



SCHLUSSBERICHT

MOORuse

Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern - Etablierung, Klimarelevanz & Umwelteffekte, Verwertungsmöglichkeiten und Wirtschaftlichkeit

(FKZ 64 b –U8639.1-2015/8-14)
Laufzeit 03.2016 – 31.12.2022

T. Eickenscheidt, C. Bockermann, D. Bodenmüller, T. Großkinsky, S. Gutermuth, M. Hafner, H. Hartmann, C. Hartung, H. Heuwinkel, M. Kapfer, J. Krimmer, M. Krus, C. Kuchler, D. Kuptz, D. Lohr, R. Mack, U. Mäck, S. Mann, E. Meinken, C. Moning, E. Rist, C. Schön, T. Schröder, A. Schumann, W. Theuerkorn, C. Zollfrank, & M. Drösler



AUTOREN UND INSTITUTIONEN

T. Eickenscheidt¹, C. Bockermann¹, D. Bodenmüller¹, T. Großkinsky², S. Gutermuth¹, M. Hafner³, H. Hartmann⁴, C. Hartung^{5,6}, H. Heuwinkel⁵, M. Kapfer⁷, J. Krimmer⁸, M. Krus², C. Kuchler⁴, D. Kuptz⁴, D. Lohr⁶, R. Mack⁴, U. Mäck⁹, S. Mann¹, E. Meinken⁶, C. Moning¹⁰, E. Rist⁴, C. Schön⁴, T. Schröder¹, A. Schumann⁹, W. Theuerkorn¹¹, C. Zollfrank¹², & M. Drösler¹

¹ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Institut für Ökologie und Landschaft, Peatland Science Centre

² Fraunhofer- Institut für Bauphysik (IBP), Arbeitsgruppe Feuchtmanagement

³ Donaumoos Zweckverband

⁴ Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Abteilung Biogene Festbrennstoffe

⁵ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Professur für Boden und Standortkunde, Fakultät Land- und Ernährungswirtschaft

⁶ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Institut für Gartenbau, Professur für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Fakultät Gartenbau und Lebensmitteltechnologie

⁷ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Umweltökonomik und Ressourcenschutz

⁸ Johann Krimmer Samen und Pflanzen für naturnahes Grün.

⁹ Arbeitsgemeinschaft Schwäbisch Donaumoos e.V. (ARGE Donaumoos)

¹⁰ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Institut für Ökologie und Landschaft, Professur für Zoologie

¹¹ Typha Technik Naturbaustoffe

¹² Technische Universität München, TUM Campus Straubing für Biotechnologie und Nachhaltigkeit, Lehrstuhl für Biogene Polymere

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

Projektleitung:

Prof. Dr. Matthias Drösler
Peatland Science Centre
Professur für Vegetationsökologie,
Institut für Ökologie und Landschaft
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Am Hofgarten 1,
85354 Freising
Tel. +0049 8161 71-6260
E-Mail: matthias.droesler@hswt.de

Projektkoordination:

Dr. Tim Eickenscheidt
Peatland Science Centre
Professur für Vegetationsökologie,
Institut für Ökologie und Landschaft
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Am Hofgarten 1,
85354 Freising
Tel. +0049 8161 71-6266
E-Mail: tim.eickenscheidt@hswt.de

Der vorliegende Schlussbericht kann auf der Internetseite der HSWT, Peatland Science Centre unter <https://www.hswt.de/forschung/forschungseinrichtungen/institut-fuer-oekologie-und-landschaft/peatland-science-centre/psc-videos-downloads> kostenfrei heruntergeladen werden.

Zitationsvorschlag:

Eickenscheidt T, Bockermann C, Bodenmüller D, Großkinsky T, Gutermuth S, Hafner M, Hartmann H, Hartung C, Heuwinkel H., Kapfer M, Krimmer J, Krus M, Kuchler C, Kuptz D, Lohr D, Mack R, Mäck U, Mann S, Meinken E, Moning C, Rist E, Schön C, Schröder T, Schumann A, Theuerkorn W, Zollfrank C, & Drösler M (2023): MOORuse - Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern - Etablierung, Klimarelevanz & Umwelteffekte, Verwertungsmöglichkeiten und Wirtschaftlichkeit, Abschlussbericht, 254 p. doi: 10.5281/zenodo.10778063.

DANKSAGUNG

Unser besonderer Dank gilt den Landwirten Herrn Ludwig Büchler, Herrn Jochen Krauss und Herrn Josef Ziegeltrum für die Bereitstellung der Untersuchungsflächen sowie für ihre tatkräftige Unterstützung bei allen technischen Projektbelangen. Ein weiterer besonderer Dank gilt den ehemaligen technischen Mitarbeitern Fehmi Eroglu, Andreas Linß, Felix Lipp und Moritz Then für ihr unerschöpfliches Engagement zur Erreichung unserer Projektziele. Belinda Strahl möchten wir für ihre Mitarbeit im Modul 4 danken. Weiterhin möchten wir uns bei Florian Brunner für seine tatkräftige und visionäre Unterstützung beim Flächenmanagement am Standort LM bedanken.

Wir danken zudem der Freisinger Stadtwerke Versorgungs-GmbH für die Übernahme eines Teils der angefallenen Stromkosten für den Versuchsstandort im Freisinger Moos.

Ein weiterer besonderer Dank gilt den BFD- und FÖJ'lern der Professur für Vegetationsökologie für ihre tatkräftige Hilfe bei allen Feldarbeiten und den THG-Messungen: Luisa Lorenz, Rene Hartmann, Tizian Christmann, Johannes Rothenstein, Jonah Kammerlohr, Lena Heusinger, Lukas Koch, Max Habermeyer, Clara Mennes, Gregor Chojetzki, Jan Steppe, Kerstin Steinleitner, Luisa Huesmann, Arthur Krieg, Johannes Friedrich, Katharina Wild, Lea Walter, Luis Bauer, Tobias Höllerer, Anna Portune, Susanne Bauer, Vincent Chaillie, Paul Fricke, Julia Wirtz, Clara Kircher, Katharina Singer, Lena Kaiser, Luis Heske und Paul Backes. Die Autoren danken zudem Vasilis Dandikas, Diana Andrade, Ellen Redderberg, Sebastian Hüttl, Johanna Barth, Claudia Bieloch, Anke Aschmann und Natascha Siddiqui (Institut für Landtechnik und Tierhaltung, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft) für ihre Unterstützung bei den Biogas-Versuchen. Außerdem danken wir Carina Lemke (Technische Universität München), Fabio Mathony, Valentin Schürger, Annekatriin Dawuidow, Benedikt Hagl, Christian Brüderlein, Marie Plaschka und Veronika Aschenthaler (Hochschule Weihenstephan Triesdorf) für ihre Hilfe bei der Ernte der Biomasseproben und Probenaufbereitung.

Weiterhin möchten wir uns bei den Herstellerfirmen GUNTAMATIC Heiztechnik GmbH sowie ETA Heiztechnik GmbH für deren Bereitstellung der im Modul 3.2 verwendeten Biomassekessel bedanken.

INHALTSVERZEICHNIS

Autoren und Institutionen	2
Danksagung	3
Inhaltsverzeichnis	4
Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	13
Abkürzungen	15
Kurzzusammenfassung	16
Zusammenfassung	17
Projektstruktur und Aufgabenstellung	22
1 Modul	24
1.1 Einführende Standortbeschreibung	24
1.1.1 Versuchsstandort Freisinger Moos (FSM)	24
1.1.2 Versuchsstandort Riedhausen	29
1.1.3 Versuchsstandort Langenmosen	32
1.2 Etablierung und Management von Paludikulturen	36
1.2.1 Einleitung	36
1.2.2 Fragestellungen und Ziele	37
1.2.3 Material und Methodik	37
1.2.4 Ergebnisse	43
1.2.5 Diskussion	47
1.2.6 Weiterführender Forschungsbedarf	51
2 Modul	52
2.1 Klimarelevanz von Paludikulturen	52
2.1.1 Einleitung	52
2.1.2 Fragestellungen und Ziele	54
2.1.3 Material und Methodik	54
2.1.4 Ergebnisse	57
2.1.5 Diskussion	66
2.1.6 Weiterführender Forschungsbedarf	70
2.2 Biodiversität	71
2.2.1 Floristische Biodiversität	71
2.2.2 Faunistische Biodiversität	80
3 Modul	99
3.1 Ertragsleistung von Paludikulturen	99
3.1.1 Einleitung	100
3.1.2 Fragestellungen und Ziele	100
3.1.3 Material und Methodik	100
3.1.4 Ergebnisse	102

3.1.5 Diskussion	109
3.1.6 Weiterführender Forschungsbedarf	112
3.2 Thermische Verwertung	113
3.2.1 Einleitung.....	113
3.2.2 Fragestellungen und Ziele	114
3.2.3 Material und Methodik.....	115
3.2.4 Ergebnisse.....	118
3.2.5 Diskussion	124
3.2.6 Weiterführender Forschungsbedarf	127
3.3 Biogasnutzung.....	128
3.3.1 Einleitung.....	128
3.3.2 Fragestellungen und Ziele	129
3.3.3 Material und Methodik.....	129
3.3.4 Ergebnisse.....	131
3.3.5 Diskussion	139
3.3.6 Weiterführender Forschungsbedarf	140
3.4 Torfersatzstoffe	141
3.4.1 Einleitung.....	141
3.4.2 Fragestellungen und Ziele	142
3.4.3 Material und Methodik.....	142
3.4.4 Ergebnisse.....	143
3.4.5 Diskussion	154
3.4.6 Weiterführender Forschungsbedarf	155
3.5 Biogene Polymere	156
3.5.1 Einleitung.....	156
3.5.2 Fragestellungen und Ziele	156
3.5.3 Material und Methodik.....	157
3.5.4 Ergebnisse.....	159
3.5.5 Diskussion	167
3.5.6 Weiterführender Forschungsbedarf	167
3.6 Dämm- und Baustoffplatten	168
3.6.1 Einleitung.....	168
3.6.2 Fragestellungen und Ziele	169
3.6.3 Material und Methodik.....	170
3.6.4 Ergebnisse.....	170
3.6.5 Diskussion	178
3.6.6 Weiterführender Forschungsbedarf	179
3.7 Einstreu	180
3.7.1 Einleitung.....	180
3.7.2 Fragestellungen und Ziele	181
3.7.3 Material und Methodik.....	181
3.7.4 Ergebnisse.....	184
3.7.5 Diskussion	191
3.7.6 Weiterführender Forschungsbedarf	192

3.8 Raufutter	193
3.8.1 Einleitung	193
3.8.2 Fragestellungen und Ziele	195
3.8.3 Material und Methodik.....	195
3.8.4 Ergebnisse.....	196
3.8.5 Diskussion	202
3.8.6 Weiterführender Forschungsbedarf	202
4 Modul.....	203
4.1 Einleitung.....	203
4.2 Fragestellungen und Ziele.....	204
4.3 Material und Methodik.....	204
4.3.1 Datengrundlage	204
4.3.2 Methode.....	205
4.4 Ergebnisse	206
4.4.1 Paludikulturanbau	206
4.4.2 Anpassung der Betriebsverfahren und Betriebskosten bei einer Umstellung auf Paludikulturen.....	216
4.4.3 Eigenmechanisierung Erntegerät.....	222
4.5 Diskussion	225
4.6 Weiterführender Forschungsbedarf.....	226
5 Zusammenfassende Diskussion	227
6 Output Indikator	229
7 Öffentlichkeitsarbeit	230
8 Veröffentlichungen aus dem Projekt.....	233
8.1 Peer Review Veröffentlichungen.....	233
8.2 Peer Review Veröffentlichungen in Vorbereitung	233
8.3 Forschungsberichte und Konferenzartikel	233
8.4 Bachelor- und Masterarbeiten	234
9 Literaturverzeichnis.....	235
10 Anhang	242

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1 Die Projektstruktur des Forschungsvorhabens MOORuse gliedert sich in vier Haupt-Module die je nach Testgebiet (Freisinger Moos, Bayerisches Donaumoos, Schwäbisches Donaumoos) unterschiedliche Arbeitspakete (AP) beinhalten.....	23
Abbildung 2 Luftbild des Untersuchungsstandorts im Freisinger Moos aus dem Jahr 2018. Deutlich erkennbar sind die Etablierungsversuche sowie im linken Bereich des Bildes die Anlage zur automatischen Messung der THG-Flüsse.....	25
Abbildung 3 Einbau der Unterflurbewässerung am Versuchsstandort Freisinger Moos. Linkes Bild: Mittels umgebauten Grubber werden die Tropfschläuche in 20 cm Bodentiefe abgelegt. Bild Mitte: Alle 40 cm sind die Tropfschläuche mit einem Quer Rohr verbunden. Rechtes Bild: Provisorisch aufgestellte, selbstreinigende Filteranlage sowie Modul zur Steuerung der Unterflurbewässerung.....	25
Abbildung 4 Bodenprofile vom Versuchsstandort FSM. Die drei Profile wurden über die Versuchsfläche randomisiert angelegt um die räumliche Heterogenität abzubilden. Die Einfärbung der Horizonte (nach KA5) entspricht der Munsell Farbscala zum Zeitpunkt der Bodenaufnahme am 06. September 2021.	26
Abbildung 5 Änderung der wichtigsten Bodenphysikalischen und – chemischen Parameter in den oberen 100 cm Profiltiefe am Standort FSM (n=3).	27
Abbildung 6 Einbau der Grabenverschlüsse aus Kunststoffspundwänden am Versuchsstandort RH.	29
Abbildung 7 Grundwasserstands-Ganglinien am Standort RH vor und nach den Wiedervernässungsmaßnahmen	30
Abbildung 8 Bodenprofile vom Versuchsstandort RH. Die drei Profile wurden über die Versuchsfläche randomisiert angelegt um die räumliche Heterogenität abzubilden. Die Einfärbung der Horizonte (nach KA5) entspricht der Munsell Farbscala zum Zeitpunkt der Bodenaufnahme am 07. September 2021.	31
Abbildung 9 Änderung der wichtigsten bodenphysikalischen und - chemischen Parameter in den oberen 100 cm Profiltiefe am Standort RH (n=3).	31
Abbildung 10 a und b) Durchtrennung bzw. Entfernen der ehemaligen Drainagerohre im Bereich der gesamten Versuchsfläche. c) Angelegter, mäandrierender Graben zur Einleitung des Bewässerungswassers. d) Wassergefüllter Querverteiler oberhalb der gepflanzten <i>Typha angustifolia</i> Versuchsfläche unmittelbar nach der Wassereinleitung.	32
Abbildung 11 Grundwasserstands-Ganglinien am Standort LM vor und nach der Wiedervernässungsmaßnahme.....	33
Abbildung 12 Bodenprofile vom Versuchsstandort LM. Die drei Profile wurden über die Versuchsfläche randomisiert angelegt um die räumliche Heterogenität abzubilden. Die Einfärbung der Horizonte (nach KA5) entspricht der Munsell Farbscala zum Zeitpunkt der Bodenaufnahme am 09. September 2021.	34
Abbildung 13 Änderung der wichtigsten Bodenphysikalischen und - chemischen Parameter in den oberen 100 cm Profiltiefe am Standort LM (n=3).	35
Abbildung 14 Schematische Darstellung des teilrandomisierten Blockexperiments zur Durchführung des Etablierungs-versuchs am Versuchsstandort FSM. Da mit Ausnahme der Spätsommereinsaat für die Pflanzenart <i>Phalaris arundinacea</i> alle weiteren Pflanzenarten in den Saatversuchen im Winter 2016/2017 ausgefallen waren, sind sie in der schematischen Darstellung nicht mehr enthalten.	38
Abbildung 15 a) Mittels Umkehrfräse wird die alte Grasnarbe vollständig in den Unterboden eingearbeitet. b) Mittels Kreiselgrubber wird das Saat- bzw. Pflanzbett unkrautfrei gehalten. c) Unmittelbar vor der Pflanzung oder Aussaat wird das Pflanz- bzw. Saatbett mit einer Wiesenwalze rückverfestigt.	38
Abbildung 16 Dippelwalze zum Anlegen der Pflanzlöcher. Auf die Walze werden in den gewünschten Reihenabständen Metallringe aufgespannt, welche wiederum mit Metallstempeln ausgestattet sind. Über die Anzahl der montierten Stempel kann der Pflanzabstand in der Reihe eingestellt werden.	39
Abbildung 17 Manuelle Pflanzung der unterschiedlichen Parzellen im FSM.	39
Abbildung 18 Fünfreiheige Speziaisaatmaschine (Anfertigung durch die Lfl Landtechnik) für Saatstärken von < 2 kg ha ⁻¹	40
Abbildung 19 Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen sowie das ursprünglich umgesetzte Etablierungsdesign am Standort Langenmosen. Die Blöcke wurden von Nord nach Süd mit <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Carex acutiformis</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> und <i>Typha angustifolia</i> angelegt.	42
Abbildung 20 Auswirkung des Pflanzverbands auf die mittlere Ertragsleistung der Paludikulturen in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der zweiten Y-Achse, rechts in der Grafik stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.	46
Abbildung 21 Auswirkung der Aussaatstärke auf die mittlere Ertragsleistung der Paludikulturen in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der zweiten Y-Achse, rechts in der Grafik stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.	48

Abbildung 22 Jahresverläufe der Grundwasserstände in den drei Spundwandbecken der automatischen THG Messanlage am MOORuse Standort Freisinger Moos in 2020 und 2021. Abgebildet sind die 0,5 stündlichen Mittelwerte der gemessenen GWL der je vier Paludikultur Varianten pro Spundwandbecken.	57
Abbildung 23 Jahresverläufe der Grundwasserstände der Paludikultur Varianten in den manuellen THG Messflächen der wiedervernässten MOORuse Standorte a) Freisinger Moos (FSM) 2019, b) Langenmosen (LM) 2021 und c) Riedhausen (RH) 2021. Achtung: Unterschied in Skalierung der y-Achsen.	58
Abbildung 24 Jahresverläufe der modellierten CO ₂ Flüsse der Paludikultur Varianten in den manuellen THG Messflächen der wiedervernässten MOORuse Standorte a) Langenmosen (LM) und b) Riedhausen (RH) in 2021. Flusswerte der Ökosystematmung (Reco), der Photosyntheseleistung (GPP) und des daraus resultierenden Netto-Ökosystem-Austausch (NEE) sind in g CO ₂ -C m ⁻² d ⁻¹ angegeben. Der kumulative Netto-Ökosystem-Austausch (NEE) ist auf der zweiten y-Achse als g CO ₂ -C m ⁻² a ⁻¹ angegeben. Die gestrichelte Linie zeigt den Zeitpunkt der Winterernte im Dezember 2021 an; im Par-LM zusätzlich die Sommerernte im Juni 2021. Die Schneeperiode von 04.-27.01.2021 ist blau eingefärbt.	61
Abbildung 25 Jahresverläufe der gemessenen CH ₄ Flüsse der Paludikultur Varianten in den manuellen THG Messflächen der wiedervernässten MOORuse Standorte im Donaumoos in 2021 a) Langenmosen (LM) und b) Riedhausen (RH). Flusswerte sind für die jeweiligen drei Versuchswiederholungen der Pflanzenart mit Standardfehler in mg CH ₄ m ⁻² h ⁻¹ angegeben. Achtung: Unterschied in Skalierung der y-Achsen.	62
Abbildung 26 Jahresverläufe der gemessenen (n=25) und modellierten (0,5 h) LAI Werte beispielhaft für die Paludikultur Varianten Carex Replikat 9 (a) und Typha Replikat 9 (b) aus dem Spundwandbecken der automatischen THG Messanlage am Standort Freisinger Moos im Jahr 2020.	63
Abbildung 27 Jahresverläufe der gemessenen (n=30) und modellierten (0,5 h) NDVI Werte beispielhaft für die Paludikultur Varianten Carex Replikat 9 (a) und Typha Replikat 9 (b) aus dem Spundwandbecken der automatischen THG Messanlage am Standort Freisinger Moos im Jahr 2020.	64
Abbildung 28 Biomasseerträge (Trockenmasse) der Paludikultur Varianten im Spundwandbecken der automatischen THG Messanlage am Standort Freisinger Moos für das Jahr 2020 und 2021. Werte der Trockenmasse (TM) sind in t ha ⁻¹ und mit Standardabweichung der drei Wiederholungen angegeben.	64
Abbildung 29 Abhängigkeit der Gesamtemissionen aller im Projekt MOORuse untersuchten Paludikulturen (GWP in CO ₂ -Äquivalenten auf Basis IPCC AR4) vom Jahresmittel des Grundwasserstands (GWL in cm zur Geländeoberfläche). Positive GWP repräsentieren eine Netto Quelle, negative GWP repräsentieren eine Netto Senke von Treibhausgasen.	66
Abbildung 30 Einsparpotenzial von Paludikulturen auf (teil-)wiedervernässten Niedermoorstandorten aus dem Projekt MOORuse im Vergleich zur derzeitigen Nutzung als Ackerland (in Deutschland klimaschädlichste Nutzungsform) und Grünland (in Deutschland häufigste Nutzungsform) (Tiemeyer et al. 2020).	67
Abbildung 31 Nichtlineare-Abhängigkeit des GWP's zum GWL. Dargestellt ist der aus dem GAM modellierte Smoother für den GWL. Die Punkte stellen die partiellen Residuen da (effective degrees of freedom = 5.49; n=83).	69
Abbildung 32 Deckungen der Artengruppen (nasse Variante) im Vergleich: Zielart, Feuchteliebende Arten, Störzeiger.	75
Abbildung 33 Verteilung der Fallenstandorte (Mehrfachnennung über die drei Fangperioden inklusive) für die Erfassung der Laufkäfer auf die angelegten Paludikulturen unterteilt nach untersuchten Wasserständen.	83
Abbildung 34 a) Durchschnittliche Zahl der Laufkäferarten je Fallenleerung bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen. b) Gesamtbiomasse der Laufkäferarten je Fallenleerung bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.	87
Abbildung 35 a) Summen der Laufkäferarten aufgegliedert nach Arten mit geringer (eurytope) und hoher (stenotope) Lebensraumbindung bezogen auf die Untersuchten Vegetationstypen. b) Summen ungefährdeter und gefährdeter Laufkäferarten bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.	87
Abbildung 36 Anzahl der untersuchten Fallenleerungen, unterteilt nach Leerungen ohne und mit Nachweis von gefährdeten Laufkäferarten bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.	87
Abbildung 37 Durchschnittliche Anzahl der Laufkäferarten (a) und die durchschnittliche Biomasse von Laufkäfern (Abtropfgewicht, b) je Fallenleerung bezogen auf die untersuchten Wasserstandsstufen.	88
Abbildung 38 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS), welche die Artengemeinschaften der Laufkäfer je Fallenstandort darstellt.	88
Abbildung 39 Durchschnittliche Zahl der Heuschreckenarten je Probetranssekt bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen (a). Durchschnittliche Zahl der Heuschreckenindividuen je Probetranssekt bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen (b).	90
Abbildung 40 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS), welche die Artengemeinschaften der Heuschrecken je Probetranssekt darstellt.	90
Abbildung 41 a) Verteilung der Individuendichten der Langfühlerschrecken in den untersuchten Vegetationstypen. b) Verteilung der Individuendichten der Kurzfühlerschrecken in den untersuchten Vegetationstypen.	91
Abbildung 42 Ertragsentwicklung in den Pflanzversuchen am Standort FSM mit und ohne Düngung in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der rechten Y-Achse stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.	104

