWF=0,19388)	WF = 0,12638	**39,53**	**25,42 €**
Nutzungsdauer 5 Jahre, jährliche Wiedergewinnugnskosten (Annuität, KWF=0,27874)	WF = 0,22779	**71,26**	**45,82 €**

Anhang 25 Tabelle Referenzbewirtschaftung Niedermoor

Referenzbewirtschaftung auf Niedermoorgrünland

Nutzung:	Mähweide - 4 Nutzungen (2x Grassilage für Milchviehfütterung)		
Datum der 1. Nutzung:	15. Mai		
Energieertrag	47.164 MJ NEL/ha	(Mittelwert aus vier Standortgruppen (Marsch, Sand, Nieder- und Hochmoor)	
Düngung:	101 kg N/ha	19 m^3 Rindergülle/ha	
P/K Düngung:	4 kg P_2O_5/ha		
	60 kg K_2O/ha		

Zur Ermittlung der Herstellungskosten werden folgende Werte genutzt:		€/ha	€/MJ NEL
Variable Herstellungskosten nach Richtwert-Deckungsbeiträge 2017 bis 2020		502,36 €	0,0123 €
Anteilige Maschinenfestkosten nach Richtwert-Deckungsbeiträge 2017 bis 2020		397,80 €	0,0098 €
Lohnanspruch 20,00 €/AKh	für 10,30 Akh/ha	206,00 €	0,0051 €
Flächenkosten (350 €/ha Pacht + 56 €/ha Abgaben - 266 €/ha Prämie)		140,00 €	0,0034 €
Vollkosten in €/ha bzw. €/MJ NEL Ertragsverlust:		**1.246,16 €**	**0,0306 €**
	Ersatzkostenwert in €/GJ NEL Ertragsverlust:	**30,58 €**	

Anhang 26 Tabelle Referenzbewirtschaftung Hochmoor

Referenzbewirtschaftung auf Hochmoorgrünland

Nutzung:	Mähweide - 4 Nutzungen (4 x Grassilage für Milchviehfütterung)		
Datum der 1. Nutzung:	15. Mai		
Energieertrag	40.756 MJ NEL/ha	(Mittelwert aus vier Standortgruppen (Marsch, Sand, Nieder- und Hochmoor)	
Düngung:	93 kg N/ha	43 m^3 Rindergülle/ha	
P/K Düngung:	30 kg P_2O_5/ha		
	112 kg K_2O/ha		

Zur Ermittlung der Herstellungskosten werden folgende Werte genutzt:		€/ha	€/MJ NEL
Variable Herstellungskosten nach Richtwert-Deckungsbeiträge 2017 bis 2020		504,72 €	0,0124 €
Anteilige Maschinenfestkosten nach Richtwert-Deckungsbeiträge 2017 bis 2020		406,89 €	0,0100 €
Lohnanspruch 20,00 €/AKh	für 10,65 Akh/ha	213,00 €	0,0052 €
Flächenkosten (300 €/ha Pacht + 56 €/ha Abgaben - 266 €/ha Prämie)		140,00 €	0,0034 €
Vollkosten in €/ha bzw. €/MJ NEL Ertragsverlust:		**1.264,61 €**	**0,0310 €**
	Ersatzkostenwert in €/GJ NEL Ertragsverlust:	**31,03 €**	

Anhang 27 Tabelle Vergleich der Kosten für Ersatzfutterbeschaffung sowie Mehr-/Minderaufwand - Differenz zur Referenzfläche Niedermoor Altnarbe

Leistungen und Kosten	brutto	netto	Differenz	Energieertrag	Differenz der Kostenstruktur je Hektar			Ergebnis	
Hammelwarder Niedermoor	MJ NEL/ha 2017-2020	MJ NEL/ha/a 15% Verluste	von Referenz MJ NEL/ha/a	Relativ von Referenz	Differenz der Ersatzkosten	Differenz der Maschinenkosten	Rücklagen für Wasserhaltung	Kostendifferenz je Hektar	Gesamtkosten
				47.164				a + b + c	a + b + c
		Ersatzkostenwert je MJ NEL:		*0,0306 €*	€ / ha (a)	€ / ha (b)	€ / ha d)	€ / ha	€ je GJ NEL
Kontrollvariante	**194.665**	**41.366**		**88**	-265,95 €	-39,02 €	0,00 €	**-216,32 €**	**37,56 €**
Altnarbe	221.949	47.164	0	100		0,00 €	0,00 €	0,00 €	30,58 €
Direktsaat	190.783	40.541	-6.623	86	-202,52 €	-45,82 €	0,00 €	-248,34 €	36,86 €
Umbruch	171.263	36.393	-10.771	77	-329,37 €	-71,26 €	0,00 €	-400,63 €	45,25 €
UFB	**192.785**	**40.967**		**87**	-189,51 €	-100,19 €	-740,21 €	**-1.029,91 €**	**55,60 €**
Altnarbe	190.744	40.533	-6.631	86	-202,78 €	-87,02 €	-740,21 €	-1.030,01 €	56,16 €
Direktsaat	198.554	42.193	-4.971	89	-152,03 €	-102,48 €	-740,21 €	-994,72 €	53,11 €
Umbruch	189.058	40.175	-6.989	85	-213,73 €	-111,07 €	-740,21 €	-1.065,01 €	57,53 €
Grabeneinstau	**213.010**	**45.265**		**96**	-58,09 €	-59,46 €	-238,60 €	**-356,15 €**	**35,47 €**
Altnarbe	222.257	47.230	65	100	2,00 €	-43,51 €	-238,60 €	-280,11 €	32,32 €
Direktsaat	208.807	44.371	-2.793	94	-85,40 €	-62,24 €	-238,60 €	-386,24 €	36,79 €
Umbruch	207.966	44.193	-2.971	94	-90,87 €	-72,64 €	-238,60 €	-402,10 €	37,30 €
a) Abweichung in MJ NEL (netto) * Ersatzkostenwert in €/MJ NEL									
b) Aufwand Spezial-Machinenkosten: doppelter Aufwand Gülleausbringung , Umbruch , Direktsaatkosten!									
c) Annuität der Wiedergewinnung bei 25 Jahre Nutzungsdauer für Einrichtung der Grabeneuntsaue, UFB incl. Wasserpumpsysteme für jeweils 5 Hektar-Feldblock									