Abbildung 43 Ertragsentwicklung in den Aussaatversuchen am Standort FSM mit und ohne Düngung in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der rechten Y-Achse stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.	106
Abbildung 44 Verlauf der Nitrat (NO ₃) Konzentration im Bodenwasser nach Düngerapplikation in den Jahren 2019, 2020 und 2021. Die gestrichelte rote Linie zeigt den aktuellen NO ₃ Grenzwert für Trinkwasser.	107
Abbildung 45 Verlauf der Diphosphorpentoxid (P ₂ O ₅) Konzentration im Bodenwasser nach Düngerapplikation in den Jahren 2019, 2020 und 2021.	108
Abbildung 46 Verlauf der Sulfat (SO ₄) Konzentration im Bodenwasser nach Düngerapplikation in den Jahren 2019, 2020 und 2021. Die gestrichelte rote Linie zeigt den aktuellen SO ₄ Grenzwert für Trinkwasser.	109
Abbildung 47 Versuchsaufbau der Abgasmessstrecke für Kessel 1 (links) und Kessel 2 (rechts) auf Feuerprüfstand des TFZ (Skizze nicht maßstäblich) T = Temperaturmessung, V = Gasgeschwindigkeitsmessung, P = Förderdruckmessung.	117
Abbildung 48 Mittlere CO-Emissionen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ (± Min/Max- Werte; n = 5; links: Kessel 1 (30 kw); rechts Kessel 2 (15kw); ^{HG} = Häckselgut; * = Kessel ist auf diesen Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Betrieb möglich)	121
Abbildung 49 Mittlere NO _x -Emissionen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ (± Min/Max-Werte; n = 5; links: Kessel 1 (30 kw), rechts: Kessel 2 (15 kw); ^{HG} = Häckselgut; * = Kessel ist auf diesen Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Betrieb möglich)	121
Abbildung 50 Mittlere Gesamtstaubemissionen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ (± Min/Max-Werte; n = 5; links: Kessel 1 (30 kw), rechts: Kessel 2 (15 kw); ^{HG} = Häckselgut; * = Kessel ist auf diesen Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Betrieb möglich)	122
Abbildung 51 Mittlere Wärmeleistung von Kessel 1 (30 kw, links) und Kessel 2 (15 kw, rechts) bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ nach dem ersten Erreichen der Nennlast (^{HG} = Häckselgut; * = Kessel ist auf den Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Nennlastbetrieb möglich)	122
Abbildung 52 Pelletförmige Schlackepartikel nach der Verbrennung von Rohrkolben auf dem Rost des 15 kw Pelletkessels (links) und Schlackebrocken aus Rohrglanzgras aus demselben Kessel (rechts), jeweils ohne Additiv.	123
Abbildung 53 Vergleich der Slag Indizes (d. h. Aschepartikel > 2 mm) der Kesselaschen mit der PASSA-Methode	124
Abbildung 54 Spezifische Biogaserträge von Breitblättrigen Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras und Sumpf-Segge zu drei verschiedenen Ernteterminen (Juni, August und Oktober 2016); Mittelwert ± Standardabweichung (n = 3). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb derselben Pflanzenart (Tukey-Test, p<0,05). Abbildung verändert nach Hartung et al. (2020).	132
Abbildung 55 Stickstoff-, Lignin-, Cellulose- und Hemicellulose-Gehalt von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu jeweils fünf Ernteterminen im Jahr 2018 bzw. 2020. Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).	133
Abbildung 56 Spezifischer Biogasertrag von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu jeweils fünf Ernteterminen im Jahr 2018 bzw. 2020. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb derselben Pflanzenart und desselben Jahres (Tukey-Test, p<0,05). Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).	133
Abbildung 57 Beziehung zwischen dem spezifischen Biogasertrag und dem Stickstoff-, Lignin-, Cellulose- bzw. Hemicellulose-Gehalt von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben. Die linearen Regressionslinien mit den zugehörigen Bestimmtheitsmaßen und p-Werten sind für jede Pflanzenart dargestellt. Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).	134
Abbildung 58 Biomasseertrag und Biogasertrag pro Fläche von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu jeweils fünf Ernteterminen im Jahr 2018 bzw. 2020. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb derselben Pflanzenart und desselben Jahres (Tukey-Test, p<0,05). Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).	135
Abbildung 59 Biomasseerträge der fünf Varianten von Rohrglanzgras (Versuchsfläche Freisinger Moos) im Frühsommer 2020, Winter 2020/21, Frühsommer 2021, Spätsommer 2021, Winter 2021/22 und Frühsommer 2022. Blaue Pfeile an der x-Achse markieren die Zeitpunkte der Nährstoffrückführung durch Düngung mit Biogärrrest.	136
Abbildung 60 Spezifischer Biogasertrag und Biogasertrag pro Fläche der fünf Varianten von Rohrglanzgras (Versuchsfläche Freisinger Moos) im Frühsommer 2020, Frühsommer 2021, Spätsommer 2021 und Frühsommer 2022. Die spezifischen Biogaserträge von der Frühsommer-Ernte 2022 wurden mit dem Regressionsmodell von Dandikas et al. (2015) anhand der inhaltstofflichen Zusammensetzung des Pflanzenmaterials geschätzt.	136
Abbildung 61 Biomasseerträge der fünf Varianten von Schmalblättrigen Rohrkolben (Versuchsfläche Langenmosen) im Frühsommer 2020, Spätsommer 2020, Winter 2020/21, Frühsommer 2021, Spätsommer 2021, Winter 2021/22 und Frühsommer 2022.	137
Abbildung 62 Spezifischer Biogasertrag und Biogasertrag pro Fläche der fünf Varianten von Schmalblättrigen Rohrkolben (Versuchsfläche Langenmosen) im Frühsommer 2020, Spätsommer 2020, Frühsommer 2021, Spätsommer 2021 und Frühsommer 2022. Die spezifischen Biogaserträge von der Frühsommer-Ernte 2022 wurden mit dem Regressionsmodell von Dandikas et al. (2015) anhand der inhaltstofflichen Zusammensetzung des Pflanzenmaterials geschätzt.	138
Abbildung 63 TS-Gehalt (A) und FOS/TAC (B) der Fermenterinhalte über die Zeit. Die Fermenter wurden mit Maissilage (M100) bzw. Maissilage in Mischungen mit 20 % Breitblättrigen Rohrkolben (Tla20), 40 % Breitblättrigen Rohrkolben (Tla40), 20 %	

Rohrglanzgras (Par20), 40 % Rohrglanzgras oder 20 % Grassilage (Gr20) gefüttert (Anteile bezogen auf oTS). Zeitabschnitte mit der gleichen Raumbelastung (RB = 2,0, 2,5, 3,0, 3,5 bzw. 4,0 kg oTS m ⁻³ d ⁻¹) sind durch unterschiedliche graue Hinterlegung getrennt. Die Pfeile an den x-Achsen markieren die Versuchstage 106 und 138 an denen alle Fermenter verdünnt wurden.....	139
Abbildung 64 Im Brutversuch gemessene Stickstoffimmobilisierung von Niedermoorpflanzen, die im Zeitraum Januar bis März geerntet wurden.....	145
Abbildung 65 Pflanzenhabitus von Basilikum nach 4-wöchiger Kulturzeit.....	146
Abbildung 66 Temperaturverlauf im Zentrum des Rotteguts während der Kompostierung.....	147
Abbildung 67 Masse- und Volumenverlust während der Kompostierung.....	148
Abbildung 68 Verlauf der CAT-löslichen Stickstoffgehalte im Rottegut während der Kompostierung.....	148
Abbildung 69 Frischmasse von Chinakohl, welcher in Substratmischungen bestehend aus 50 Vol.-% Weißtorf und 50 Vol.-% unterschiedlich lange kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material kultiviert wurde (Mittelwert ± Standardabweichung). Die gestrichelte Linie kennzeichnet den Grenzwert, unterhalb welchem phytotoxische Effekte zu erwarten sind. Unterschiedliche Buchstaben weisen auf signifikante Unterschiede innerhalb einer Pflanzengattung hin (Tukey-Test, p < 0,05).....	149
Abbildung 70 Im Brutversuch gemessene Stickstoffimmobilisierung von Niedermoorpflanzen-Material vor und nach 3-wöchiger Kompostierung sowie am Ende der Kompostierung (Mittelwert ± Standardabweichung). Ein nicht plausibler Wert (Rohrkolben am Ende der Kompostierung nach 30 Tagen Bebrütung) wurde entfernt.....	150
Abbildung 71 Gehäckselttes Niedermoorpflanzen-Material vor und nach der Kompostierung.....	150
Abbildung 72 Chinakohl, welcher in 100 Vol.-% Weißtorf bzw. in Substratmischungen bestehend aus 50 Vol.-% Weißtorf und 50 Vol.-% aufgefaserter Niedermoorpflanzen-Material im unkompostierten Zustand kultiviert wurde. Im Hintergrund sind Weißtorf und die aufgefaserter Materialien abgebildet. In Klammern stehen die Bedingungen unter denen aufgefaserter wurde.....	151
Abbildung 73 Pflanzenhabitus der Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf und der Varianten mit jeweils 20 Vol.-% kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material (Pau20: 20 Vol.-% Schilf, Tla20: 20 Vol.-% Breitblättriger Rohrkolben, Par20: 20 Vol.-% Rohrglanzgras bzw. Caf20: 20 Vol.-% Sumpfschilf) in Mischung mit Weißtorf.....	152
Abbildung 74 Bilanzierter N-Fehlbetrag (Mittelwert ± Standardabweichung der Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf und der Varianten mit jeweils 20 bzw. 40 Vol.-% kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material in Mischung mit Weißtorf. Signifikanzsterne kennzeichnen signifikante Unterschiede zur Torf-Kontrolle (Dunnnett-Test, p < 0,05).....	152
Abbildung 75 Stärke der Blattchlorosen bei den Pelargonien, welche in 100 Vol.-% Weißtorf oder in Substraten mit jeweils 20 bzw. 40 Vol.-% kompostiertem Niedermoorpflanzen-Material in Mischung mit Weißtorf kultiviert wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis mit Nemenyi als post-hoc Test, p < 0,05).....	153
Abbildung 76 Pflanzenhabitus von Basilikum in Substratmischungen mit 40 bzw. 60 Vol.-% kompostierte Niedermoorpflanzen und Weißtorf im Vergleich zur Weißtorfkontrolle.....	153
Abbildung 77 Pflanzenhabitus von Basilikum in Substratmischungen mit 50 Vol.-% kompostierte Niedermoorpflanzen und Weißtorf im Vergleich zur Weißtorfkontrolle nach 4-wöchiger Kulturzeit.....	154
Abbildung 78 3D-gedruckte Prüfkörper aus pinken PLA in den untersuchten Druckrichtungen Diagonal (D) oben, Längs (L) Mitte und Quer (Q) unten.....	158
Abbildung 79 Methode zur Faserlängen- und Faserbreitenbestimmung der Naturfasern am Beispiel von Carex acutiformis der Fraktion 0,5-0,85 mm.....	159
Abbildung 80 Mittlere Gleichmaßdehnung und Zugfestigkeit von PLA, Viskose- und Naturfaserverbunden, sowie deren Standardabweichung (Schnittzeitpunkt 30.05.2018).....	160
Abbildung 81 Zugfestigkeit (A), Gleichmaßdehnung (B), E- Modul (C) und Bruchenergie (D) der Naturfaserverbundwerkstoffe der Fraktion bei unterschiedlichen Fasergehalten im Vergleich zu PLA.....	161
Abbildung 82 Bruchdehnung der untersuchten PHB-Mischungen.....	162
Abbildung 83 E-Module der untersuchten PHB-Mischungen.....	162
Abbildung 84 Zugfestigkeit der untersuchten PHB-Mischungen.....	163
Abbildung 85 Zugfestigkeit der 3D-gedruckten Prüfkörper.....	165
Abbildung 86 Bruchdehnung der 3D-gedruckten Prüfkörper.....	165
Abbildung 87 E-Moduln der 3D-gedruckten Prüfkörper.....	165
Abbildung 88 Längen-/ Breitenverteilung der Natur- und Viskosefasern mit Standardabweichungen.....	166
Abbildung 89 Typha-Stäbe nach dem Längsschnitt, Beleitrommel und Plattenpresse.....	169
Abbildung 90 Ansicht eines Teils der eingesetzten Messtechnik (links) und die eingebaute und zu vermessende Typhaplatte (rechts).....	172

Abbildung 91 Ansicht des aus Mecklenburg-Vorpommern gelieferten Material aus <i>Typha latifolia</i> . Das Material wurde direkt nach der Ernte gehäckselt.	173
Abbildung 92 Probeplatten mit hoher Rohdichte aus <i>Typha latifolia</i> . Die wesentlichen Herstellungsdaten sind im Bild mit aufgeführt.....	173
Abbildung 93 Ergebnisse LCA Typhadämmstoff, Lebenszyklusphasen relativ. Bedeutung der Abkürzungen PE: Primärenergie; GWP: Global Warming Potential; AP beschreibt das Versauerungspotenzial, ODP das Ozonschichtabbaupotenzial und EoL das End of Life.....	175
Abbildung 94 Ergebnisse Treibhauspotential für alle betrachteten Szenarien.....	175
Abbildung 95 Bilder der 14 verschiedenen Einstreumaterialien. In der oberen Reihe sind die gehäckselten Materialien, in der unteren Reihe die pelletierten Materialien dargestellt. Die ersten vier Bilder von links stellen die Paludikultur-Materialien da, die drei rechten Bilder zeigen die verwendeten Referenz- Materialien.....	182
Abbildung 96 Maximale Wasseraufnahmekapazität der verschiedenen Einstreumaterialien. Die Wasseraufnahme 24h und 48h bezieht sich auf die Originalsubstanz. Die Wasseraufnahme TM bezieht sich auf die 24 stündige Wasseraufnahme bezogen auf die Trockenmasse.	185
Abbildung 97 Verlauf der Staubentwicklung nach 1 min, 10 min und 20 min in den Staubklassen PM _{2,5} (Abb. oben) und PM ₁₀ (Abb. unten). Die rote Linie zeigt den Grenzwert für Menschen von 25 µg m ⁻³ bzw. von 50 µg m ⁻³ für die Staubklasse PM _{2,5} bzw. PM ₁₀ an. Es ist darauf zu achten das die Y- Achse für die Häcksel (linke Abb.) und die Pellets (rechte Abb.) unterschiedliche skaliert ist.....	186
Abbildung 98 Darstellung der gemessenen CO ₂ - Flüsse im Verlauf der 7- tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien.....	187
Abbildung 99 Darstellung der gemessenen CH ₄ -Flüsse im Verlauf der 7-tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien.....	188
Abbildung 100 Darstellung der gemessenen N ₂ O-Flüsse im Verlauf der 7-tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien.....	189
Abbildung 101 Darstellung der gemessenen NH ₃ -Konzentrationen im Verlauf der 7-tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien. Zu beachten ist, dass die x-Achse nicht kontinuierlich abgebildet ist.....	189
Abbildung 102 Darstellung der Ergebnisse der Mikrobiellen Untersuchung. Die linke Grafik zeigt die Keimzahl der Schimmelpilze in den verschiedenen Häckselgutmaterialien. Die rechte Grafik zeigt die Gesamtkeimzahl der aeroben mesophile Bakterien in den verschiedenen Häckselgutmaterialien. Die Pellet-Varianten werde nicht dargestellt, da diese alle unter der Nachweisgrenze lagen.	190
Abbildung 103 Darstellung der Abänderung der Weender Analyse nach van Soest (Gruber Tabelle 2018).....	194
Abbildung 104 Biomasseentwicklung zu fünf zeitlich aufeinanderfolgenden Schnittterminen im Jahr 2018 im Freisinger Moos. Beprobte wurden die Pflanzversuche der Grundwasserstand-Variante Wiedervernässt.....	196
Abbildung 105 Darstellung der Nährstoff-Hauptbestandteile Rohfaser, Rohfett, Rohprotein und Gesamt-Zucker von den vier Paludikulturpflanzen sowie dem Referenzgrünland zu den fünf beprobten Ernteterminen. Zu beachten ist, dass die Y-Achse sich bei den verschiedenen Parametern unterscheidet.....	197
Abbildung 106 Aufteilung der Rohfaser. In der Grafik sind die unterschiedlich getesteten Pflanzenarten dargestellt, mit einer Aufteilung der Rohfaser in die Stoffe ADL (Lignin), Cellulose, Hemicellulose und Pektin. Es sind die fünf verschiedenen Ernte Zeitpunkte dargestellt.	198
Abbildung 107 Verschiedene Energieberechnungen auf Grundlage der gemessenen Werte der verschiedenen Pflanzen und unterschiedlichen Schnittterminen. Die oberen zwei Grafiken stellt die umsetzbare Energie dar (berechnet (Pferd: GfE 2014), Rind GfE 1995)). Die unteren zwei Grafiken stellen die tierspezifisch relevanten Parameter verdauliche Energie berechnet (GfE 2003) und Netto-Energie-Laktation berechnet (van ES 1978) dar.....	199
Abbildung 108 Veränderung der wichtigsten Mikronährelemente in den unterschiedlichen Pflanzenarten im Jahresverlauf.	200
Abbildung 109 Darstellung der benötigten Futtermenge zur Deckung des täglichen Bedarfs an Mikronährstoffen je Pflanzenart zu den fünf Beprobungsterminen. Die rote Linie zeigt die durchschnittliche Futtermenge für ein 600 kg Pferd. Die Skalierung für Natrium ist auf der sekundären Y-Achse dargestellt.....	201
Abbildung 110 Darstellung von ausgewählten Mikronährstoffen der verschiedenen Pflanzenarten zu den fünf Beprobungsterminen. Die rote Linie zeigt die durchschnittliche Futtermenge für ein 600 kg Milchkuh bei einer Milchproduktion von 10l. Die Skalierung für Natrium ist auf der sekundären Y-Achse dargestellt.....	201
Abbildung 111 eigene Berechnung und Darstellung der CO ₂ -Vermeidungskosten der verschiedenen Paludikulturen	215
Abbildung 112 eigene Berechnung und Darstellung der Deckungsbeitragsdifferenz in € je ha Paludikulturfläche bei „mittlerem “ Paludikulturanteil (Rohrglanzgras).....	219
Abbildung 113 Erntekosten in Abhängigkeit der Paludikulturfläche bei Eigenmechanisierung und Ernte im Lohn.....	222
Abbildung 114 Eigene Aufnahmen von umgebauten Erntemaschinen	224

Abbildung 115 Anschaffungs- bzw. Umbaukosten (Eigenmechanisierung) bei Kostenindifferenz von Eigenmechanisierung der Ernte und Ernte durch Lohnunternehmer in Abhängigkeit vom Anbauumfang der Paludikulturen224

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1 Übersicht über die räumliche Variabilität der Hauptnährstoffe in der Bodentiefe 0-30 cm, innerhalb der Versuchsblöcke in der Etablierungsfläche. Je Block wurden 10 randomisierte Einzelproben zu einer Mischprobe vereint.	28
Tabelle 2 Pflanzverbände in den FSM Etablierungsflächen des MOORuse Projekts.	39
Tabelle 3 Saatstärken in den FSM Etablierungsflächen des MOORuse Projekts.	40
Tabelle 4 zeigt die eingestellten Grundwasserstände die mittels der eingebauten Unterflurbewässerung in den Etablierungsversuchen im FSM erzielt wurden.	44
Tabelle 5 Übersicht der 21 Treibhausgas Messvarianten in den drei Standorten des Projektes MOORuse: Freisinger Moos mit 12 automatisch erfassten Varianten in 2020 und 2021, sowie 4 manuell erfasste Varianten in 2019, Langenmosen mit 3 manuell erfasste Varianten in 2021, und Riedhausen mit 2 manuell erfasste Varianten in 2021.	56
Tabelle 6 Gesamtübersicht der Steuerparameter Grundwasserstand (GWL), Lufttemperatur in +20 cm über der Bodenoberfläche, Bodentemperatur in -2 cm unter der Bodenoberfläche und Globalstrahlung, sowie Gebietsniederschläge der THG Messflächen an den MOORuse Versuchsstandorten Freisinger Moos, Riedhausen und Langenmosen. Werte für GWL und Temperaturen sind angegeben als Jahresmittelwert (Minimum/Maximum); Globalstrahlung und Niederschlag sind als Jahressummen angegeben (Daten der naheliegenden LfL Wetterstationen).	59
Tabelle 7 Emissionsfaktoren (EF) für organische Böden entsprechend der deutschen Klimaberichterstattung (Tiemeyer et al. 2020: Tabellen 2 und 5) und neue EF für Paludikulturen entsprechend der im Projekt erhobenen Daten. Entwässert bedeutet hier mit einem GWL von unter -10 cm unter Geländeoberkante, Wiedervernässt entspricht GWL gleich bzw. oberhalb von -10 cm. EF sind angegeben als Mittelwerte und 95% Perzentile (in Klammern).	68
Tabelle 8 Londoskala nach (Londo, 1974 zit. nach (van de Weyer, 2003))	73
Tabelle 9 Gesamtartenzahlen pro Kultur	73
Tabelle 10 Deckung (in Prozent) der Zielarten in Abhängigkeit vom Wasserstand (2021)	74
Tabelle 11 Wasserstände und mittlere Artenzahl pro Plot	74
Tabelle 12 Carex acutiformis Deckung im 1-Schnitt- vs. 2-Schnittsystem (Flächen gemittelt)	76
Tabelle 13 Phalaris arundinacea Deckung im 1-Schnitt- vs. 2-Schnittsystem (Flächen gemittelt)	76
Tabelle 14 Typha angustifolia Deckung im 1-Schnitt- vs. 2-Schnittsystem	77
Tabelle 15 Biotopwert Ausgangszustand nach BayKompV (Hetzl et al. 2014)	77
Tabelle 16 Biotopwert vergleichbarer Bestände wie Paludikulturen nach (Hetzl, Müller, Zintl, Langensiepen, & Stellmach, 2014) BayKompV.	77
Tabelle 17 Darstellung wann welche Artengruppen auf welchen Probeflächen untersucht wurden. Abkürzungen: Freisinger Moos: FSM, Riedhausen: RH, Langenmosen: LM.	82
Tabelle 18 Artenzahlen, die durch die ornithologischen Erfassungen ermittelt werden konnten.	84
Tabelle 19 Artenzahlen bei den Brutvögeln, die durch die ornithologischen Erfassungen ermittelt werden konnten.	85
Tabelle 20 Durchschnittliche Dichten relevanter Brutvogelarten auf der Versuchsfläche in Langenmosen und angrenzenden Referenzflächen.	85
Tabelle 21 Erfasste Brutdaten von Kiebitzen auf den Paludikulturen in Langenmosen.	86
Tabelle 22 Die Anzahl der Laufkäferarten bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.	86
Tabelle 23 Liste der nachgewiesenen Heuschreckenarten auf den Probeflächen Langenmosen, Freisinger Moos und bei Riedhausen mit Darstellung, in welchen der untersuchten Vegetationstypen diese arten nachgewiesen wurden.	89
Tabelle 24 Libellen auf den untersuchten Flächen. Ermittelte Maximalwerte 2021 und 2022.	91
Tabelle 25 Libellen auf den untersuchten Flächen. Ermittelte Maximalwerte 2021 und 2022.	92
Tabelle 26 Applizierte Düngermengen der Jahre 2019 bis 2021 in den Pflanzblöcken der wiedervernässten Variante. Hervorgehoben sind die Varianten, in denen die Bodenwasserproben entnommen wurden.	102
Tabelle 27 Klimadaten für den Zeitraum der Ertragsmessungen im FSM (Daten der naheliegenden LfL Wetterstationen Freising)	103
Tabelle 28 Brennstoffe für die Verbrennungsversuche mit Paludi-Biomasse (X = im jeweiligen Kessel eingesetzt)	116
Tabelle 29 Angewendete Verfahren für die Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse der Brennstoffe (* = durch externe Labore durchgeführt)	116

Tabelle 30 Brennstoffqualität von Paludi-Häckselgut aus den Ernten im Februar 2018, 2019 und 2020 (Mittelwert \pm Standardabweichung; M_{Ernte} = Wassergehalt direkt nach der Ernte; M = Wassergehalt bei Anlieferung an das TFZ; A = Aschegehalt; BD = Schüttdichte; Q = Heizwert; wf = Wasserfreie Bezugsbasis; Physikalische Brennstoffqualität n = 2 bis 10 abhängig von der Analyseverfahren; chemische Brennstoffqualität n = 1 aus Mischproben mit n = 3)	119
Tabelle 31 Berechnung des Stöchiometrischen Kaolinebedarfs (inkl. Sicherheitszuschlag von 10 %), ausgehend von den Elementgehalten in den Häckselgut-Analyseproben aus dem Jahr 2019, nach den Guidelines des ERA-Net Projekts „Bioflex!“ (alle Angaben auf Wasserfreier Bezugsbasis)	119
Tabelle 32 Physikalische Brennstoffqualität der Pellets (Mittelwert \pm Standardabweichung , n = 2 bis > 150, je nach Analyseverfahren; M = Wassergehalt; A = Aschegehalt; A_{CF} = karbonatfreier Aschegehalt; BD = Schüttdichte; Q = Heizwert; DU = mechanische Festigkeit; L = Pelletlänge; L_{MAX} = maximale Pelletlänge; D = Pelletdurchmesser; wf = wasserfreie Bezugsbasis)	120
Tabelle 33 Chemische Brennstoffqualität der Pellets (auf wasserfreier Bezugsbasis). Die Konzentration der additvierten oder gemischten Pellets wurden aus den Analysen der reinen Brennstoffe (^{HG} = Häckselgut, ^P = Pellet), der Zuschlagstoffe und den entsprechenden Mischverhältnissen berechnet.....	120
Tabelle 34 Ascheanfall und Partikelgrößenverteilung der Aschen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ	123
Tabelle 35 Volumen der zwei größten Schlackepartikel je Feuerungsversuch mit Paludi- Brennstoffen in Kessel 2 in cm ³	124
Tabelle 36 Überblick über die Untersuchungsvarianten im Versuch zur Schnittverträglichkeit und dem Biogasertrag von Rohrglanzgras (Freisinger Moos).	130
Tabelle 37 Überblick über die Untersuchungsvarianten im Versuch zur Schnittverträglichkeit und dem Biogasertrag vom Schmalblättrigen Rohrkolben.....	131
Tabelle 38 Entwicklungsstadien von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu den unterschiedlichen Ernteterminen.	132
Tabelle 39 Stickstoffgaben während der ersten Kompostierung	142
Tabelle 40 Volumenbezogene mittlere Gehalte an wasserlöslichem Natrium und Chlorid; berechnet mit der Rohdichte _{trocken} vom < 4 mm zerkleinerten Material. Werte, welche den Grenzwert für RAL-gütegesicherte Substratkomposte mit einem empfohlenen Mischungsanteil von maximal 20 Vol.-% überschreiten, sind grau hinterlegt.....	143
Tabelle 41 CAT-lösliche Gehalte und Gesamtgehalte an Haupt- und Spurennährstoffen sowie C/N-Verhältnis, pH-Wert und Rohdichte _{trocken} von Niedermoorpflanzen, die im Zeitraum Januar bis März geerntet wurden. Auffallend hohe Werte sind grau hinterlegt.....	144
Tabelle 42 Belastung von Niedermoorpflanzen mit Herbizid-Rückständen	144
Tabelle 43 Liste verwendeter Naturfasern	157
Tabelle 44 Liste verwendeter Viskosefasern	157
Tabelle 45 Liste verwendeter (Bio-)Polymermatrizes	157
Tabelle 46 Druckrichtungen und Füllwinkel der 3 D gedruckten Prüfkörper	158
Tabelle 47 Ergebnisse der mechanischen Zugprüfung. Die fett gedruckten Mischungen wurden für die Versuche mit dem 3D-Drucker verwendet.....	164
Tabelle 48 Mittlere Druckspannung und mittlere Biegespannung ausgewählter Varianten	171
Tabelle 49 Übersicht der wesentlichen Parameter der Versuchsreihe mit dreischichtigem Aufbau.....	172
Tabelle 50 Hygrothermische Kennwerte des Typhaboards aus im Donaumoos geerntetem Typha angustifolia und fotografische Abbildung des Probenmaterials.....	176
Tabelle 51 Zusammenstellung der feuchtetechnischen Materialkennwerte der thermisch optimierten Typha-Dämmung und fotografische Abbildung des Probenmaterials.....	177
Tabelle 52 Auflistung der Verwendeten Einstreumaterialien inkl. der im weiteren verwendeten Abkürzung (Kürzel).....	181
Tabelle 53 Art, Hersteller, Preis und Gewicht der Packungsgröße der Referenzmaterialien.....	182
Tabelle 54 Visuelle Quantifizierung der Schimmelpilzen in den Inkubationsgläser am 7 Messtag (keine Labormessung).....	188
Tabelle 55 Futterwerte von typischen Pflanzen nasser Moore. Die Futterenergie entspricht der Nettoenergie Laktation (NEL); Ausschnitt aus Müller und Sweers (2016). Die Fett markierten Arten wurden in dieser Studie untersucht.....	194
Tabelle 56 Datengrundlage.....	205
Tabelle 57 Produktionskennzahlen Paludikulturen	207
Tabelle 58 Deckungsbeitragsberechnung Rohrglanzgras (Energetische und stoffliche Nutzung).....	209
Tabelle 59 Deckungsbeitragsberechnung Rohrkolben (Schmalblättriger und Breitblättriger Rohrkolben).....	210

Tabelle 60 Deckungsbeitrag Sumpf-Segge und Schilf.....	212
Tabelle 61 Arbeitszeitbedarf und Kosten der Arbeitserledigung	213
Tabelle 62 THG-Emissionsberechnungen und THG-Einsparungen im Anbauverfahren der Paludikulturen	214
Tabelle 63 Ansätze zur Bepreisung der Klimakosten von THG-Emissionen	215
Tabelle 64 Gesamtbetriebliche Anpassungsreaktionen auf eine Implementierung von Paludikulturen	217
Tabelle 65 Darstellung der Betrieblichen Ausgangssituation.....	218
Tabelle 66 Betrieblicher Deckungsbeitrag bei niedrigem Anteil von Paludikulturen an der LF und Differenz zur Ausgangssituation	220
Tabelle 67 Betrieblicher Deckungsbeitrag bei mittlerem Anteil von Paludikulturen an der LF und Differenz zur Ausgangssituation	221
Tabelle 68 Betrieblicher Deckungsbeitrag bei hohem Anteil von Paludikulturen an der LF und Differenz zur Ausgangssituation	223
Tabelle 69 Berechnung der CO ₂ -Einsparleistung durch das MOORuse-Projekt	229
Tabelle 70 Übersicht über alle in den untersuchten Flächen nachgewiesenen Vogelarten	242
Tabelle 71 Übersicht über alle in den untersuchten Flächen nachgewiesenen Brutvogelvorkommen.....	252
Tabelle 72 Liste der nachgewiesenen Laufkäferarten auf den Probeflächen Langenmosen und Freisinger Moos mit Darstellung, in welchen der untersuchten Vegetationstypen diese Arten nachgewiesen wurden.....	253

ABKÜRZUNGEN

<u>Abkürzung</u>	<u>Bedeutung</u>
AMPA	Aminomethylphosphonsäure
B	Bor
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
Caf	Sumpf-Segge (<i>Carex acutiformis</i> EHRH., Syn.: <i>Carex paludosa</i> Good.)
CAT	Calciumchlorid + Diethylentriaminpentaessigsäure
CH ₄	Methan
Cl	Chlorid
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -Äq.	CO ₂ Äquivalente
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
Cu	Kupfer
d	Tag
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
Fe	Eisen
FOS/TAC	Verhältnis des Gehalts an flüchtigen Fettsäuren zur Pufferkapazität
GPP	Bruttoprimärproduktion oder auch Photosyntheseleistung, engl. gross primary productivity
GWP	Globales Erwärmungspotenzial oder auch Treibhauspotential, engl. global warming potential
GWP ₁₀₀	GWP basierend auf den Wirkungen der Treibhausgase über einen Zeithorizont von 100 Jahren
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
ha	Hektar
IPCC AR4	Vierter Sachstandsbericht des IPCC (veröffentlicht 2007), engl. assessment report
IPCC	Weltklimarat oder auch Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen der Vereinten Nationen, engl. Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
K	Kalium
K ₂ O	Kaliumoxid
LAI	Blattflächen Index, engl. Leaf Area Index
L _N	Normliter
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
MPPA	3-Hydroxymethylphosphinylpropionsäure
N	Stickstoff
Na	Natrium
NAG	N-Acetyl-Glufosinat
NDVI	Grünheits Index, engl. Normalized Differences Vegetation Index
NEE	Nettoökosystemleistung, engl. net ecosystem exchange
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
NIR	Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar, engl. national inventory report
Nm ³	Normkubikmeter
NO ₃	Nitrat
O ₂	Sauerstoff
oTS	organische Trockensubstanz
P	Phosphor
P ₂ O ₅	Diphosphorpentoxid
Par	Rohrglanzgras (<i>Phalaris arundinacea</i> L.)
Pau	Schilf (<i>Phragmites australis</i> (CAV.) TRIN. EX STEUD.)
Reco	Ökosystematmung, engl. ecosystem respiration
S	Schwefel
T	Temperatur
THG	Treibhausgas
TFZ	Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe
Tla	Breitblättriger Rohrkolben (<i>Typha latifolia</i> L.)
TS	Trockensubstanz
VDI	Verein Deutscher Ingenieure e.V.
Vol.	Volumen
Zn	Zink

KURZZUSAMMENFASSUNG

T. EICKENSCHIEDT, UND M. DRÖSLER

Die Ergebnisse der Untersuchungen im MOORuse-Projekt zeigen eindeutig das Klimaschutzpotenzial, welches durch eine Wiedervernässung von organischen Böden und der anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung als Paludikultur erreicht werden kann. Mit einem derzeitigen Emissionsfaktor von $-13,0 \pm 13,9$ t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ ergibt sich ein Reduktionspotential von bis zu 53,4 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ bei der Umwandlung von drainierten Ackerflächen in Niedermoorpaludikulturen. Damit weisen die Niedermoorpaludikulturen die aktuell höchste empirisch nachgewiesene Klimaschutzleistung aller Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen im Landnutzungs-Sektor auf und können vermutlich als eine der effizientesten und kostengünstigsten natürlichen Klimaschutzlösungen angesehen werden. Gleichzeitig führen Paludikulturen zur einer naturschutzfachlichen Aufwertung der landwirtschaftlichen Flächen und bieten zahlreichen gefährdeten Tierarten einen potentiellen Lebensraum. Die erhobenen THG-Bilanzen belegen, dass eine maximale Klimaschutzleistung bei einem mittleren jährlichen Grundwasserstand von -7 cm erreicht werden kann. Bei diesem mittleren Grundwasserstand zeigen alle sechs getesteten Pflanzenarten eine sehr hohe Produktivität von bis zu $12,42 \pm 2,24$ t ha⁻¹. Nach dem aktuellen Stand der Forschung scheinen Dämm- und Baustoffplatten, Verpackungsmaterialien sowie biobasierte Kunststoffe - zumindest in der kurzfristigen Umsetzung von Paludikulturen - am vielversprechendsten in der Nutzung der anfallenden Biomasse. Trotz der hohen Produktivität und potentiellen Eignung für diverse Verwertungsoptionen ergeben sich aktuell für alle untersuchten Paludikulturen noch negative Deckungsbeiträge. Dies resultiert daraus, dass es bisher noch keine marktetablierten Veredelungsprodukte gibt. Die im MOORuse-Projekt ermittelten Werte stellen aktuell die Basis für die Ausgestaltung der Förderung im Moorbauernprogramm welches ab 2024 verfügbar ist. Bei einer zusätzlichen Monetarisierung von THG-Vermeidungskosten ist der Anbau von Paludikulturen im Vergleich zu einer konventionellen Landbewirtschaftung auf Niedermoorflächen bereits jetzt volkswirtschaftlich vorteilhafter.

ZUSAMMENFASSUNG

T. EICKENSCHIEDT, UND M. DRÖSLER

Die Entwässerung und intensive landwirtschaftliche Nutzung von organischen Böden hat in den letzten Jahrzehnten dazu geführt, dass Moore ihre ökologischen Serviceleistungen verloren haben und zu "hot-spots" für Treibhausgas-Emissionen (THG) geworden sind. Aktuell trägt die land- und forstwirtschaftliche Nutzung von drainierten Mooren mit 7,7 % zu den nationalen Gesamtemissionen bei (UBA, 2021). Addiert man neben den direkten Lachgas-Emissionen (N₂O) ebenfalls die Kohlenstoffdioxid- (CO₂) und Methan-Emissionen (CH₄) aus der landwirtschaftlichen Nutzung drainierter organischer Böden zusammen¹, so stammen 45 % der Gesamtemissionen des landwirtschaftlichen Sektors aus der intensiven Moornutzung (Tiemeyer et al., 2020). Zahlreiche Forschungsprojekte haben gezeigt, dass die Wiedervernässung degradiert Moorflächen die einzige effiziente Maßnahme zum dauerhaften Klima- und Artenschutz darstellt (z.B. Drösler, 2005; Beetz et al., 2013, Tiemeyer et al., 2013). Entgegen der klassischen Renaturierung von Moorflächen, bieten Paludikulturen potentiell moorschonende, standortangepasste Nutzungsalternativen, welche mit einer Teil- oder Wiedervernässung kombiniert werden können. Schwerpunktfelder für die Erst-Etablierung von Paludikulturen sollten bisher Acker- oder intensiv genutzte Grünlandstandorte auf drainierten organische Böden darstellen. Beide Landnutzungstypen weisen die höchsten Emissionsfaktoren mit 40,4 bzw. 31,7 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ (Tiemeyer et al., 2020) auf und bieten somit das größte Potential zur signifikanten Reduktion von Treibhausgasen im landwirtschaftlichen Sektor.

Bis zum Jahr 2016 gab es keine auf empirischen Daten beruhenden Untersuchungen, welche Methoden bzw. Techniken sich für die großflächige Etablierung von potentiell geeigneten Paludikulturpflanzen eignen. In der vorliegenden Studie wurden in einem teilrandomisierten Blockexperiment unterschiedliche Etablierungsverfahren und Techniken an sechs potentiell geeigneten Paludikulturpflanzenarten (*Carex acuta*, *Carex acutiformis*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*) entlang eines Wiedervernässungs-Gradienten über einen Zeitraum von sechs Jahren im Freisinger Moos getestet. Die geeignetsten Verfahren wurden dann auf zwei weiteren Untersuchungsflächen auf landwirtschaftlichen Maßstab evaluiert. Parallel dazu wurden unterschiedliche Managementverfahren zur Bewirtschaftung der Paludikulturen überprüft. Abgeleitet aus den Ergebnissen wurde ein Leitfaden zur Etablierung von Niedermoor- Paludikulturen erstellt. Als Schlüsselfaktor für eine erfolgreiche Etablierung der unterschiedlichen Paludikulturpflanzen hat sich die Zeitspanne von der Etablierung bis zu einer vollständigen Wiedervernässung herausgestellt. Mit Ausnahme von *Carex* spp. kann eine Aussaat von allen anderen getesteten Pflanzenarten empfohlen werden, wenn der Wasserstand unmittelbar (1 - 7 Tage nach der Aussaat) bis an die Geländeoberfläche angehoben werden kann. Die Pflanzung von Ballenpflanzen ist, in Abhängigkeit von der Pflanzenart zeitlich flexibler von der Wiedervernässung entkoppelt, solange ausreichend Niederschlag vorhanden ist, um ein Absterben der Pflanzen zu verhindern. Abgeleitet aus den Untersuchungen werden im Leitfaden zur Etablierung von Niedermoor- Paludikulturen Empfehlungen zur Flächenvorbereitung, Pflanz- und Aussaattechniken, geeigneten Pflanz- und Aussaatmaschinen, Pflanzverbänden und Aussaatstärken gegeben.

Die vorliegende Studie liefert zudem erstmalig langfristige Ertragsdaten für sechs unterschiedliche Paludikultur-Pflanzenarten, die in einem teilrandomisierten Blockexperiment entlang eines Grundwasserstands-Gradienten mit unterschiedlichen Etablierungsmethoden angebaut und kontinuierlich als Paludikultur bewirtschaftet wurden. Alle untersuchten Paludikulturarten zeigen eine signifikante Ertragszunahme mit steigendem Grundwasserstand. Die höchsten Erträge wurden in den wiedervernässten Varianten bei einer Einschnitt-Nutzung im Winter nachgewiesen. Dabei wurden Trockenmasseerträge von

¹ CO₂- und CH₄-Emissionen aus der Nutzung drainierter organischer Böden werden dem Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF) zugeordnet. Direkte N₂O-Emissionen werden dem Sektor Landwirtschaft zugerechnet.

bis zu $9,76 \pm 2,23 \text{ t ha}^{-1}$ für *Carex acuta*, $12,42 \pm 2,24 \text{ t ha}^{-1}$ für *Carex acutiformis*, $12,31 \pm 3,83 \text{ t ha}^{-1}$ für *Phalaris arundinacea*, $11,59 \pm 4,08 \text{ t ha}^{-1}$ für *Phragmites australis*, $8,83 \pm 4,44 \text{ t ha}^{-1}$ für *Typha angustifolia* und $9,90 \pm 2,37 \text{ t ha}^{-1}$ für *Typha latifolia* gemessen. Während die beiden Arten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* bereits im dritten Standjahr ihre maximale oberirdische Biomasseproduktion erreichen, benötigen Arten wie *Carex acuta* und *Phragmites australis* bis zu ihrem sechsten Standjahr oder länger. Für die beiden Pflanzenarten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* konnte ab dem dritten Standjahr am Versuchsstandort FSM ein signifikanter Rückgang der Ertragsleistung in den Folgejahren beobachtet werden. Für die Art *Phalaris arundinacea* konnte dieser Ertragsrückgang durch eine Düngung in Höhe der N-P-K-Entzüge im April bis Mai ausgeglichen werden. Nach aktueller Rechtslage (Düngemittel- Gesetz und Düngemittel- Verordnung (DüMV)) ist eine Düngung von Paludikulturen bisher nicht erlaubt, da Paludikulturen dauerhaft wassergesättigt sind! In den vorliegenden Versuchen zeigt sich, dass selbst der geringe Anteil an Nitrat im ENTEC Perfekt® einem hohen Risiko unterliegt unmittelbar im Torfprofil verlagert bzw. ausgewaschen zu werden. Um langfristig konstant hohe Erträge für Paludikulturen zu garantieren, bedarf es weiterführender Untersuchungen hinsichtlich des Bestandesmanagement (Schnittfrequenz und Nährstoffrückführung) auf unterschiedlich nährstoffversorgten Standorten. Dabei gilt es naturschutzfachliche Mindeststandards im Vorhinein klar zu definieren und zu berücksichtigen.

In der vorliegenden Studie wurden zudem erstmalig umfangreiche Treibhausgasmessungen und -modellierungen für die unterschiedlichen Paludikulturpflanzen an unterschiedlichen Standorten sowie für unterschiedliche Wiedervernässungsszenarien durchgeführt. Um die THG-Flüsse hochfrequent zu erfassen, wurde zum Beginn des Projektes ein weltweit einmaliges automatisiertes Messsystem entwickelt. Um die räumliche Heterogenität in den THG-Flüssen entsprechend abbilden zu können, wurden zusätzlich manuelle Spurengasmessungen durchgeführt. Die Ergebnisse unserer Untersuchungen zur THG-Bilanzierung zeigen eindeutig das Klimaschutzpotenzial welches durch eine Wiedervernässung von organischen Böden und der anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung als Paludikultur erreicht werden kann. Aufgeteilt in die potenziellen Landnutzungskategorien „teilwiedervernässte Paludikultur“ mit Grundwasserständen (GWL) < -10 cm unter Geländeoberkante und „wiedervernässte Paludikultur“ mit $\text{GWL} \geq -10 \text{ cm}$ konnten mittlere Emissionsfaktoren von $-1,0 \pm 9,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $-13,0 \pm 13,9 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet werden. Daraus ergibt sich ein THG-Reduktionspotential von bis zu $53,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei der Umwandlung von drainierten Ackerflächen in Niedermoorpaludikulturen. Gleichzeitig bieten die unterschiedlichen Paludikulturpflanzen die Möglichkeit einer stofflichen oder energetischen Nutzung. Hierdurch können andere fossile Energieträger substituiert werden, was zu einer weiteren Reduktion der THG-Emissionen führt. Damit weisen die Niedermoorpaludikulturen die aktuell höchste empirisch nachgewiesene Klimaschutzleistung aller Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen im Landnutzungs-Sektor auf und können als eine der effizientesten und kostengünstigsten natürlichen Klimaschutzlösungen (Nature-based Solutions) angesehen werden. Die sehr hohe CO_2 -Senkenleistung der Niedermoorpaludikulturen ermöglicht es zudem, nicht vermeidbare N_2O -Emissionen im Sektor Landwirtschaft zu kompensieren und somit substanziell zu einer CO_2 -neutralen Landwirtschaft beizutragen. Auf der Basis unserer erhobenen Daten konnte ein generalisiertes additives Modell erstellt werden aus dem ein mittlerer Grundwasserstand von -7 cm für eine maximale Klimaschutzleistung abgeleitet werden konnte. Bei diesem mittleren Grundwasserstand liefern *Carex acutiformis*, *Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* aus ökonomischer Sicht attraktive Biomasse-Quantitäten wie auch -Qualitäten. Lediglich für *Typha* spp. wären aus ökonomischer Sicht ein Überstau des Grundwassers vorteilhaft. Dies geht allerdings mit einem exponentiellen Anstieg der Methan Emissionen einher, was sich nachteilig auf die Flächen-Klimabilanz auswirkt.

Im Rahmen des MOORuse-Projektes wurden energetische (Biogas, thermische Nutzung) und stoffliche (Torfersatzstoffe, biogene Polymere, Dämm- und Baustoffplatten, Einstreu und Raufutter) Verwertungsoptionen für die unterschiedlichen Paludikulturpflanzen empirisch untersucht. Im Bereich der thermischen Nutzung wurden Pellets aus vier Paludikulturarten (*Typha* spp., *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* und *Carex* spp.) am TFZ hergestellt und in zwei Biomassekesseln < 30 kW verbrannt. Zur Verbesserung des Verbrennungsverhaltens wurde ein Teil der Brennstoffe mit dem Tonmineral Kaolin additiviert oder mit ENplus-Holzpellets gemischt. Alle Brennstoffe wurden nach internationalen Standards für biogene Festbrennstoffe analysiert. Die physikalische Brennstoffqualität der Pellets erfüllte die Anforderungen der DIN EN ISO 17225-6. Bei der Verbrennung der Pellets waren die CO- und Gesamtstaubemissionen des Rohrkolbens erhöht, wurden jedoch durch eine Additivierung mit 2,3 m-% Kaolin leicht reduziert. Eine Mischung von Rohrglanzgras mit Holzpellets reduzierte die NO_x -, SO_x - und HCl-Emissionen aufgrund geringerer Konzentrationen an N, S und Cl im Brennstoff. Die Verschlackung war bei reinen und additivierten Pellets aus *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* und *Carex* spp. hoch, wobei > 50 m-% der Gesamtasche aus Partikeln mit einem Durchmesser > 2 mm bestand. Weder mit den reinen

noch mit den additivierten Brennstoffen konnte ein stationärer Kesselbetrieb erreicht werden. Insgesamt zeigte sich, dass Paludikulturen anspruchsvolle Brennstoffe für Kleinfeuerungsanlagen sind. Ihr Einsatz kann für die verwendeten Biomassekessel nicht empfohlen werden. Somit liegt das Einsatzspektrum von Paludikulturbiomasse in mittelgroßen Verbrennungsanlagen über 100 kW da dort technische Lösungen einfacher umgesetzt werden können.