Anhang 28 Tabelle Vergleich der Kosten für Ersatzfutterbeschaffung sowie Mehr-/Minderaufwand - Differenz zur Referenzfläche Hochmoor Altnarbe

Leistungen und Kosten	brutto	netto	Differenz	Energieertrag	Differenz der Kostenstruktur je Hektar			Ergebnis	
Ipweger Hochmoor	MJ NEL/ha 2017-2020	MJ NEL/ha/a 15% Verluste	von Referenz MJ NEL/ha/a	Relativ von Referenz	Differenz der Ersatzkosten	Differenz der Maschinenkosten	Rücklagen für Wasserhaltung	Kostendifferenz je Hektar	Gesamtkosten
				40.756				a + b + c	a + b + c
		Ersatzkostenwert je MJ NEL:		*0,0310 €*	€ / ha (a)	€ / ha (b)	€ / ha c)	€ / ha	€ / GJ NEL
Kontrollvariante	**190.642**	**40.511**		**99**	-11,37 €	-39,02 €	0,00 €	**-46,60 €**	**32,43 €**
Altnarbe	191.791	40.756	0	100		0,00 €	0,00 €	**0,00 €**	**31,03 €**
Direktsaat	196.473	41.751	995	102	30,87 €	-45,82 €	0,00 €	**-14,94 €**	**30,65 €**
Umbruch	183.661	39.028	-1.728	96	-53,61 €	-71,26 €	0,00 €	**-124,86 €**	**35,60 €**
UFB	**247.386**	**52.570**		**129**	366,59 €	-105,19 €	-740,21 €	**-478,81 €**	**33,32 €**
Altnarbe	234.439	49.818	9.063	122	281,22 €	-87,02 €	-740,21 €	**-546,01 €**	**36,34 €**
Direktsaat	264.398	56.185	15.429	138	478,76 €	-117,48 €	-740,21 €	**-378,94 €**	**29,25 €**
Umbruch	243.322	51.706	10.950	127	339,79 €	-111,07 €	-740,21 €	**-511,49 €**	**34,35 €**
Grabeneinstau	**245.853**	**52.244**		**128**	356,48 €	-59,46 €	-238,60 €	**58,41 €**	**23,18 €**
Altnarbe	231.220	49.134	8.379	121	259,99 €	-43,51 €	-238,60 €	**-22,12 €**	**26,19 €**
Direktsaat	253.749	53.922	13.166	132	408,54 €	-62,24 €	-238,60 €	**107,70 €**	**21,46 €**
Umbruch	252.589	53.675	12.920	132	400,89 €	-72,64 €	-238,60 €	**89,66 €**	**21,89 €**

Anhang 29 Abbildung Neuanlage der Exaktversuchsfläche im Ipweger Moor. Links Altnarbe, Mitte Direktsaat und Rechts wird gerade die Variante Flachumbruch angelegt

Anhang 30 Abbildung Nässebildung in der Wasservariante UFB im Hammelwarder Moor in den Wiederholungen 4 - 6, am 27.08.2020

Anhang 31 Abbildung Farbfoto vom Grünlandzustand nach dem Mäusebefall im Winter 2019/20 in der Kontrollvariante im Ipweger Moor, Aufgenommen am: 15.01.2020

Anhang 32 Abbildung Vergleich der beiden Wasservarianten Kontrolle (rechts im Bild) und der Wasservariante UFB (links im Bild), nach dem Mäusebefall im Winter 2019/2020 im Ipweger Moor. In der Bildmitte ist das Haubenlager zusehen. Aufgenommen am 11.02.2020