Im Bereich der Biogasgewinnung konnte gezeigt werden, dass vor allem jung geerntetes *Phalaris arundinacea* grundsätzlich als Biogassubstrat geeignet ist. Dies weist einen spezifischen Biogasertrag vergleichbar zu Grassilage auf. Älteres Pflanzenmaterial ist, u.a. aufgrund des höheren Lignin-Gehalts, schlechter abbaubar, was einen geringeren spezifischen Biogasertrag zur Folge hat. Des Weiteren kann es aufgrund der schlechten Abbaubarkeit zu Störungen in Biogasanlagen kommen. Der optimale Erntezeitpunkt wurde phänologisch festgelegt und liegt für *Phalaris arundinacea* zwischen der Vollblüte und dem Stadium der späten Milch- bis frühen Teigreife. Eine frühe Ernte bedeutet zudem einen längeren Zeitraum für einen Wiederaufwuchs. Dieser trug beim *Phalaris arundinacea* mit etwa $\frac{1}{4}$ nennenswert zum gesamten Biogasertrag der Fläche bei. Aus naturschutzfachlicher Sicht sind frühe Schnittermine allerdings kritisch zu betrachten und sollten nicht vor Anfang Juli erfolgen.

Im Teilbereich der stofflichen Verwertung wurde unter anderem die Biomasse von *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Phalaris arundinacea* und *Carex* spp. hinsichtlich ihrer Eignung als Ausgangsstoff für gärtnerische Kultursubstrate und Blumenerden im Erwerbs- und Freizeitgartenbau untersucht. Die Charakterisierung der Rohmaterialien zeigte, dass nur das im Winter geerntete Material einen ausreichend niedrigen Chlorid-Gehalt aufweist. Bezüglich Aufbereitung reicht eine ausschließliche mechanische Zerkleinerung nicht aus, da die Stickstoffimmobilisierung bei allen Pflanzengattungen – insbesondere bei *Phragmites australis* auf Grund des höchsten C/N-Verhältnisses – oberhalb der für andere Torfersatzstoffe festgelegten Grenzwerte liegt. Zur Beseitigung der Stickstoffimmobilisierung ist eine Kompostierung unter Zugabe von Stickstoff möglich. Die Struktur wurde durch die Kompostierung allerdings nur wenig feiner, so dass der fertige Kompost abgesiebt bzw. nochmals nachzerkleinert werden musste. Pflanzenversuche mit Begonien, Pelargonien und Basilikum ergaben noch weitere nicht vollständig geklärte Probleme, die einer risikofreien Verwendung von Niedermoorpflanzen-Materialien als Torfersatzstoff bisher noch entgegenstehen.

Innerhalb des Projektes wurden erstmals Untersuchungen zur Nutzung der Paludikulturbiomasse als Zuschlagstoff für die Herstellung von Biokunststoffen durchgeführt. Dafür wurde zunächst die Grundlage für die Herstellung naturfaserverstärkter Filamente für den 3D-Druck erarbeitet. Anhand der Ergebnisse wurden Filamente und Biokunststoffe gefertigt. Als Referenzmaterial wurden die gleichen Rezepturen mit Viskosefasern hergestellt und geprüft. Zudem wurden Fasern aus zwei verschiedenen Schnittzeitpunkten verarbeitet. Hierdurch sollte ein eventueller Einfluss der Jahreszeiten auf die Fasereigenschaften untersucht werden. Die Zugfestigkeit und die Gleichmaßdehnung nahmen Füllstoff- und Matrix-unabhängig mit Erhöhung des Paludikulturbiomasseanteils ab. Bei den Viskosefasern konnte hingegen eine Erhöhung der mechanischen Eigenschaften festgestellt werden. Ein Einfluss des Schnittzeitpunktes auf die mechanischen Eigenschaften der Komposite konnte nicht ermittelt werden. Zusammenfassend konnte gezeigt werden, dass sich die verwendeten Paludikulturpflanzenmaterialien als Füllstoff in Kombination mit dem Biopolymer PLA und PHB prinzipiell eignen.

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurde zudem das bereits entwickelte TYPHABOARD in seinen Eigenschaften weiter verbessert. Dazu wurden unterschiedliche Bindemittel auf ihre Eignung zur Herstellung von dämmenden und belastbaren Platten aus *Typha angustifolia* untersucht. Es zeigte sich, dass vor allem Magnesit und Albumin geeignete Bindemittel darstellen, letzteres mit Vorteilen bei der Bindekraft und Nachteilen in Bezug auf den Brandschutz. Zur Verbesserung der thermischen Eigenschaften wurden zudem Materialoptimierungen durchgeführt, indem die aerenchymarmen Seitenbereiche abgetrennt wurden. Zusätzlich wurde ein dreischichtiger Materialaufbau realisiert, bei dem im Kernbereich gröbere Partikel mit geringerem Bindemittelbedarf und in den Deckschichten feinere Partikel für eine bessere Oberflächengüte eingesetzt wurden. Um diese Verbesserungsschritte zu ermöglichen, wurde im Projekt die Schneidetechnik verbessert und ein Verfahren zur Abtrennung der aerenchymarmen Seitenbereiche entwickelt, aufgebaut und im Betrieb getestet. Zusätzlich wurde auch Probematerial aus *Typha latifolia* hergestellt, das aber aufgrund der anderen Blattstruktur und -qualität sowie der durchgeführten Erntetechnik schlechtere Eigenschaften aufweist. Umfangreiche hygrothermische Berechnungen zeigen, dass das entwickelte Material für zahlreiche Einsatzzwecke, wie Innendämmung, Dachdämmung sowie als Massivbaustoff für den Außenwandaufbau, hervorragend geeignet ist. Dies bedeutet, dass aus *Typha angustifolia* qualitativ hochwertige und damit hochpreisige Baustoffe hergestellt werden können.

Im Bereich der stofflichen Nutzung wurde weiterhin *Carex acutiformis*, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* und *Typha latifolia* hinsichtlich ihrer Einstreuqualität als Häckselgut oder Pellets für die Boxenhaltung von Pferden untersucht. Die Beurteilung der Einstreuqualität erfolgte im Vergleich zu Referenzmaterialien die am Markt frei erhältlich sind. Auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen können alle Paludikulturpflanzen bedenkenlos als Einstreumaterialien empfohlen werden, wenn sie zuvor pelletiert wurden. Die gehäckselten Paludikulturen zeigen alle sehr hohe Staubemissionen, die eine Nutzung ohne vorherige Entstaubung, wie sie analog bei den Referenzmaterialien ebenfalls erfolgt sind, nicht zulassen würde.

Als weitere Option der stofflichen Nutzung wurde die Futterqualität der Paludikulturen im Projekt untersucht. Zusätzlich wurden erste Praxis-Tests zur Fütterung von Heu und Heulage aus *Phalaris arundinacea* an verschiedenen Tieren durchgeführt. Von den Nährwerten sind die Schnitte am Anfang des Sommers deutlich höher, da der Protein-, und Zuckergehalt zu Beginn des Aufwuchses am höchsten sind. Ein früher Schnitt der Paludikulturen wäre somit für Milchvieh bzw. Ochsenmast von Vorteil, wobei nur *Phalaris arundinacea* und die *Carex acutiformis* ausreichend tolerant gegenüber einem so frühen Schnitttermin sind. Hinsichtlich der Versorgung der Tiere mit Mikronährelementen zeigt sich, dass ebenfalls frühe Schnitttermine eine ausreichende Versorgung sicherstellen können. Grundfutter für die Pferdehaltung sollte in der Regel einen höheren Ballaststoffanteil, aber ein geringerer Nährwert aufweisen. Somit empfiehlt sich ein späterer Schnittzeitpunkt ab Anfang Juli für die Paludikulturen. Insgesamt sind die beobachteten Unterschiede mit Ausnahme der Gesamtzuckergehalte zwischen dem Referenz-Grünland und den Paludikulturen relativ gering, wodurch sich eine Nutzung von *Phalaris arundinacea* und *Carex acutiformis* als Grundfutter für zumindest die Pferdehaltung eigenen würde. Erste Fütterungsversuche mit Rohrglanzgras Heu und Heulage bestätigen dies.

Inwieweit alle natürlichen Ökosystemfunktionen von natürlichen Mooren durch Paludikulturen vollumfänglich zurückgewonnen werden können, kann aus dem MOORuse-Projekt nicht abschließend beantwortet werden. Im Bereich der Biodiversitätsfunktion und dem Artenschutz zeigen sich klare Tendenzen, dass die Niedermoorpaludikulturen je nach etablierter Pflanzenart und Management eine signifikante faunistische Aufwertung verglichen mit intensiven Acker- bzw. Grünlandflächen darstellen. Insgesamt konnten 95 Vogelarten nachgewiesen werden. Von diesen wiesen 39 Arten einen direkten Zusammenhang zu den Paludikulturen auf. Unter den wertgebenden Vogelarten zeigten Wachteln, Tüpfelrallen, Sumpfrohrsänger, Blaukehlchen, Wiesenschafstelzen und Rohrammern Zunahmen. Insgesamt konnten 56 Laufkäferarten nachgewiesen werden, davon 12 Arten, die auf der Roten Liste Bayerns aufgeführt sind, wovon eine Art den Status „0 - ausgestorben oder verschollen“ hat. Zudem konnten 15 Arten mit Lebensraumbindung an Moorlebensräume nachgewiesen werden. Paludikulturen sind im Durchschnitt deutlich artenärmer an Laufkäfern als angrenzende Grünländer oder Brachen. Die Anzahl der Arten mit hoher Lebensraumbindung war in Rohrkolbenbeständen am höchsten. Als Beibeobachtungen konnten insgesamt 15 Libellenarten beobachtet werden. Darunter mehrere hochgradig gefährdete Arten wie z.B. die Sumpf-Heidelibelle. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen eindeutig, dass bewirtschaftete Paludikulturen zur einer naturschutzfachlichen Aufwertung der landwirtschaftlichen Flächen führen und zahlreichen gefährdeten Tierarten einen potentiellen Lebensraum bieten. Als wichtige Erkenntnis konnte gezeigt werden, dass besonders für die Avifauna eine kritische Flächengröße benötigt wird, damit ein Wiederansiedlung erfolgt bzw. die Paludikulturen als Brut- und Rastflächen angenommen werden. Für die zukünftige flächenhafte Etablierung von Paludikulturen sollten im Vorhinein naturschutzfachliche Mindeststandards definiert werden. Dazu gehören nach derzeitigen Erkenntnissen die Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen sowie Grabenaufweitungen bei der Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen. Weiterhin sollten bei der Winterernte Teile der Grabenbereiche sowie einzelne Vegetationsstreifen oder sehr nasse Bereiche in der Kulturfläche ausgespart werden um z.B. ein Habitat für Blaukehlchen zu schaffen. Die Sommermahd im Juli kann Vor- wie Nachteile für die Fauna aufweisen. Idealerweise sollten bei der zukünftigen, großflächigen Bewirtschaftung von Paludikulturen zum einen möglichst viele unterschiedliche Paludikulturpflanzenarten in einem größeren arrondierten Bereich kultiviert werden und zum weiteren sollte das Management so gestaltet werden das nur Teilflächen von z.B. *Phalaris* oder *Carex* im Juli geerntet werden, während angrenzende Bestände stehen bleiben.

Umfangreiche ökonomische Deckungsbeitragsberechnungen zeigen, dass sich aktuell für alle untersuchten Paludikulturen negative Deckungsbeiträge ergeben. Aus betriebswirtschaftlicher Perspektive kann daher der Anbau von Paludikulturen zum aktuellen Zeitpunkt und ohne marktetablierte Veredelungsprodukte, wie der stofflichen Nutzung als Dämmplatten, nicht mit etablierten landwirtschaftlichen Kulturen konkurrieren. Daher wird eine nutzungsspezifische Förderung, die im Rahmen des Moorbauernprogramms in Vorbereitung ist, für die Schließung von Deckungsbeitragslücken erforderlich. Werden zudem die THG-

Emissionseinsparungen bei einer Umwandlung von entwässerten landwirtschaftlichen Flächen auf Niedermoorstandorten auf die Paludikulturen monetarisiert (THG Vermeidungskosten), ist der Anbau von Paludikulturen im Vergleich zu einer üblichen Landbewirtschaftung auf Niedermoorflächen bereits jetzt volkswirtschaftlich vorteilhafter. Dies begründet sich daraus, dass die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von THG-Emissionen, z. B. abgeleitet anhand von aktuellen Preisen für CO₂-Zertifikaten, höher ist als die durch den Anbau von Paludikulturen entstandenen Kosten. Die im Rahmen vom MOORuse erhobenen Daten, die entwickelte Methodik und die Ergebnisse der Kalkulationen stellen wichtige Grundlagen für die Bestimmung des betriebswirtschaftlichen Nachteils bei einer Implementierung von Paludikulturen dar und dienen aktuell als Basis für die Prämienbestimmung der Maßnahme M16/M18 (Anbau/Etablierung von Paludikulturen) des bayerischen Moorbauernprogramms. Die stetige Neu- und Weiterentwicklung von hochwertigen Produkten aus Paludikulturbiomasse sowie die Verarbeitung im industriellen Maßstab wird in absehbarer Zeit dazu führen, dass einige Paludikulturpflanzenarten wettbewerbsfähige Deckungsbeiträge für den landwirtschaftlichen Betrieb liefern werden. Im Zeitraum der letzten Dekade wurden in Deutschland, den Niederlanden und Dänemark zahlreiche Forschungsprojekte im Themenbereich der Paludikulturen durchgeführt. Trotz erheblicher Anstrengungen können neue landwirtschaftliche Produktionsverfahren nicht über einen so kurzen Zeithorizont allumfassend entwickelt werden. Im Themenbereich Etablierungsverfahren, langfristige Ertragsentwicklung, Sorten- und Herkunftsversuche, sowie zu Fragen einer umweltverträglichen Nährstoffrückführung und naturschutzfachlichen Mindeststandards gibt es nach wie vor erheblichen Untersuchungsbedarf.

PROJEKTSTRUKTUR UND AUFGABENSTELLUNG

T. EICKENSCHIEDT

Im Forschungsvorhaben MOORuse wurden neue nachhaltige Nutzungsmöglichkeiten für Niedermoore in Form von Paludikulturen untersucht. Diese sollten sowohl die ökologischen Funktionen (Biodiversität, Wasserhaushaltsregulierung, etc.) berücksichtigen und fördern, die fortschreitende Mineralisierung des vorhandenen Torfkörpers verhindern (weitgehend klimaneutrale Treibhausgasbilanz), wirtschaftlich tragfähig sein und in regionale Wertschöpfungsketten integriert werden können.

Zu diesem Zweck wurde das Projekt in vier Haupt-Module gegliedert (Abbildung 1), die jeweils unterschiedliche Teilfragestellungen bearbeitet haben. Das Freisinger Moos (FSM) diente dabei aufgrund der räumlichen Nähe zur HSWT als Hauptuntersuchungsgebiet in dem die unterschiedlichen Pflanzenetablierungs-Verfahren, der größte Teil der Treibhausgas Messungen durchgeführt, sowie Biomasse für die Verwertungsuntersuchungen produziert wurde. Die im FSM gewonnenen Erfahrungen und Ergebnisse wurden in die zwei weiteren Untersuchungsgebiete übertragen und dort großflächige Demonstrationsflächen angelegt sowie die Praxistauglichkeit überprüft. Aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Fachdisziplinen, die für die Bearbeitung der Fragestellungen notwendig waren, wurden diverse externen Projektbeteiligten zur eigenständigen Bearbeitung von Teilaufgaben beauftragt. Dies erfolgte in der Regel mittels nationaler Vergabeverfahren entsprechend dem bayerischen Vergaberecht.

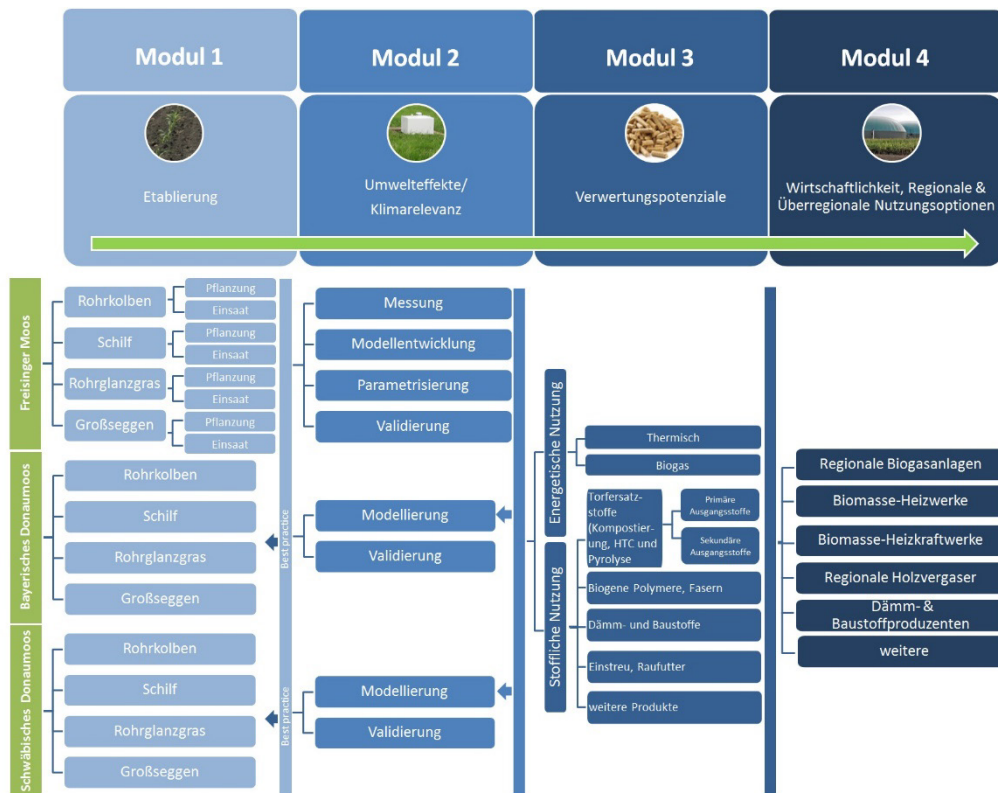


Abbildung 1 Die Projektstruktur des Forschungsvorhabens MOORuse gliedert sich in vier Haupt-Module die je nach Testgebiet (Freisinger Moos, Bayerisches Donaumoos, Schwäbisches Donaumoos) unterschiedliche Arbeitspakete (AP) beinhalten.

1 MODUL

ETABLIERUNG VON PALUDIKULTUREN

Ziel des Modul 1 war die Erstellung eines Leitfadens für die Etablierung von Niedermoor-Paludikulturen. Dafür wurden am Hauptuntersuchungsstandort im Freisinger Moos (FSM) zahlreiche unterschiedliche Etablierungsverfahren entlang eines Wasserstandgradienten überprüft (Arbeitspaket 1.2). Abgeleitet aus den Ergebnissen und Erfahrungen aus dem FSM, wurden großflächigere Etablierung an zwei weiteren Standorten in der Nähe von Langenmosen (LM) und Riedhausen (RH) umgesetzt (Arbeitspaket 1.3). Im Folgenden soll zunächst ein Überblick hinsichtlich der räumliche Lage, der vorherigen Nutzungsgeschichte des jeweiligen Moortyps, der Torfansprache inkl. Aussagen zu Nährstoffgehalten und bodenphysikalischen Parametern der Standorte, sowie die durchgeführten Maßnahmen zur Wiedervernässung (Arbeitspaket 1.1) und der sich daraus entwickelten Grundwasserstände gegeben werden.

1.1 EINFÜHRENDE STANDORTBESCHREIBUNG

1.1.1 VERSUCHSSTANDORT FREISINGER MOOS (FSM)

T. EICKENSCHIEDT UND C. BOCKERMANN

Kerngebiet für die Untersuchungen war das Freisinger Moos (FSM), ein Durchströmungsniedermoor, welches am Nordrand der Münchener Schotterebene im Überschwemmungsgebiet der Isar liegt. Im Quartär wurden hier fluviatile, spätglaziale Schotter und würmeiszeitliche Niederterrassenschotter abgelagert (Schwaiger und Margraf, 2020). Unterhalb der Torfschicht befinden sich eine nur schwer wasserdurchlässige feinsandig-megelige Flinzschiebt (Schwaiger und Margraf, 2020). Im Nordwesten grenzt das Freisinger Moos unmittelbar an das Tertiäre Hügelland wodurch der Grundwasserstrom flächig zutage tritt. Dies geschieht in dieser Region bandartig entlang des gesamten Tertiären Hügellands, was zur Entstehung zahlreicher hintereinanderliegender Moorkomplexe (Dachauer Moos, Freisinger Moos, Erdinger Moos - etc.) geführt hat. Das Freisinger Moos hat eine Größe von knapp 3000 ha und wurde seit 1914 systematisch entwässert und intensiv kultiviert. Noch im Jahr 2008 wurden 40% der Flächen als Grünland und 20 % als Ackerland bewirtschaftet (Schober et al., 2008). Heute zeichnet sich das FSM durch unterschiedliche Nutzungsintensitäten von Grasland- Ökosystemen, Gebüsch und Waldflächen aus. Ackerflächen sind bis auf ganz wenige Flächen in den anmorigen Randbereichen fast nicht mehr vorhanden. Aufgrund seiner intensiven Nutzungshistorie und seiner Nähe zur Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (5 km südwestlich von Freising) ist das ehemalige Durchströmungsniedermoor bestens als Versuchsobjekt geeignet.

Die im Jahr 2015 für die Versuche ausgewählte Untersuchungsfläche (48°22'43.6"N 11°41'01.6"E, Abbildung 2) umfassten 1,2 ha und liegt auf zwei Flurstücken, die sich im privatem Eigentum zweier ortsansässiger Landwirte aus Sünzhausen befinden. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden die beiden Flurstücke freundlicherweise zur Verfügung gestellt.



Abbildung 2 Luftbild des Untersuchungsstandorts im Freisinger Moos aus dem Jahr 2018. Deutlich erkennbar sind die Etablierungsversuche sowie im linken Bereich des Bildes die Anlage zur automatischen Messung der THG-Flüsse.

Wiedervernässungsmaßnahmen:

Die Untersuchungsfläche grenzt an den Bründelgraben, der die Hauptentwässerung aus dem Teilgebiet des Moorkörpers darstellt und eine ganzjährige Wasserzufuhr zu den Testflächen gewährleistet. Für die Etablierungsversuche wurde eine Tröpfchenbewässerung (Netafim Ltd.) 20 cm tief in den Boden verlegt (Abbildung 3). Um kleinräumige Unterschiede im Grundwasserstand zu erzielen, wurde dabei in der Anzahl der Schläuche (Uniram 16010 AS 2,3 l h⁻¹; 0,30m Tropfabstand) variiert. Für die Bereiche, die wiedervernässt werden sollten, wurden 6 Schläuche und für die teilwiedervernässten Bereiche 3 Schläuche je 2,5 m Blockbreite mittels eines umgebauten Grubbers verlegt. Die Einzelschläuche wurden an einen 110 Meter langen Querverteiler (90er PE-Rohr) angeschlossen und mittels zweier elektrischer Tauchpumpen (Caprari Unterwasserpumpe E6P35-6/41W) mit Wasser versorgt. Die Steuerung (Safeguard Steuerung + Pumpensteuerung FluMaster) erfolgte über zwei Drucksensoren (TDS6120-6), die in die Etablierungsfläche verbaut wurden. Um ein Verstopfen der Tropfschläuche entgegenzuwirken, wurde eine selbstreinigende Filterstation (Spin Klein 80 m³ h⁻¹) zwischengeschaltet. Diese aufwändige und sehr teure Technik dient lediglich der Durchführung der Etablierungsversuche und eignet sich nicht für praktische Wiedervernässungsmaßnahmen. Die mittels diesem System erzeugten Wasserstandsänderungen werden in Kapitel 1.2 genauer erläutert (Tabelle 4).



Abbildung 3 Einbau der Unterflurbewässerung am Versuchsstandort Freisinger Moos. Linkes Bild: Mittels umgebauten Grubber werden die Tropfschläuche in 20 cm Bodentiefe abgelegt. Bild Mitte: Alle 40 cm sind die Tropfschläuche mit einem Quer Rohr verbunden. Rechtes Bild: Provisorisch aufgestellte, selbstreinigende Filteranlage sowie Modul zur Steuerung der Unterflurbewässerung.

Boden- und Torfansprache:

Bei allen drei angelegten Bodenprofilen am Standort FSM handelt es sich um Erdniedermoore (Kv-Km) mit einer Torfmächtigkeit zwischen 255 – 290 cm. Abbildung 4 zeigt die Horizontabfolge sowie die Tiefenstufen der Horizonte. Die oberen 34 – 40 cm sind vererdet und weisen den Zersetzungsgrad H8 - H9 auf. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt der Zersetzungsgrad ab. Ab einer Tiefe von 87 – 98 cm liegt der Zersetzungsgrad bereits nur noch bei H2. Die vererdeten Horizonte sind stark bis sehr stark durchwurzelt. Da aufgrund der verlegten Schläuche die Bodenprofile außerhalb der Etablierungsflächen angelegt wurden, ist die Durchwurzelungsintensität und Tiefe allerdings nicht repräsentativ für die Paludikultur-Pflanzen. Der Torf setzt sich hauptsächlich aus Radizellentorf (Hnr) mit unterschiedlichen Beimengungen von Erlen- (Hnle) und Schilftorf (Hnp) zusammen. Im oberen, vererdeten Bereich handelt es sich um amorphe Torfe (Ha) ohne erkennbare Struktur. Unterhalb der Torfschicht liegt eine 7 – 15 cm mächtige Detritusmudde (Fhg) über einer in seiner Tiefe nicht bestimmten Kalkmudde (Fmk) mit einem Carbonatgehalt der Stufe c5.

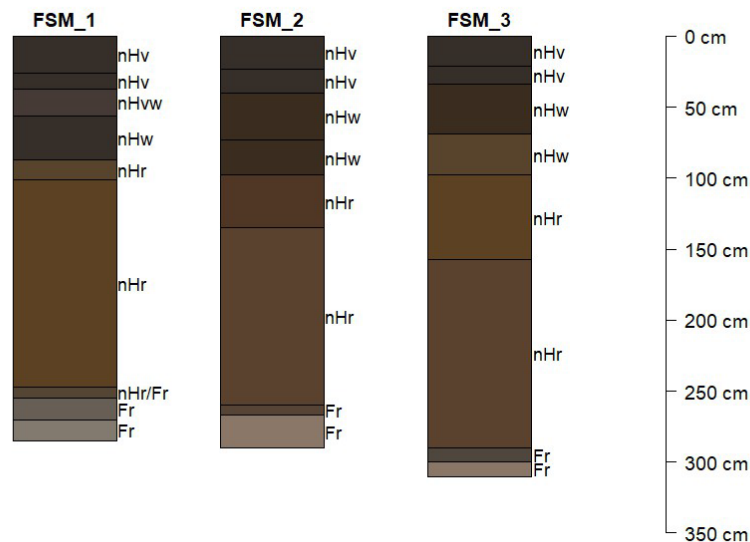


Abbildung 4 Bodenprofile vom Versuchsstandort FSM. Die drei Profile wurden über die Versuchsfläche randomisiert angelegt um die räumliche Heterogenität abzubilden. Die Einfärbung der Horizonte (nach KA5) entspricht der Munsell Farbskala zum Zeitpunkt der Bodenaufnahme am 06. September 2021.

Zur Bestimmung der wichtigsten chemischen und physikalischen Boden- bzw. Torfparameter wurde bis zu einer Tiefe von 50 cm alle 5 cm eine Stechzylinderprobe, sowie alle 10 cm eine gestörte Mischprobe entnommen. Unterhalb von 50 cm wurden die Tiefenstufen 50 – 70 cm und 70 – 100 cm beprobt. Dafür wurde nur in der Mitte eine Stechzylinderprobe sowie über die gesamte Tiefenstufe eine Mischprobe entnommen. Abbildung 5 zeigt die Veränderung der wichtigsten Bodenphysikalischen und -chemischen Parameter mit zunehmender Bodentiefe. Entsprechend des Zersetzungsgrades liegt die Trockenraumdichte (TRD) in den oberen 20 cm an allen Profilen mit $0,42 \pm 0,21 \text{ g cm}^{-3}$ am höchsten. Mit zunehmender Tiefenstufe nimmt die TRD schrittweise bis auf durchschnittlich $0,09 \pm 0,01 \text{ g cm}^{-3}$ in 70 – 100 cm ab. Entgegengesetzt verhält sich das Porenvolumen, welches von $76,7 \pm 7,1 \%$ in den oberen 20 cm auf $91,0 \pm 0,0 \%$ in 70 – 100 cm Tiefe zunimmt. Entsprechend der Zersetzungsgrade nimmt der organische Kohlenstoffgehalt (C_{org}) ebenfalls mit zunehmender Bodentiefe von $23,6 \pm 10,3 \%$ in 20 cm Tiefe auf $47,7 \pm 0,7 \%$ in 70 – 100 cm Tiefe zu. Die zum Zeitpunkt der Beprobung gemessenen mineralischen Stickstoffvorräte (N_{min}), welche sich aus Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) zusammensetzen, liegen in den oberen, durchwurzelteten 30 cm zwischen $14,3 - 22,7 \text{ kg N ha}^{-1}$. Da die Profile nicht in den vernässten Bereichen der Etablierungsfläche angelegt wurden dominiert in den oberen 30 cm NO_3^- . Mit zunehmender Tiefenstufe und abnehmender Sauerstoffverfügbarkeit nimmt der NO_3^- Gehalt ab, während der NH_4^+ Gehalt schrittweise zunimmt. Über die Profiltiefe von 100 cm liegt der gesamte N_{min} -Vorrat zwischen $27,2 - 44,4 \text{ kg N ha}^{-1}$. Da N_{min} über das Jahr sehr variabel sein kann, ist die generelle Aussage zur N-Verfügbarkeit anhand einer einzelnen Beprobung nicht möglich. Die Phosphor- (P) und Kalium-Vorräte (K) variieren in den oberen 30 cm zwischen $49,1 - 71,5 \text{ kg P ha}^{-1}$ bzw. zwischen $53,6 - 80,3 \text{ kg K ha}^{-1}$. Betrachtet man die P und K Vorräte aus Sicht einem konventionell drainierten Grünland oder Ackernutzung auf Moor, so würden die mittleren Vorräte in den oberen 30 cm für P der Gehaltsklasse „niedrig“ und für K der Gehaltsklasse „sehr niedrig“ zugeordnet werden (Knöferl, et al., 2022).

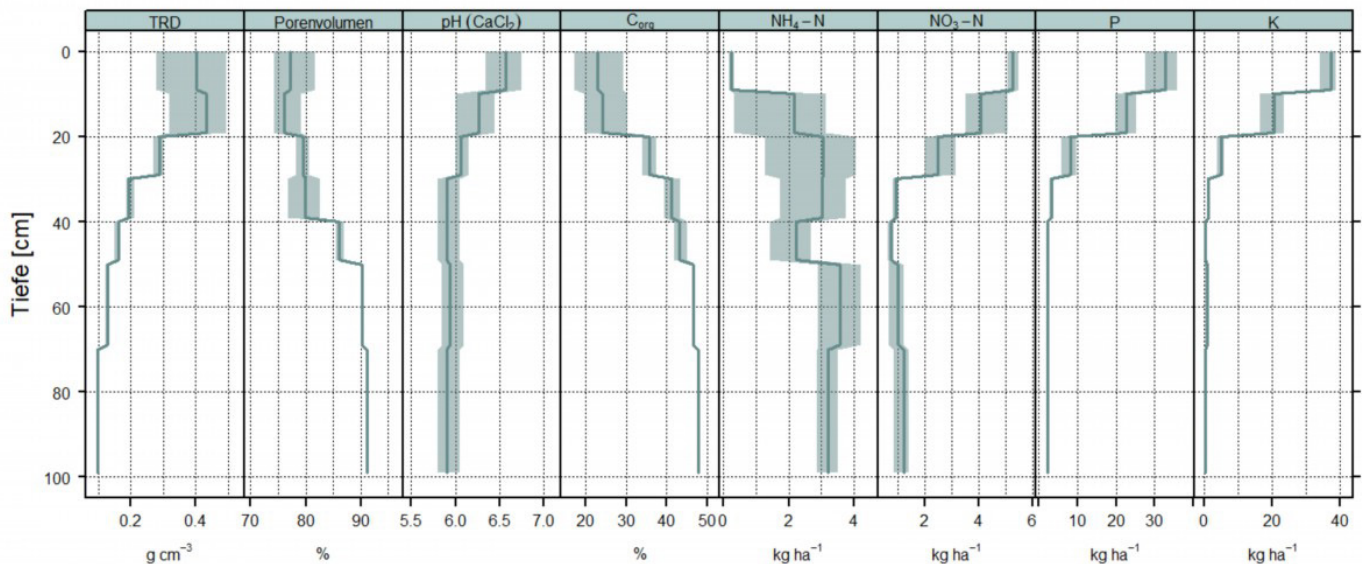


Abbildung 5 Änderung der wichtigsten Bodenphysikalischen und – chemischen Parameter in den oberen 100 cm Profiltiefe am Standort FSM (n=3).

Im September 2016 wurden unmittelbar nach Einrichtung der Etablierungsflächen am Standort FSM eine umfassende Bodenbeprobung in den 15 Blöcken der Etablierungsfläche vorgenommen, um eine räumliche Übersicht über die Heterogenität der wichtigsten Hauptnährelemente (N_{min}, P, K, Mg, Ca) zu erhalten. Dabei wurde je Block eine Mischprobe bestehend aus 10 randomisierten Einzelproben, verteilt über die Blockfläche von jeweils 200 m² der Tiefenstufe 0-30 cm entnommen und analysiert. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die räumliche Verteilung der Hauptnährstoffe in 0 - 30 cm Bodentiefe. Mit Ausnahme der Blöcke mit den *Carex*- und *Typha*-Pflanzungen liegen die P- Vorräte in allen Blöcken in der Gehaltsstufe „sehr niedrig“. Die K-Vorräte liegen mit einer Ausnahme (*Typha*-Pflanzung, Wiedervernässt) ebenfalls alle in der Gehaltsstufe „sehr niedrig“. Bisher gibt es praktisch keine wissenschaftlich fundierten Untersuchungen über die Nährstoffbedarfe der Paludikulturpflanzen. Ebenso liegen keine Informationen darüber vor, zu welchen Zeitpunkten im Jahr welche Nährstoffe in welcher Menge vorliegen müssen. Haldan et al. (2022) haben zwar für *Typha* spp. Mesokosmen Untersuchungen hinsichtlich der Veränderung der Produktivität und Biomassequalität bei unterschiedlichen N-Applikationsmengen (3.6 – 400 kg N ha⁻¹ a⁻¹) durchgeführt, leider wurden in dieser Studie ein NH₄NO₃-Dünger, ohne eine genaue Spezifikation des NH₄⁺ zu NO₃⁻ Verhältnis anzugeben verwendet. Bei dieser Form des Düngers ist unter den nassen Versuchsbedingungen davon auszugehen, dass der überwiegende Teil des NO₃⁻ denitrifiziert wurde und somit nicht den Pflanzen zur Verfügung stand. Somit sind die Aussagen zu den N-Bedarfen nicht valide. P und K wurden in dieser Studie auf die applizierte N-Menge abgestimmt und nicht methodisch in ihrer Einzelwirkung untersucht. Abgeleitet aus den inhaltsstofflichen Untersuchungen aus Kapitel 3.3 wurde eine überschlägige Bedarfsrechnung für N-P-K erstellt. Der errechnete maximale N-Gehalt lag für *Typha latifolia*, *Carex acutiformis*, *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* bei 165, 158, 112 bzw. 96 kg N ha⁻¹. Der P-Gehalt bei 32, 16, 8 bzw. 14 kg P ha⁻¹ sowie der K-Gehalt bei 109, 102, 75, 34 kg K ha⁻¹. Wie oben angesprochen, kann zur N_{min}-Verfügbarkeit im Jahresverlauf bzw. beginnenden Vegetationsperiode keine valide Aussage getroffen werden. Für P scheinen die Vorräte, obwohl sie in der Gehaltsstufe „sehr niedrig“ liegen, für das Wachstum der Paludikulturen ausreichend zu sein. Ein deutliches Defizit ist allerdings beim K- Vorrat festzustellen. Hier liegen die Bedarfe teilweise beim dreifachen des vorhandenen Vorrats. Da alle Paludikulturpflanzen im Herbst ihre Nährstoffe in die Wurzeln und Rhizome zurückverlagern, liegen die N-P-K Entzüge mit der Ernte deutlich niedriger als die maximal errechneten Bedarfe. Kritisch wirken sich bei den vorliegenden K-Vorräten allerdings Sommerernten auf die Ertragsstabilität aus, da damit große Mengen an K entzogen werden.

Tabelle 1 Übersicht über die räumliche Variabilität der Hauptnährstoffe in der Bodentiefe 0-30 cm, innerhalb der Versuchs-Blöcke in der Etablierungsfläche. Je Block wurden 10 randomisierte Einzelproben zu einer Mischprobe vereint.

Pflanzenart	Etablierungsmethode	Wasserstandsklasse	pH (CaCl ₂)	OS [%]	N _{tot} [%]	N _{min} [mg 100ml ⁻¹]	P ₂ O ₅ [mg 100ml ⁻¹]	K ₂ O [mg 100ml ⁻¹]	Mg [mg 100ml ⁻¹]
<i>Carex spp.</i>	Pflanzung	Drainiert	6.0	49	2.15	2.2	5.1	2.7	11.9
<i>Carex spp.</i>	Pflanzung	Teilwiedervernässt	6.1	47	2.45	2.8	4.7	2.7	12.5
<i>Carex spp.</i>	Pflanzung	Wiedervernässt	6.1	49	2.43	2.8	4.1	2.7	13.2
<i>Typha spp.</i>	Pflanzung	Drainiert	6.9	51	2.54	2.9	8.1	3.4	13.5
<i>Typha spp.</i>	Pflanzung	Teilwiedervernässt	6.9	50	2.56	2.7	8.8	3.0	12.5
<i>Typha spp.</i>	Pflanzung	Wiedervernässt	6.5	54	2.57	3.0	7.1	4.4	16.3
<i>Phragmites australis</i>	Pflanzung	Drainiert	6.1	25	1.51	1.5	2.0	1.7	12.2
<i>Phragmites australis</i>	Pflanzung	Teilwiedervernässt	6.1	37	2.00	2.3	2.0	2.0	12.9
<i>Phragmites australis</i>	Pflanzung	Wiedervernässt	6.2	41	2.14	1.5	2.0	2.7	12.2
<i>Phalaris arundinacea</i>	Pflanzung	Drainiert	6.0	22	1.21	1.2	2.0	1.4	10.8
<i>Phalaris arundinacea</i>	Pflanzung	Teilwiedervernässt	6.1	37	2.01	1.6	2.4	1.7	13.2
<i>Phalaris arundinacea</i>	Pflanzung	Wiedervernässt	6.1	47	2.38	1.3	2.4	2.0	12.9
<i>Carex spp.</i>	Einsaat	Drainiert	6.0	22	1.15	2.3	2.0	1.4	11.2
<i>Carex spp.</i>	Einsaat	Teilwiedervernässt	6.1	35	1.95	2.9	2.7	2.0	13.9
<i>Carex spp.</i>	Einsaat	Wiedervernässt	6.0	37	1.98	3.0	3.0	2.4	12.9
<i>Typha spp.</i>	Einsaat	Drainiert	6.0	31	1.64	1.3	2.0	1.4	10.8
<i>Typha spp.</i>	Einsaat	Teilwiedervernässt	6.2	36	1.69	2.1	2.7	2.0	11.5
<i>Typha spp.</i>	Einsaat	Wiedervernässt	5.9	43	2.19	1.7	3.0	2.4	12.5
<i>Phragmites australis</i>	Einsaat	Drainiert	5.9	17	0.93	1.2	1.7	1.0	8.5
<i>Phragmites australis</i>	Einsaat	Teilwiedervernässt	6.0	30	1.74	2.1	2.4	1.7	10.8
<i>Phragmites australis</i>	Einsaat	Wiedervernässt	6.0	41	1.82	1.9	2.4	1.7	10.8
<i>Phalaris arundinacea</i>	Einsaat	Drainiert	6.0	16	0.81	2.1	1.7	1.4	8.1
<i>Phalaris arundinacea</i>	Einsaat	Teilwiedervernässt	6.8	26	1.45	3.2	3.0	1.7	7.4
<i>Phalaris arundinacea</i>	Einsaat	Wiedervernässt	7.1	22	1.31	2.7	2.7	1.4	6.4

1.1.2 VERSUCHSSTANDORT RIEDHAUSEN

T. EICKENSCHIEDT, C. BOCKERMANN, A. SCHUMANN UND U. MÄCK

Das etwa 4000 ha große Schwäbische Donaumoos liegt in Süddeutschland östlich von Ulm in den Bundesländern Bayern und Baden- Württemberg. In der Folge tektonischer Vorgänge während des Tertiärs und Quartärs vor ca. 17 Mio. Jahren entstand zwischen der Schwäbischen Alb und den Iller- Lech-Schotterplatten des Voralpenlandes eine weite Senke. Im Lauf der Jahrtausende nach der letzten Eiszeit entwickelte sich ein etwa 4.000 ha großes Niedermoor mit heute noch bis zu 3 m mächtigen Torfschichten. Das von Norden von der Schwäbischen Alb zuströmende Karstgrundwasser ist von entscheidender Bedeutung für das Niedermoor. Die für die Moorbildung notwendige, ständig hohe Vernässung war vor allem durch den Wasserzustrom vom Terrassenrand her und durch Druckaufstieg aus dem Untergrund verursacht. Im Zentralbereich des Schwäbischen Donaumooses liegen tonig-schluffige Deckschichten dem Kieskörper mit eis- und nacheiszeitlichen Kiesschottern auf. Darüber lagern Phragmites- und Carex- Radizellentorfe, mäßig bis stark zersetzt mit einer maximalen Mächtigkeit entlang der Terrassenkante.

Das Umfeld der Projektfläche, die am südlichen Rand der Moorfläche liegt, wird ausnahmslos landwirtschaftlich intensiv genutzt, großteils mit Ackerkulturen wie Mais, Kartoffeln und Getreide. Die wenigen Grünlandflächen waren fast alle zuvor Äcker und sind das Ergebnis der Arbeiten der ARGE Donaumoos zur Optimierung des Wiesenbrüterlebensraumes. Sie werden - wenigstens zeitweise- beweidet oder dienen der Winterfuttergewinnung. Die Projektfläche Riedhausen (RH; 48°29'54.0"N 10°15'09.8"E) selbst war vor Projektbeginn ebenfalls zur Hälfte als Acker bzw. Grünland genutzt und somit über Gräben entwässert. Oberstromig der Projektfläche liegt noch eine ältere Grünlandfläche im Eigentum desselben Landwirtes.



Abbildung 6 Einbau der Grabenverschlüsse aus Kunststoffspundwänden am Versuchsstandort RH.

Wiedervernässungsmaßnahmen:

Im Zuge des Projektes wurden im März 2019 zwei Entwässerungsgräben auf der Fläche mit Stauwehren aus Kunststoffspundwänden eingebaut (Abbildung 6). Ein dritter Entwässerungsgraben am Südrand der Versuchsfläche wurde offengehalten um sicherzustellen, dass die angrenzenden Nachbarflächen weiterhin entwässert blieben. Aufgrund der geringen Niederschläge und der insgesamt großflächigen Grundwasserabsenkung im gesamten näheren Umfeld zur Versuchsfläche erzielte diese Maßnahme keine nennenswerte Veränderung des mittleren Grundwasserstands (Abbildung 7). Im Jahr 2020 lag der mittlere Grundwasserstand in der *Carex acutiformis* bzw. *Phalaris arundinacea* Versuchsfläche bei -99,4 cm bzw. -107,4 cm unter der Geländeoberfläche. Um zusätzliches Wasser für die Wiedervernässung zu bekommen, wurden im April 2021 zwei Brunnen gebohrt und Grundwasser aus dem Kiesaquifer mit solarbetriebenen Pumpen in die eingestauten Gräben eingespeist. Den mittleren Grundwasserstand in der *Carex acutiformis* bzw. *Phalaris arundinacea* Versuchsfläche konnte damit zwar auf -45,7 cm bzw. -60,4 cm unter der Geländeoberfläche angehoben werden, eine erfolgreiche Wiedervernässung der gesamten Fläche konnte allerdings nicht erzielt werden. In den Teilflächen von *Carex* bzw. *Phalaris*, in denen die

Spurengasmessungen im Jahr 2021 durchgeführt wurden, konnten mit dieser Maßnahme zumindest mittlere Grundwasserstände von $-29,5$ cm bzw. $-12,6$ cm erzielt werden. Insgesamt sind die hydrologischen Bedingungen in RH als sehr schwierig zu bewerten. Erfolgreiche Wiedervernässungen in diesem Gebiet sind wahrscheinlich nur in einem größeren Flächenmaßstab unter Einbeziehung eines permanent wasserführenden Vorfluters möglich.

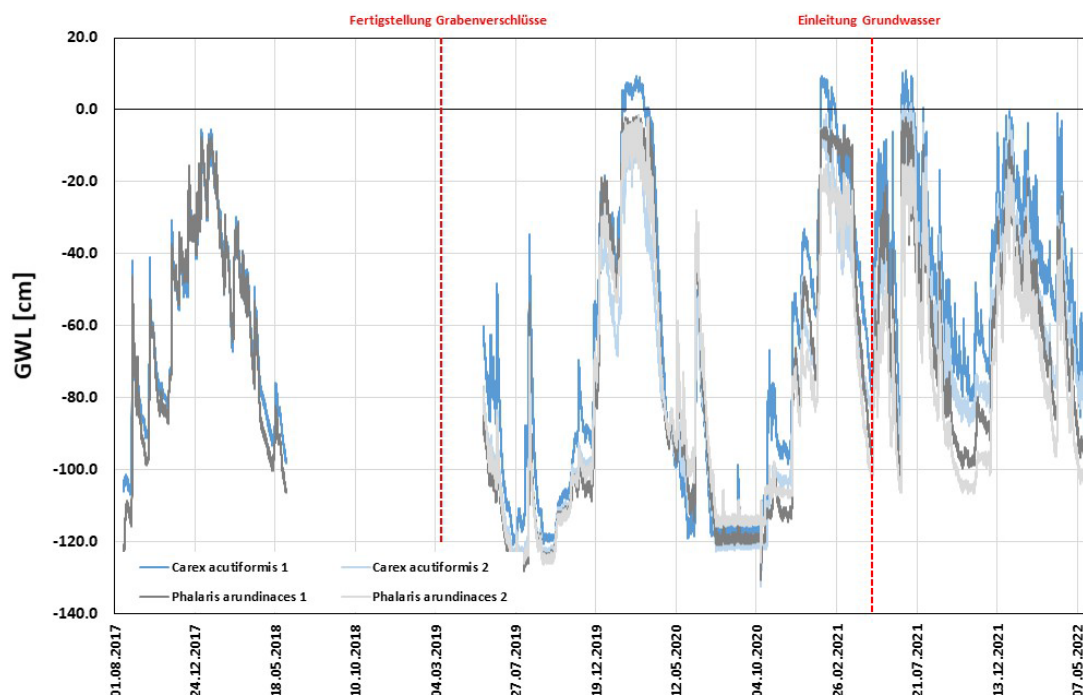


Abbildung 7 Grundwasserstands-Ganglinien am Standort RH vor und nach den Wiedervernässungsmaßnahmen

Boden- und Torfansprache:

Am Standort RH kommen als Bodentypen Anmorgleye sowie Erdniedermoore (Kv-Km) mit einer Torfmächtigkeit zwischen 26 – 65 cm vor. Abbildung 8 zeigt die Horizontabfolge sowie die Tiefenstufen der Horizonte von den drei angelegten Bodenprofilen. Die Torfhorizonte sind, je nach Mächtigkeit, bis in 58 cm tiefe vererdet bzw. teilweise vermulmt und weisen den Zersetzungsgrad H10 – H9 auf. Im Bereich der *Phalaris*- Etablierung sind die vererdeten Horizonte in den oberen 22 - 33 cm stark bis sehr stark durchwurzelt. In der *Carex*- Etablierungsfläche liegt ebenfalls bis in eine Bodentiefe von 33 cm eine starke Durchwurzlung vor. Aufgrund der sehr starken Degradierung handelt es sich um amorphe Torfe (Ha) ohne erkennbare Struktur. Unterhalb der Torfschicht liegt eine 20 – 35 cm mächtige Tonmudde (Fmt) aus lehmigem Ton (Ti) über einer in seiner Tiefe nicht bestimmten Kalkmudde (Fmk) mit einem Carbonatgehalt der Stufe c4 - c5. Zur Bestimmung der wichtigsten chemischen und physikalischen Boden- bzw. Torfparameter wurde je nach Torfmächtigkeit bis zu einer Tiefe von 50 cm alle 5 cm eine Stechzylinderprobe, sowie alle 10 cm eine gestörte Mischprobe entnommen. Unterhalb von 50 cm wurden die Tiefenstufen 50 – 70 cm sowie 70 – 100 cm mittels Stechzylindern beprobt. Mischproben wurden lediglich an Profil Nr. 2 bis in eine Tiefe von 70 cm entnommen. Abbildung 9 zeigt die Veränderung der wichtigsten Bodenphysikalischen und -chemischen Parameter mit zunehmender Bodentiefe. Die TRD in den oberen 20 cm liegt bei $0,38 \pm 0,05 \text{ g cm}^{-3}$. An Profil Nr. 2 nimmt die TRD mit zunehmender Bodentiefe auf $0,22 \text{ g cm}^{-3}$ in 50 – 60 cm Tiefe ab. Die Tonmudde weist eine TRD von $1,45 \pm 0,05 \text{ g cm}^{-3}$. Das Porenvolumen liegt in den oberen 20 cm bei $69,3 \pm 4,5 \%$ und nimmt in der Tonmudde auf $45,4 \pm 1,4 \%$ ab. Der C_{org} Gehalt liegt in den oberen 20 cm bei $34,4 \pm 3,7 \%$ und nimmt prinzipiell in allen drei Profilen mit zunehmender Bodentiefe zu.

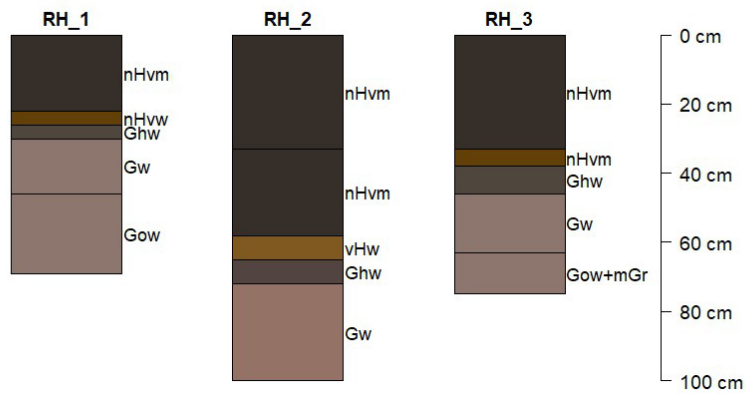


Abbildung 8 Bodenprofile vom Versuchsstandort RH. Die drei Profile wurden über die Versuchsfläche randomisiert angelegt um die räumliche Heterogenität abzubilden. Die Einfärbung der Horizonte (nach KA5) entspricht der Munsell Farbskala zum Zeitpunkt der Bodenaufnahme am 07. September 2021.

Die zum Zeitpunkt der Beprobung gemessenen mineralischen Stickstoffvorräte (N_{\min}) liegen in den oberen durchwurzelten 30 cm zwischen $7,0 - 23,9 \text{ kg N ha}^{-1}$. Da die Wiedervernässung nicht erfolgreich umgesetzt werden konnte, dominiert in den oberen 30 cm NO_3^- . Mit zunehmender Tiefenstufe und abnehmender Sauerstoffverfügbarkeit nimmt der NO_3^- Gehalt ab, während der NH_4^+ Gehalt schrittweise im Torfkörper zunimmt. Über die Profiltiefe von 70 cm liegt der gesamte N_{\min} -Vorrat am Profil Nr. 2 bei $19,5 \text{ kg N ha}^{-1}$. Da N_{\min} über das Jahr sehr variabel sein kann, ist die generelle Aussage zur N-Verfügbarkeit anhand einer einzelnen Beprobung nicht möglich. Die Phosphor- (P) und Kalium-Vorräte (K) variieren in den oberen 30 cm zwischen $21,4 - 64,8 \text{ kg P ha}^{-1}$ bzw. zwischen $96,1 - 132,2 \text{ kg K ha}^{-1}$. Betrachtet man die P und K Vorräte aus Sicht einem konventionellen, drainierten Grünland oder Ackernutzung auf Moor, so würden die mittleren Vorräte in den oberen 30 cm für P und K der Gehaltsklasse „niedrig“ zugeordnet werden (Knöferl, et al., 2022). Setzt man die vorgefundenen Vorräte an P und K wieder in ein Verhältnis zu den geschätzten P- und K- Bedarfen der Paludikulturen, so scheinen die Vorräte an P und K für das Wachstum von *Phalaris* und *Carex* an diesem Standort noch ausreichend vorhanden zu sein. Da die Vorräte aber gerade so die Bedarfe decken, wird es wahrscheinlich an diesem Standort über einen längeren Bewirtschaftungszeitraum zu einem Ertragsrückgang kommen, sollte der N-P-K-Entzug durch die Ernte nicht mit dem eingeleiteten Bewässerungswasser ausgeglichen werden. Nach aktuellen Schätzungen liegen die N-P-K-Entzüge durch eine einmalige Schnittnutzung im Winter auf diesem Standort für die *Carex*- und *Phalaris*- Fläche bei 150 bzw. $135 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 18 bzw. $16 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und 47 bzw. $42 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

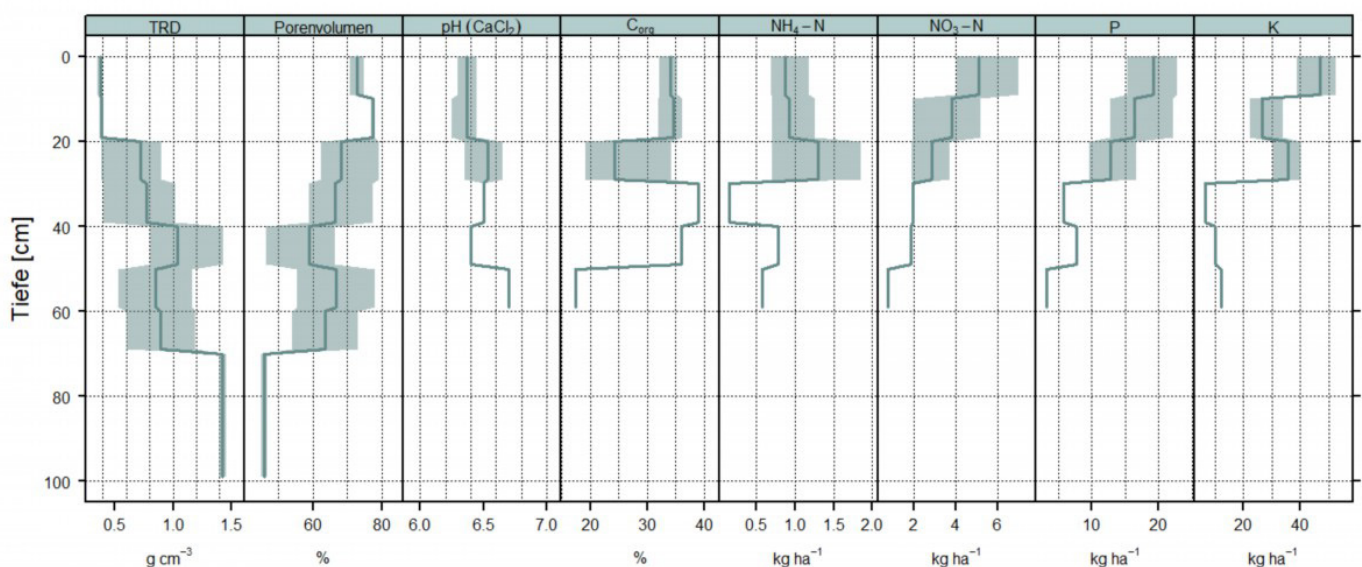


Abbildung 9 Änderung der wichtigsten bodenphysikalischen und -chemischen Parameter in den oberen 100 cm Profiltiefe am Standort RH (n=3).

1.1.3 VERSUCHSSTANDORT LANGENMOSEN

T. EICKENSCHIEDT, C. BOCKERMANN UND M. HAFNER

Das bayerische Donaumoos ist das größte Niedermoor in Süddeutschland. Es befindet sich im Dreieck der Städte Neuburg, Schrobenhausen und Ingolstadt. Rund 15.000 Menschen leben in diesem Naturraum. Die maßgebliche Moorbildung begann nach der Würm-Eiszeit vor etwa 10.000 Jahren. Die Donau hatte ihr Bett nach Norden verlagert und ließ große Mengen an Schottermaterial zurück, das den Abfluss in die Donau verzögerte. In der Folge reicherte sich im Gebiet organisches Material an und es begann die Torfbildung.

Ab dem Jahr 1790 begann auf Anweisung von Kurfürst Karl Theodor die Besiedlung und Urbarmachung der bis dahin weitgehend unzugänglichen Sumpflandschaft. Rund 470 Kilometer Kanäle und Gräben wurden zur Bewirtschaftung des Moores angelegt. Gleichzeitig entstanden die typischen Straßendörfer. Mit der Entwässerung setzte die Moorsackung und die Moorersetzung ein. Inklusiv der bis Mitte des 20. Jahrhunderts durchgeführten Torfstiche sind bis heute rund drei Meter Moormächtigkeit verloren gegangen. Jährlich entweichen im Donaumoos durch die Zersetzungsprozesse weiterhin rund 400.000 Tonnen CO₂-Äquivalente an klimarelevanten Gasen.

Im Entwicklungskonzept Donaumoos ist das Gebiet im Bereich der MOORuse-Projektfläche großflächig als Moorschuttkulisse (rd. 300 ha zzgl. rd. 300 ha Pufferflächen) ausgewiesen. Diese Kulisse ist im Süden abgegrenzt durch das Tertiärhügelland von dessen Grundwasserleitern das Gebiet gespeist wird. Verantwortlich für die Umsetzung der dortigen Moorschutzmaßnahmen ist der Donaumoos-Zweckverband. Bei der Projektfläche Langenmosen (48°37'32.9"N 11°12'54.2"E) selbst handelt es sich um eine fünf Hektar große ehemalige Ackerfläche.



Abbildung 10 a und b) Durchtrennung bzw. Entfernen der ehemaligen Drainagerohre im Bereich der gesamten Versuchsfläche. c) Angelegter, mäandrierender Graben zur Einleitung des Bewässerungswassers. d) Wassergefüllter Querverteiler oberhalb der gepflanzten *Typha angustifolia* Versuchsfläche unmittelbar nach der Wassereinleitung.

Wiedervernässungsmaßnahmen:

Um die Grundwasserstände innerhalb der Fläche ganzjährig auf ein oberflächennahes Niveau zu erhöhen, wurden im Juli 2018 die bestehenden Drainageleitungen jeweils Abschnittsweise durchtrennt bzw. vollständig entnommen (Abbildung 10). Ausgenommen von der Kappung war lediglich eine Drainage an der westlichen Grundstücksgrenze zur Sicherung eines privaten Nachbargrundstückes. Zusätzlich wurde ein mäandrierender Einleitungsgraben mit kleinen Teichbereichen angelegt, welcher mit einem hangaufwärts angrenzenden, permanent wasserführenden Entwässerungsgraben verbunden wurde (Abbildung 10). Somit konnte eine ganzjährige Wassereinleitung erzielt werden. Auf der Versuchsfläche selbst stößt der Einleitungsgraben an einen Querverteilergraben, der sich über die gesamte Breite der Versuchsfläche oberhalb der *Typha angustifolia* Pflanzung ausdehnt. So konnte eine relativ gleichmäßige Wasserverteilung erzielt werden. Um eine schneller und gleichmäßigere Wiedervernässung der gesamten Versuchsfläche zu erzielen, wurden im Jahr 2019 zusätzlich zwei weitere Quergräben oberhalb der *Carex*- bzw. *Phalaris*-Versuchsfläche mittels Einscharpflug angelegt, welche wiederum über kleine, flache Längsgräben miteinander verbunden wurden. Bereits im Jahr 2018 konnte der Grundwasserstand im Jahresmittel im Bereich der Typha- Pflanzung auf $-18,6$ cm unter der Geländeoberfläche angehoben werden (Abbildung 11). Dieser Wert bezieht sich zudem auf einen eher trockenen Bereich der Versuchsfläche. In Teilen war die Typha- Anpflanzung permanent überstaut. Im Jahr 2019 lagen die mittleren Grundwasserstände in den trockeneren Bereichen der Typha-, Carex- und Phalaris-Versuchsfläche bei $-24,7$ cm, $-22,9$ cm sowie bei $-27,5$ cm unter der Geländeoberfläche. Im Jahr 2020 bei $-28,4$ cm, $-24,2$ cm sowie bei $-26,6$ cm und im Jahr 2021 bei $-16,4$ cm, $-10,8$ cm sowie bei $-12,4$ cm unter der Geländeoberfläche. Große Bereiche waren aber auch deutlich nasser, wie die Grundwasserstandsaufzeichnungen in den Bereichen der Spurengasmessungen im Jahr 2021 gezeigt haben (Typha = $0,3$ cm, Carex = $-4,0$ cm, Phalaris = $0,0$ cm). Insgesamt kann die Wiedervernässung am Versuchsstandort in Langenmosen als erfolgreich gewertet werden. Trotz der Hanglage mit mehr als 7 Metern Gefälle auf einer Länge von 300 Metern ist es sehr gut gelungen, relativ einheitliche Grundwasserstände auf einer Fläche von 5 ha zu implementieren.

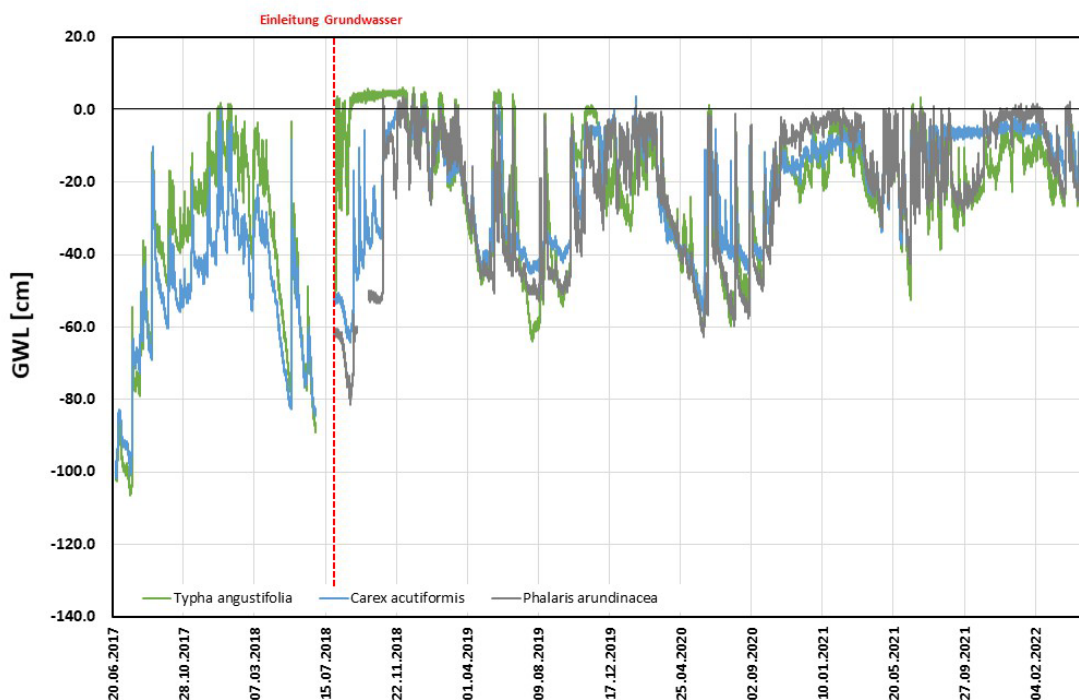


Abbildung 11 Grundwasserstands-Ganглиen am Standort LM vor und nach der Wiedervernässungsmaßnahme

Bodenansprache:

Bei allen drei angelegten Bodenprofilen am Standort LM handelt es sich um Erdniedermoore (Kv-Km) mit einer Torfmächtigkeit zwischen 230 – 365 cm. Abbildung 12 zeigt die Horizontabfolge sowie die Tiefenstufen der Horizonte. Die oberen 37 – 54 cm sind vererdet und weisen den Zersetzungsgrad H8 - H9 auf. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt der Zersetzungsgrad ab. Ab einer Tiefe von 67 – 90 cm liegt der Zersetzungsgrad bereits nur noch bei H3 – H2. Innerhalb der *Typha angustifolia* und *Carex acutiformis* und Etablierungsflächen weisen die oberen 24 bzw. 19 cm eine sehr starke Durchwurzelung auf. In der *Phalaris arundinacea* Fläche liegt ein 2 cm starker Wurzelfilz auf dem Oberboden auf. Die obersten 28 cm sind zudem ebenfalls extrem stark durchwurzelt (W6), wobei die Durchwurzelung in 28 cm Bodentiefe nahezu abrupt endet. Gegenläufig verhält sich die Durchwurzelung in der *Carex* Versuchsfläche, wo die Durchwurzelungsintensität graduell bis in eine Tiefe von 61 cm abnimmt. Der Torf am Standort LM setzt sich hauptsächlich aus Radizellentorf (Hnr) mit unterschiedlichen Beimengungen von Erlen- (Hnle) und Schilftorf (Hnp) zusammen. Im oberen, vererdeten Bereich handelt es sich um amorphe Torfe (Ha) ohne erkennbare Struktur. Unterhalb der Torfschicht liegt bei Profil Nr. 1 und 2 eine in ihrer Tiefe nicht bestimmte Sandmudde (Fms). Während das Profil Nr. 1 und 2. eine ähnliche Horizont- und Torfabfolge aufweisen, zeigt das Profil Nr. 3 ab einer Bodentiefe von 173 cm eine sich abwechselnde Abfolge von Radizellen- (Hnr) bzw. Erlen- (Hnle), die von unterschiedlich mächtigen Kalkmudden (Fmk) mit einem Carbonatgehalt der Stufe c5 überdeckt wurden.

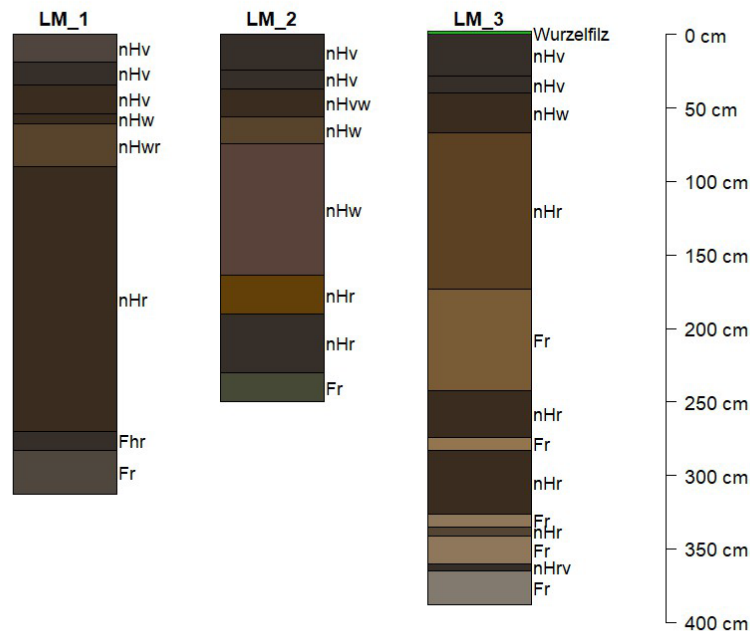


Abbildung 12 Bodenprofile vom Versuchsstandort LM. Die drei Profile wurden über die Versuchsfläche randomisiert angelegt um die räumliche Heterogenität abzubilden. Die Einfärbung der Horizonte (nach KA5) entspricht der Munsell Farbskala zum Zeitpunkt der Bodenaufnahme am 09. September 2021.

Zur Bestimmung der wichtigsten chemischen und physikalischen Boden- bzw. Torfparameter wurde bis zu einer Tiefe von 50 cm alle 5 cm eine Stechzylinderprobe sowie alle 10 cm eine gestörte Mischprobe entnommen. Unterhalb von 50 cm wurden die Tiefenstufen 50 - 70 cm und 70 - 100 cm beprobt. Dafür wurde nur in der Mitte eine Stechzylinderprobe sowie über die gesamte Tiefenstufe eine Mischprobe entnommen. Abbildung 13 zeigt die Veränderung der wichtigsten Bodenphysikalischen und -chemischen Parameter mit zunehmender Bodentiefe. Entsprechend des Zersetzungsgrades liegt die Trockenraumdichte (TRD) in den oberen 20 cm an allen Profilen mit $0,43 \pm 0,05 \text{ g cm}^{-3}$ am höchsten. Mit zunehmender Tiefenstufe nimmt die TRD schrittweise bis auf durchschnittlich $0,13 \pm 0,01 \text{ g cm}^{-3}$ in 70 - 100 cm ab. Entgegengesetzt verhält sich das Porenvolumen welches von $74,3 \pm 1,21 \%$ in den oberen 20 cm auf $92,1 \pm 1,77 \%$ in 70 - 100 cm Tiefe zunimmt. Entsprechend der Zersetzungsgrade nimmt der organische Kohlenstoffgehalt (C_{org}) ebenfalls mit zunehmender Bodentiefe von $24,0 \pm 3,5 \%$ in 20 cm Tiefe auf $46,1 \pm 1,8 \%$ in 70 - 100 cm Tiefe zu. Die zum Zeitpunkt der Beprobung gemessenen mineralischen Stickstoffvorräte (N_{min}) liegen in den oberen durchwurzelteten 30 cm zwischen $8,7 - 12,0 \text{ kg N ha}^{-1}$. Aufgrund der Wiedervernässung dominiert NH_4^+ im gesamten Bodenprofil. Über die Profiltiefe von 100 cm liegt der gesamte N_{min} - Vorrat zwischen $28,0 - 54,3$

kg N ha⁻¹. Da N_{min} über das Jahr sehr variabel sein kann, ist die generelle Aussage zur N- Verfügbarkeit anhand einer einzelnen Beprobung nicht möglich. Die Phosphor- (P) und Kalium-Vorräte (K) in den oberen 30 cm variieren in Abhängigkeit des Bodenprofils sehr stark und liegen zwischen 68,6 - 280,4 kg P ha⁻¹ bzw. zwischen 68,1 - 370,7 kg K ha⁻¹. Betrachtet man die P und K-Vorräte aus Sicht einer konventionellen, drainierten, Grünland oder Ackernutzung auf Moor, so würden die mittleren Vorräte in den oberen 30 cm für P der Gehaltsklasse „optimal“ und für K der Gehaltsklasse „niedrig-optimal“ zugeordnet werden (Knöferl, et al., 2022). Setzt man die vorgefundenen Vorräte an P und K wieder in ein Verhältnis zu den geschätzten P- und K-Bedarfen der Paludikulturen, so scheinen die Vorräte an P und für das Wachstum von *Typha angustifolia*, *Phalaris arundinacea* und *Carex acutiformis* an diesem Standort ausreichend vorhanden zu sein. Beim Kalium scheint lediglich die *Typha angustifolia* Fläche ausreichend versorgt zu sein. Für *Phalaris* und *Carex* decken die Vorräte den potentiellen Bedarf gerade nicht. Inwieweit es wahrscheinlich wird, dass es an diesem Standort über einen längeren Bewirtschaftungszeitraum zu einem Ertragsrückgang kommt, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht beantwortet werden, da vermutlich der N-P-K-Entzug durch die Ernte mit dem eingeleiteten Bewässerungswasser ausgeglichen wird. Nach aktuellen Schätzungen liegen die N-P-K-Entzüge durch eine einmalige Schnittnutzung im Winter auf diesem Standort für die *Typha*- *Carex*- und *Phalaris*-Fläche bei 110 - 145 kg N ha⁻¹ a⁻¹, 13 - 25 kg P ha⁻¹ a⁻¹ und 35 - 65 kg K ha⁻¹ a⁻¹.

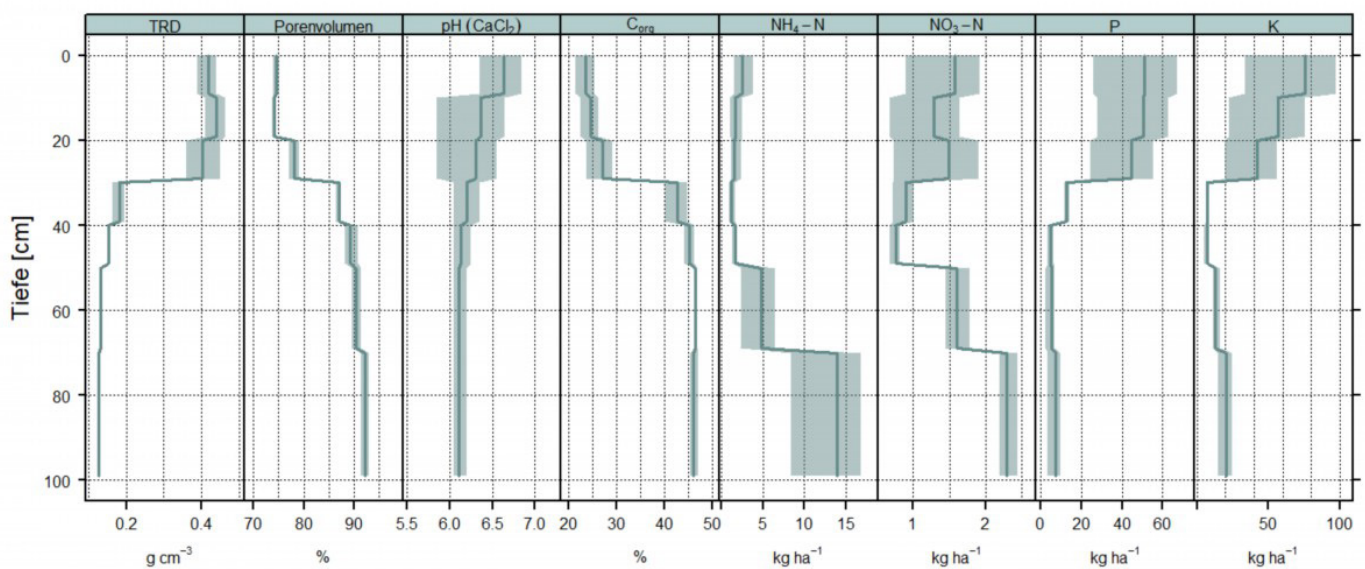


Abbildung 13 Änderung der wichtigsten Bodenphysikalischen und - chemischen Parameter in den oberen 100 cm Profiltiefe am Standort LM (n=3).

1.2 ETABLIERUNG UND MANAGEMENT VON PALUDIKULTUREN

T. EICKENSCHIEDT, J. KRIMMER, U. MÄCK, A. SCHUMANN UND M. DRÖSLER

Zusammenfassung

Bis zum Jahr 2016 gab es keine auf empirischen Daten beruhenden Untersuchungen, welche Methoden bzw. Techniken sich für die großflächige Etablierung von potentiell geeigneten Paludikulturpflanzen eignen. In der vorliegenden Studie wurden in einem teilrandomisierten Blockexperiment unterschiedliche Etablierungsverfahren und Techniken an sechs unterschiedlichen Paludikulturpflanzen entlang eines Wiedervernässungsgradienten über einen Zeitraum von sechs Jahren im Freisinger Moos getestet. Die geeignetsten Verfahren wurden dann auf zwei weiteren Untersuchungsflächen auf landwirtschaftlichen Maßstab evaluiert. Parallel dazu wurden unterschiedliche Managementverfahren zur Bewirtschaftung der Paludikulturen überprüft. Abgeleitet aus den Ergebnissen wurde ein Leitfaden zur Etablierung von Niedermoor- Paludikulturen erstellt. Als Schlüsselfaktor für eine erfolgreiche Etablierung der unterschiedlichen Paludikulturpflanzen hat sich die Zeitspanne von der Etablierung bis zu einer vollständigen Wiedervernässung herausgestellt. Mit Ausnahme von *Carex* spp. kann eine Aussaat von allen anderen getesteten Pflanzenarten empfohlen werden, wenn der Wasserstand unmittelbar (1 - 7 Tage nach der Aussaat) bis an die Geländeoberfläche angehoben werden kann. Die Pflanzung von Ballenpflanzen ist, in Abhängigkeit von der Pflanzenart zeitlich flexibler (max. ein Monat) von der Wiedervernässung entkoppelt, solange ausreichend Niederschlag vorhanden ist, um ein Absterben der Pflanzen zu verhindern. Abgeleitet aus den Untersuchungen werden Empfehlungen zur Flächenvorbereitung, Pflanz- und Aussaattechniken, geeigneten Pflanz- und Aussaatmaschinen, Pflanzverbänden und Aussaatstärken gegeben.

1.2.1 EINLEITUNG

Aktuell werden Moorböden bundesweit entwässert und häufig intensiv als Dauergrünland oder Ackerflächen bewirtschaftet, während Paludikulturen bisher nur in sehr wenigen Pilotstudien umgesetzt wurden. In den wenigen bereits durchgeführten Studien zu alternativen Moornutzungsformen konnte gezeigt werden, dass eine nachhaltige Bewirtschaftung von Niedermoorböden theoretisch möglich ist (siehe z.B. Joosten und Schröder, 2013; Gaudig et al., 2014), die Etablierung von Paludikulturen jedoch noch nicht praxistauglich für größere Anpflanzungen umsetzbar war. Aus Klima-, Naturschutz- und Produktivitätssicht sollten vorrangig drainierte Acker und intensive Grünlandstandorte in Paludikulturen umgewandelt werden, da somit der größtmögliche Effekt hinsichtlich der Wiederherstellung der Ökosystemdienstleistungen dieser Standorte erzielt werden kann.

Für Paludikulturen werden standorttypische Pflanzen genutzt, die an der Moorbildung beteiligt waren und daher an hohe Wasserstände angepasst sind. Dafür eignen sich auf wiedervernässten, degradierten Niedermooren unter anderem das Gemeine Schilf (*Phragmites australis*), das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Rohrkolbenarten (*Typha* spp.) und Großseggen (*Carex* spp.), da von ihnen bekannt ist, dass sie sehr produktiv sind und somit große Biomasse mengen produziert werden können. Alle bisherigen Paludikulturarten werden als Dauerkulturen bewirtschaftet, bei denen die oberirdische Biomasse genutzt werden kann. Zukünftig wird die Anzahl an vielversprechenden Paludikulturarten vermutlich zunehmen, da eine Vielzahl an feuchte angepassten Arten weltweit existieren. Das Greifswald Moor Centrum betreibt dazu eine Datenbank mit potentiellen Paludikulturpflanzen (<https://www.greifswaldmoor.de/dppp.html>, Abel et al., 2013).

Bis zum Jahr 2016 gab es keine, auf empirischen Daten beruhenden Untersuchungen, welche Methoden bzw. Techniken sich für die großflächige Etablierung von Paludikulturen eignen. Einzelne Projekte hatten zwar kleinräumige Paludikulturflächen angelegt, der Fokus der Arbeiten lag aber eher in der Anlage von Pilotflächen zur Demonstration der generellen Umsetzbarkeit. Vereinzelt wurden grobe Aussagen hinsichtlich Pflanzverbände und Pflanztermine für einzelne Pflanzenarten gegeben, ohne diese jedoch methodisch zu vergleichen. Im VIP Projekt wurde beispielsweise Schilf mit einer umgebauten Forstpflanzmaschine gesetzt. Im Donaumoos Projekt (DBU) wurden die *Typha* Pflanzen manuell gepflanzt. Aktuelle Projekte die parallel zum MOORuse-Projekt durchgeführt wurden, zeigen eine umfangreichere und methodischere

Herangehensweise. Im Jahr 2022 wurde basierend auf den Projekten MoKli, MORGEN und Paludi-PRIMA ein Leitfaden für die Umsetzung von Paludikulturen von Nordt et al. (2022) publiziert. Die Autoren führen erstmalig ein Kapitel zur Flächeneinrichtung und Bewirtschaftung auf. Darin werden unter anderem die Notwendigkeit einer Bodenbearbeitung (Pflügen, Eggen, Grubbern, Fräsen der Grasnarbe) für die Etablierung sowie der Bereitung des Saatbetts bzw. der Reduzierung der Konkurrenz durch Wildkräuter während der Etablierungsphase aufgeführt. Für die Etablierung der Paludikulturen empfehlen die Autoren Methoden der Grünlanderneuerung (z.B. Schlitzsaat) oder der Erstaufforstung von Grünland (z.B. Streifenfräse) anzuwenden. Zudem wird für die maschinelle Pflanzung wie im VIP- Projekt eine Forstpflanzmaschine präferiert. Eine detaillierte Vorgehensweise für die Grundboden-, Saat- bzw. Pflanzbett Bereitung sowie zur Durchführung der Aussaat und maschinellen Pflanzung werden allerdings nicht bereitgestellt.

1.2.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Vorläufer Studien haben gezeigt, dass die Etablierung von Paludikulturen zu Projektbeginn noch nicht praxistauglich für landwirtschaftliche Flächen umsetzbar war. Das Ziel des Forschungsvorhabens lag daher auf der Erarbeitung eines Handlungsleitfadens für die erfolgreiche Etablierung von Niedermoor-Paludikulturen im landwirtschaftlichen Maßstab.

Da die Etablierung neben der Wiedervernässung den größten Kostenpunkt darstellt, wurden verschiedene Etablierungsverfahren sowohl aus Sicht der Sicherheit des Etablierungserfolges als auch deren ökonomische Auswirkung (Modul 4) betrachtet. Neben der reinen Erstetablierung wurden auch unterschiedliche Varianten im Bestandesmanagement untersucht, um erste Empfehlungen zur Bestandesführung von unterschiedlichen Paludikulturen ableiten zu können.

Folgende Fragestellungen wurden untersucht:

- 1) Welche Verfahren (Pflanzung oder Saat) eignen sich für die Etablierung von unterschiedlichen Paludikultur-Pflanzen (*Carex acutiformis*, *Carex acuta*, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Typha latifolia* und *Typha angustifolia*) in Niedermooren?
- 2) Welchen Einfluss haben die Flächenvorbereitung und die Wiedervernässung auf den Etablierungserfolg?
- 3) Wie gut lassen sich Paludikulturen im operativen Betrieb in die Fläche bringen?
- 4) Wie müssen Paludikulturen bewirtschaftet werden damit sie langfristig stabile Erträge liefern und möglichst monodominante Reinbestände ausbilden?

1.2.3 MATERIAL UND METHODIK

1.2.3.1 VERSUCHSAUFBAU IM FSM

Die Anlage der Etablierungsversuche wurde ab April 2016 in einem teilrandomisierten Blockexperiment umgesetzt, um die räumliche Heterogenität des Bodens abzubilden (Abbildung 14). Die Flächenvorbereitung erfolgte indem acht 10 Meter breite und 100 Meter lange Versuchsblöcke im April 2016 mittels GPS-Vermessung angelegt wurden. Zunächst wurden die Streifen mit einem Breitbandherbizid (Roundup) behandelt um die bestehende Grasnarbe abzutöten. Danach wurde die Fläche mittels einer Umkehrfräse 13 cm tief bearbeitet (Abbildung 15a) um die alte Grasnarbe vollständig in den Unterboden einzuarbeiten. Bis zum Beginn der Etablierungsversuche wurden die angelegte Blöcke mehrfach mit einer Kreiselegge bearbeitet, um ein Auflaufen von Beikräutern zu unterdrücken (Abbildung 15b). Um die Auswirkung des Wiedervernässungsgrades auf den Etablierungserfolg beurteilen zu können, wurde vor der Etablierung eine Unterflurbewässerung 20 cm tief in allen Blöcken verlegt (siehe Kapitel 1.1.1). Dazu wurde jeder der acht 10 x 100 m Blöcke in 10 x 20 m lange Teilblöcke untergliedert, in denen dann eine unterschiedliche Anzahl von Tropfschläuchen eingezogen wurde, um einen kleinräumig abgrenzbaren Wiedervernässungsgradienten zu erzeugen. Unmittelbar vor der Pflanzung und Aussaat wurden alle Blöcke zur Bodenrückverfestigung zweifach mit einer Wiesenwalze gewalzt (Abbildung 15c). Gleichzeitig diente das Walzen dazu, einen ebenen Saathorizont herzustellen, wodurch die sehr flache Saattiefe (Tabelle 3) zuverlässiger eingestellt werden konnte. Das Walzen hilft zudem den Bodenschluss auf den sehr leichten organischen Böden

wiederherzustellen und einen kapillaren Wasseraufstieg zu ermöglichen, wodurch die Wasserversorgung für den keimenden Samen besser erreicht wird. Jeder Teilblock (10 x 20 m) wurde in acht Parzellen a 2,5 x 10 m untergliedert, um eine räumliche Verteilung der unterschiedlichen Pflanzverbände bzw. Aussaatstärken zu gewährleisten. In den *Carex* spp. und *Typha* spp. Blöcken wurden lediglich 2,5 x 5 m große Parzellen angelegt, da in jedem dieser Blöcke (10 x 100 m) zwei Pflanzenarten kultiviert wurden (Abbildung 14).

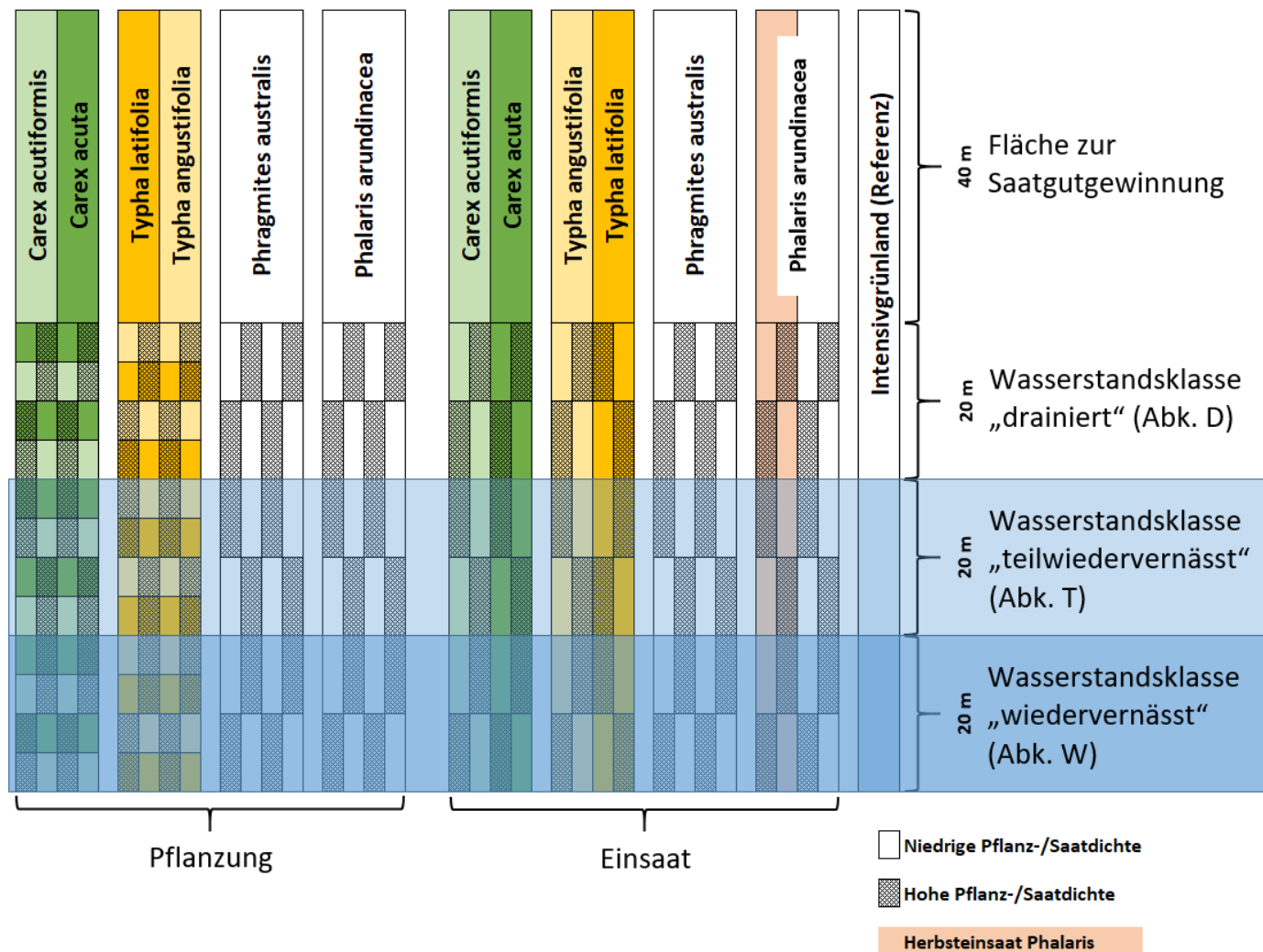


Abbildung 14 Schematische Darstellung des teilrandomisierten Blockexperiments zur Durchführung des Etablierungsversuchs am Versuchsstandort FSM. Da mit Ausnahme der Spätsommereinsaat für die Pflanzenart *Phalaris arundinacea* alle weiteren Pflanzenarten in den Saatversuchen im Winter 2016/2017 ausgefallen waren, sind sie in der schematischen Darstellung nicht mehr enthalten.



Abbildung 15 a) Mittels Umkehrfräse wird die alte Grasnarbe vollständig in den Unterboden eingearbeitet. b) Mittels Kreiselgrubber wird das Saat- bzw. Pflanzbett unkrautfrei gehalten. c) Unmittelbar vor der Pflanzung oder Aussaat wird das Pflanz- bzw. Saatbett mit einer Wiesenwalze rückverfestigt.

1.2.3.2 PFLANZVERSUCHE

Ab Mitte Juni 2016 wurden die Pflanzversuche im FSM angelegt. Die Pflanzung erfolgte manuell, nachdem die Pflanzlöcher zuvor mit einer Dippelwalze (Abbildung 16), bei der die gewünschten Reihen- und Pflanzabstände (Eigenbau Johann Krimmer) genau eingestellt werden können, in den Boden gedrückt wurden (Abbildung 17). Die für die Versuche gewählten Pflanzverbände können Tabelle 2 entnommen werden. Der Pflanzverband wurde für jede Pflanzenart individuell festgelegt. Die Pflanzverbände gelten für Pflanzen die in 77er Anzuchtplatten (QuickPot Standard QP® 77) vorgezogen wurden. Diese Größe scheint einen guten Kompromiss zwischen Spross- und Wurzelbiomasse zu liefern. Der Wurzelballen ist dabei quadratisch mit den Maßen 4 x 4 cm und einer Höhe von 5 cm. Bei den Pflanzen handelt es sich ausschließlich um autochthones Pflanzgut, welches aus Wildbeständen im FSM stammte. Aus dort gewonnenen Pflanzen wurde die benötigte Pflanzenstückzahl im Vorfeld durch mehrfache Teilung von Ablegern in einem Gewächshaus produziert. In der Woche vor der Pflanzung wurden die Ballenpflanzen mit einem Mehrnährstoffdünger im Gewächshaus behandelt. Unmittelbar vor der Pflanzung wurden die Ballen der Pflanzen mit Wasser aufgesättigt. Zudem wurde die oberirdische Biomasse der *Carex* spp. und *Phalaris*-Pflanzen auf ein Drittel eingekürzt, um die Transpiration zu reduzieren. Da zum Pflanzzeitpunkt die Unterflurbewässerung noch keine Stromversorgung hatte, wurden die Kulturen einmal täglich beregnet.

Tabelle 2 Pflanzverbände in den FSM Etablierungsflächen des MOORuse Projekts.

Pflanzenart	Pflanzverband 1	Pflanzverband 2
<i>Carex</i> spp.	0,25 m x 0,32 m	0,50 m x 0,32 m
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,25 m x 0,32 m	0,50 m x 0,32 m
<i>Phragmites australis</i>	0,50 m x 0,32 m	1,00 m x 0,32 m
<i>Typha</i> spp.	0,50 m x 0,32 m	1,00 m x 0,32 m



Abbildung 16 Dippelwalze zum Anlegen der Pflanzlöcher. Auf die Walze werden in den gewünschten Reihenabständen Metallringe aufgespannt, welche wiederum mit Metallstempeln ausgestattet sind. Über die Anzahl der montierten Stempel kann der Pflanzabstand in der Reihe eingestellt werden.

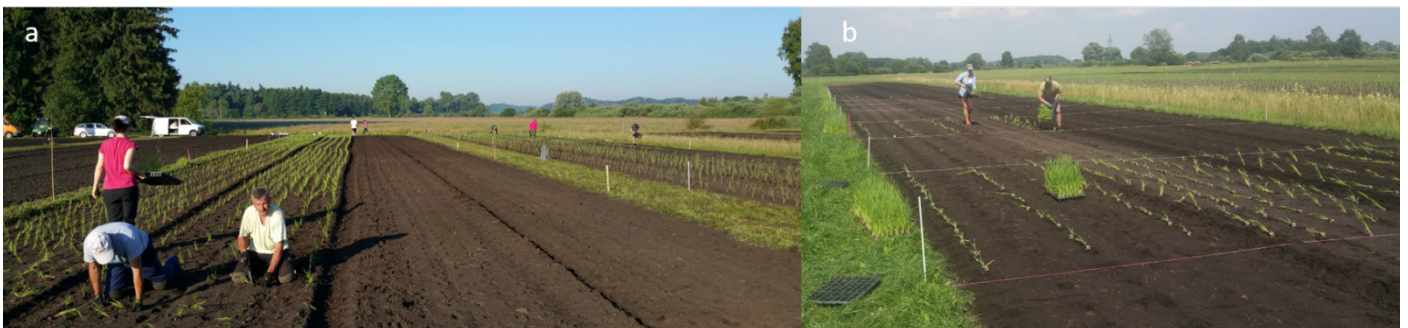


Abbildung 17 Manuelle Pflanzung der unterschiedlichen Parzellen im FSM.

1.2.3.3 AUSSAAT VERSUCHE

Für die Aussaatversuche wurden zwei unterschiedliche Saatzeitpunkte im Jahr berücksichtigt. Zum einen sollte die Fröhsommersaat und zum anderen eine Einsaat im Spätsommer/ Herbst miteinander verglichen werden, um den idealen Einsaatzeitpunkt hinsichtlich der Keimung und des Konkurrenzverhaltens von Begleitkräutern zu bestimmen. Zusätzlich wurden je Pflanzenart jeweils zwei individuelle Aussaatstärken, die aus dem Tausendkorngewicht abgeleitet wurden, miteinander verglichen. Die verwendeten Aussaatstärken können Tabelle 3 entnommen werden. Die Spätsommersaat wurde, mit Ausnahme von *Carex* spp. Mitte August 2016 angelegt. Da zu diesem Zeitpunkt die Unterflurbewässerung noch keine Stromversorgung hatte, wurden die Kulturen einmal täglich beregnet. Ende Mai 2017 wurden die Fröhsommersaatversuche angelegt. Mit Ausnahme von *Carex* spp. wurde ausschließlich autochthones Saatgut, welches zuvor im FSM aus Wildbeständen gesammelt und anschließend technisch gereinigt und aufbereitet wurde, verwendet. Da für die *Carex*-Varianten keine ausreichende Menge an autochthonem Saatgut zur Verfügung stand, wurden die Kulturen *Carex acuta* und *Carex acutiformis* zusätzlich mit zugekauftem Saatgut der Firma Jelitto Ende Mai 2018 eingesät. Für die Aussaat wurde eine Minimalsaatmaschine (hergestellt durch die Landtechnik der Lfl) eingesetzt, um sehr präzise die sehr geringen Aussaatstärken sowie die sehr flache Ablage im Boden genau einzuhalten. Da die Maschine mind. 2 kg Saatgut je ha benötigt, wurde das Saatgut entsprechend mit abgeseibtem Sojaschrot der gleichen Korngröße wie das Saatgut als Aussaathilfe gestreckt. Die Saatmaschine ist so ausgelegt, dass insgesamt fünf Reihen auf eine Arbeitsbreite von 2,5 m (entspricht der Parzellenbreite) angelegt werden. Durch mehrmalige Abdrehversuche wurden die benötigten Getriebeeinstellungen, im Vorhinein genau ermittelt.

Tabelle 3 Saatstärken in den FSM Etablierungsflächen des MOORuse Projekts.

Pflanzenart	Saatstärke 1	Saatstärke 2	Saattiefe [cm]
<i>Carex</i> spp.	2,5 kg ha ⁻¹	5,0 kg ha ⁻¹	0,5 – 1,0
<i>Phalaris arundinacea</i>	5,0 kg ha ⁻¹	10,0 kg ha ⁻¹	1,0 – 2,0
<i>Phragmites australis</i>	0,5 kg ha ⁻¹	1,0 kg ha ⁻¹	0,0 – 0,5
<i>Typha</i> spp.	0,5 kg ha ⁻¹	1,0 kg ha ⁻¹	0,0 – 0,5



Abbildung 18 Fünfreihege Spezialsaatmaschine (Anfertigung durch die Lfl Landtechnik) für Saatstärken von < 2 kg ha⁻¹.

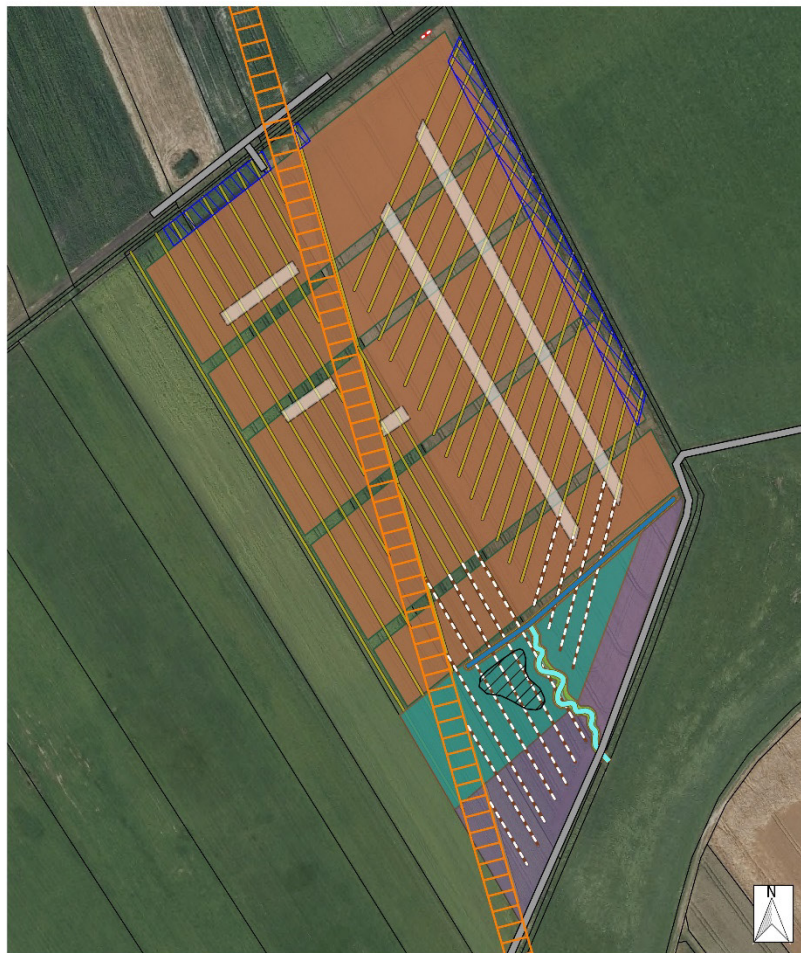
1.2.3.4 ETABLIERUNGSVERSUCHE IN LANGENMOSEN UND RIEDHAUSEN

Basierend auf den Etablierungsergebnissen und Erfahrungen aus dem Freisinger Moos wurden die vielversprechendsten Etablierungsverfahren im landwirtschaftlichen Maßstab auf zwei weiteren Flächen überprüft. Aufgrund der hydrologischen Bedingungen wurden am Standort Riedhausen lediglich die beiden Pflanzenarten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* etabliert, während am Standort Langenmosen zunächst mit Ausnahme von *Carex acuta* alle im FSM überprüften Pflanzenarten getestet wurden.

Da zum Projektzeitpunkt der Etablierung in Langenmosen (27.07.2018) nicht genügend Saatgut für die Art *Typha angustifolia* zur Verfügung stand, wurde diese Art durch Pflanzung (Pflanzverband: 0,50 m x 0,32 m) von Ballenpflanzen die in 77er Anzuchtplatten (QuickPot Standard QP® 77) vorgezogen wurden, etabliert.

Die Wurzelballen wurden unmittelbar vor der Pflanzung vollständig mit Wasser aufgesättigt. Bedingt durch die vorangegangenen Baumaßnahmen zur Wiedervernässung war die Tragkraft des Bodens in den Bereichen, an denen die Drainagen gekappt bzw. ausgebaut wurden zum Teil so gering, dass nur eine manuelle Pflanzung von *Typha angustifolia* möglich war. Die restlichen Blöcke (Abbildung 19) wurden mit breitblättrigem Rohrkolben (Flächengröße: 1 ha; Aussaatstärke: 0,5 kg ha⁻¹), Schilf (Flächengröße: 1 ha; Aussaatstärke: 0,5 kg ha⁻¹) und Rohrglanzgras (Flächengröße: 1 ha; Aussaatstärke: 5 kg ha⁻¹) ausgesät. Da für die Sumpf-Seggen bis zum Zeitpunkt der Etablierung in Langenmosen keine Ergebnisse bezüglich der Etablierbarkeit mittels Aussaat aus dem FSM vorlagen, wurde dies parallel zum FSM in Langenmosen ebenfalls getestet (Flächengröße: 0,5 ha; Aussaatstärke: 5 kg ha⁻¹). Alle Aussaatversuche in Langenmosen wurden mit einer Universal-Drillmaschine mit einem Reihenabstand von 12 cm durchgeführt, nachdem der Boden mittels einer Grünlandwalze rückverfestigt wurde. Um die geringen Saatgutmengen gleichmäßig aussäen zu können, wurde das Saatgut zuvor mit Sojaschrot der gleichen Kornfraktion als Aussaathilfe gestreckt. Aufgrund der extrem heißen Witterungsbedingungen, die im August 2018 herrschten, sowie einer sechswöchigen Trockenperiode, scheiterten alle Aussaatversuche am Standort Langenmosen. Mitte September 2018 wurden die Aussaatversuche für *Phalaris arundinacea* wiederholt. Zudem wurde *Carex acutiformis* maschinell mit einer Gemüsepflanzmaschine (Pflanzverband von 0,50 m x 0,32 m) gepflanzt. Die Wurzelballen wurden unmittelbar vor der Pflanzung vollständig mit Wasser aufgesättigt. Zudem wurde die oberirdische Biomasse auf ein Drittel eingekürzt, um die Transpiration zu reduzieren. Beide Blöcke wurden zuvor mit einem Kreiselgrubber mit Nachlaufwalze bearbeitet und unmittelbar vor der Aussaat und Pflanzung mit einer Grünlandwalze rückverfestigt. Während *Phalaris arundinacea* erfolgreich keimte wurden die Ballenpflanzen von *Carex acutiformis* von Krähen auf der Nahrungssuche herausgezogen. Trotz mehrmaliger manueller Nachpflanzung und Bewässerung ging diese Kultur letztlich vollständig ein. Ab dem Frühjahr 2019 wurden regelmäßige mechanische Bodenbearbeitungsschritte auf der Fläche vorgenommen, um die Blöcke unkrautfrei zu halten. Da für *Typha latifolia* und *Phragmites australis* kein autochthones Saatgut mehr zur Verfügung stand, konnten keine weiteren Saatversuche mehr in der Projektlaufzeit umgesetzt werden. Anfang September 2019 wurden erneut Aussaatversuche für *Phalaris arundinacea* (Flächengröße: 3,5 ha; Aussaatstärke: 5 kg ha⁻¹) sowie maschinelle Pflanzversuche (Eigenbau Krimmer) für *Carex acutiformis* (Flächengröße: 0,4 ha; Pflanzverband von 0,50 m x 0,32 m) durchgeführt. Die Wurzelballen wurden dabei ebenfalls wieder unmittelbar vor der Pflanzung vollständig mit Wasser aufgesättigt. Zudem wurde die oberirdische Biomasse auf ein Drittel eingekürzt, um die Transpiration zu reduzieren. Zum Schutz der Jungpflanzen vor Vögeln, wurde die gesamte Pflanzfläche mit Netzen abgedeckt, welche Mitte Oktober 2019 wieder entfernt wurden.

Ab Ende Mai 2019 wurden am Standort Riedhausen die Etablierungsversuche durchgeführt. Die Fläche wurde bereits im Herbst 2018 mittels Pflug und Kreiselgrubber vorbereitet. Eine zusätzliche Rückverfestigung des Bodens war an diesem Standort zum Zeitpunkt der Etablierung Ende Mai 2019 nicht notwendig. *Carex acutiformis* wurde mit einem Pflanzverband von 0,50 m x 0,32 m auf einer Fläche von 0,6 ha maschinell (Eigenbau Krimmer) gepflanzt. Als Pflanzmaterial wurden Ballenpflanzen, die zuvor in 48er Anzuchtplatten vorgezogen wurden (QuickPot Standard QP® 48) verwendet. Die abweichende Ballengröße ergab sich aus der Notwendigkeit die Pflanzen zu überwintern, da sie bereits im Herbst 2018 vorgezogen wurden. Die Wurzelballen wurden unmittelbar vor der Pflanzung vollständig mit Wasser aufgesättigt. Zudem wurde die oberirdische Biomasse auf ein Drittel eingekürzt, um die Transpiration zu reduzieren. *Phalaris arundinacea* wurde mit einer Universal-Drillmaschine mit einem Reihenabstand von 12 cm und einer Aussaatstärke von 5 kg ha⁻¹ auf einer Fläche von 0,6 ha gesät. Wie schon in Langenmosen im Jahr 2018 entwickelte sich die Großwetterlage wieder entgegen den zuvor getroffenen Wetterprognosen des DWDs. Somit blieb der zuvor auf mind. 20 Liter prognostizierte Regen am Tag nach der Etablierung vollständig aus und es entwickelte sich eine relativ stabile Hochdrucklage in den folgenden Wochen, die Ende Juni in eine Hitzewelle mündete. Laut DWD war der Juni 2019 der heißeste Monat seit Wetteraufzeichnungen. Die Seggen wurden nach einer Woche ohne Niederschlag mittels Güllewerfer bewässert. Aufgrund der größeren Ballen konnten die Pflanzen die lange Trockenheit besser überstehen. Das Rohrglanzgras keimte, starb aber aufgrund der Trockenheit unmittelbar ab. Die Aussaatversuche wurden für *Phalaris arundinacea* Anfang September 2019 wiederholt. Der Bestand wurde allerdings durch Frost und evtl. Drahtwürmern so stark geschädigt, dass die Fläche Mitte April 2020 erneut eingesät wurde.



Umsetzung MOORuse-Projektfläche Langenmosen

Legende

- Drainagen Verlauf
- Feldwege
- Pufferzone Erdgasleitung 6 m
- Flurstücksgrenzen
- Anbauflächen Paludikultur

Bewässerungsgraben

- Stichgraben
- Verteiler

Gestaltungsarbeiten

- Ansaat Ackervildkräuter
- Sedimentfang
- Ansaat Feuchtwiese
- Pionierflächen - Geländemulden nach Drainagenausbau lassen
- Grabenböschung (Selbstbegrünung)

Kappung der Drainagen

- Ausbau komplett
- Suchgrabung (Sickerstelle)

- Ausbau 10 m vom Graben her
- Durchtrennung auf 5 m (Suchschneisen)

Gesamtansicht der Baumaßnahme auf der
MOORusefläche bei Langenmosen/Berg im Gau.

Vorhabensträger: Donaumoos-Zweckverband

Erstellt: 23.05.2018, Sandner

0 50 100 m

Maßstab 1: 1500

Abbildung 19 Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen sowie das ursprünglich umgesetzte Etablierungsdesign am Standort Langenmosen. Die Blöcke wurden von Nord nach Süd mit *Phalaris arundinacea*, *Carex acutiformis*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *Typha angustifolia* angelegt.

1.2.3.5 MONITORING DER VEGETATIONSENTWICKLUNG SOWIE BESTANDESMANAGEMENT IM FREISINGER MOOS

Für jede Pflanzenart wurden je Wasserstands- Variante, Pflanzverband bzw. Aussaatzeitpunkt und Aussaatstärke Dauerquadrate (1 x 1 m) mit jeweils vier Wiederholungen eingerichtet. Da mit Ausnahme der *Phalaris*- Spätsommereinsaat alle weiteren Pflanzenarten über den Winter 2016/2017 ausgefallen waren und die *Carex* spp. Aussaatversuche ebenfalls scheiterten, belief sich die Anzahl der Dauerbeobachtungsflächen auf 264 Quadrate. In diesen Dauerbeobachtungsflächen wurden in der Vegetationsperiode 2016 bis Ende 2018 zwei bis vierwöchige Messungen der Vegetationshöhe (5 Messungen je Replikat) des Deckungsgrades (dezimalen *Skala* nach Londo, 1976) sowie des normalisierten differenzierten Vegetationsindex (NDVI) und des Blattflächenindex (LAI) durchgeführt. Zudem dienten die Dauerquadrate der Ermittlung der jährlichen Ertragsleistung. Dazu wurden die Dauerquadrate im Winter (Januar bis Februar) entsprechend der späteren Nutzung 15 cm hoch über dem Boden abgeerntet und im feldfrischen Zustand gewogen. Anschließend wurden Teilproben entnommen und für 48 Stunden bei 60°C bis zur Gewichtskonstanten getrocknet, um den Trockenmasseanteil zu bestimmen. Die Ertragsbestimmungen wurden für den Zeitraum 2017 bis 2022 jährlich durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Kapitel 3.1.4 aufgeführt. Im Folgenden dienen die Ertragsmessungen ebenfalls zur Beurteilung der Eignung der unterschiedlichen Etablierungsverfahren. Aufgrund der suboptimalen Grundwasserstände zum Etablierungszeitraum (Unterflurbewässerung konnte erst Mitte April 2017 in Betrieb genommen werden) hatten alle Kulturen, mit Ausnahme der Art *Phalaris arundinacea*, erheblich unter der sich einstellenden Begleitflora zu leiden. Da eine maschinelle/ manuelle Unkrautbekämpfung ab einem gewissen Zeitpunkt nicht mehr durchführbar war (wegen Reihenschluss oder Befahrbarkeit), musste im FSM auf unterschiedliche Herbizide zurückgegriffen werden, um die Etablierung

nicht zu gefährden. Das Bestandesmanagement im FSM wurde über die gesamte Projektlaufzeit bei allen Kulturen als 1- Schnittnutzung im Winter durchgeführt.

1.2.3.6 BESTANDESMANAGEMENT IN LANGENMOSEN UND RIEDHAUSEN

Ab dem Jahr 2020 wurden an beiden Standorten für die Pflanzenarten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* eine 1- Schnittnutzung im Winter gegen eine 2- Schnittnutzung, bei der ein Schnitt im Juli und ein Schnitt im Winter erfolgte, gegeneinander verglichen. Für *Typha angustifolia* wurde am Standort Langenmosen nur eine 1- Schnittnutzung im Winter getestet. Mechanische Maßnahmen zur Regulierung der auflaufenden Begleitkräuter wurden am Standort LM nicht vorgenommen, es wurden lediglich mehrere kleinere Gräben mittels einscharigem Pflug angelegt, um eine zügigere Wiedervernässung zu erzielen. Aufgrund der suboptimalen Wiedervernässungsbedingungen am Standort RH wurde der *Carex acutiformis* Bestand einmalig im Etablierungsjahr manuell gehackt, um den teilweise massiv aufgelaufenen Wiesen-Sauerampfer (*Rumex acetosa*) zu unterdrücken. Im Folgejahr war dies nicht mehr notwendig.

1.2.3.7 STATISTIK

Neben einer rein visuellen, qualitativen Beurteilung des Etablierungserfolgs, wurden generalisierte additive gemischte Modelle zur quantitativen Beurteilung der unterschiedlichen Etablierungsverfahren je Pflanzenart (siehe Kapitel 3.1.3.5) verwendet. Um Effekte der unterschiedlichen Pflanzverbände bzw. Aussaatstärken zu quantifizieren, wurden zudem einfache Mittelwertvergleiche (t-test) innerhalb der Beobachtungsjahre je Etablierungsmethode und Pflanzenart durchgeführt.

1.2.4 ERGEBNISSE

1.2.4.1 GRUNDWASSERSTANDS-MANIPULATION IM FREISINGER MOOS

Mit Inbetriebnahme der Unterflurbewässerung Mitte April 2017 konnten über die gesamte Projektlaufzeit kleinräumige, differenzierte Zielwasserstände entsprechend des Untersuchungsdesigns eingestellt werden. In Tabelle 4 sind die mittleren Grundwasserstände sowie Minima und Maxima der Parzellen mit den Pflanz- und Saatversuchen über die Projektlaufzeit aufgeführt. Wie Anhand des mittleren Grundwasserflurabstands ersichtlich ist, funktioniert die blockweise Wiedervernässung mittels der Unterflurbewässerung relativ gut. Lediglich in einzelnen Varianten z.B. Pflanzung *Phragmites* T und W, Saat *Typha* T und W, Saat *Phalaris* T und W unterschieden sich die Grundwasserstände zumindest in einzelnen Jahren aufgrund der Geländebeschaffenheit bzw. aufgetretene Beschädigungen an den Schläuchen nicht wesentlich. Über die gesamte Projektlaufzeit lag der mittlere Grundwasserflurabstand in der Variante „wiedervernässt“ bei -11 cm, in der Variante „teilwiedervernässt“ bei -16 cm und in der Variante „drainiert“ bei -37 cm. Somit lag der Grundwasserflurabstand in der Variante „teilwiedervernässt“ im Mittel ca. 4 cm unter dem ursprünglich geplanten Zielwasserstand von -20 cm. Mit 914 mm war das Jahr 2021 das mit Abstand niederschlagsreichste im Untersuchungszeitraum. Der mittlere Grundwasserflurabstand in der drainierten Variante lag in diesem Jahr bei -25 cm. Innerhalb der Wiedervernässungsvarianten wurden im Jahr 2019 die mit Abstand höchsten mittleren Grundwasserflurabstände von -6 cm bzw. -12 cm in den Varianten „W“ und „T“ erzielt.

Tabelle 4 zeigt die eingestellten Grundwasserstände die mittels der eingebauten Unterflurbewässerung in den Etablierungsversuchen im FSM erzielt wurden.

Jahr	GWL Parameter [cm]	Pflanzung												Saat											
		Phalaris-D	Phalaris-T	Phalaris-W	Phragmites-D	Phragmites-T	Phragmites-W	Typha spp.-D	Typha spp.-T	Typha spp.-W	Carex spp.-D	Carex spp.-T	Carex spp.-W	Phalaris-D	Phalaris-T	Phalaris-W	Phragmites-D	Phragmites-T	Phragmites-W	Typha spp.-D	Typha spp.-T	Typha spp.-W	Carex spp.-D	Carex spp.-T	Carex spp.-W
2016	Mittelwert	-36.9	-41.3	-39.5	-38.6	-38.2	-35.7	-38.9	-36.1	-40.4	-38.4	-41.2	-41.0	-36.9	-41.3	-39.5	-38.6	-38.2	-35.7	-38.9	-36.1	-40.4	-38.4	-41.2	-41.0
	Min	-68.3	-72.4	-70.8	-72.3	-70.6	-65.3	-69.0	-66.8	-72.5	-73.8	-75.9	-74.5	-68.3	-72.4	-70.8	-72.3	-70.6	-65.3	-69.0	-66.8	-72.5	-73.8	-75.9	-74.5
	Max	-4.4	-7.7	-6.8	-2.8	-2.8	-1.0	-4.3	-6.6	-0.7	-4.3	-8.2	-5.5	-4.4	-7.7	-6.8	-2.8	-2.8	-1.0	-4.3	-6.6	-0.7	-4.3	-8.2	-5.5
	Median	-36.6	-41.3	-39.6	-38.2	-38.3	-35.9	-39.4	-36.2	-40.5	-37.8	-41.9	-42.0	-36.6	-41.3	-39.6	-38.2	-38.3	-35.9	-39.4	-36.2	-40.5	-37.8	-41.9	-42.0
2017	Mittelwert	-13.4	-21.5	-38.4	-14.4	-21.3	-34.0	-16.1	-17.7	-38.3	-14.8	-20.0	-35.9	-9.0	-18.8	-39.1	-10.7	-13.7	-34.1	-21.8	-20.5	-32.0	-15.5	-12.4	-34.5
	Min	-58.2	-63.4	-94.0	-56.3	-63.9	-82.2	-61.9	-54.7	-87.0	-60.8	-65.5	-85.3	-49.1	-62.6	-78.1	-44.2	-48.3	-72.3	-65.9	-60.0	-63.5	-61.9	-60.1	-70.0
	Max	5.2	4.0	3.2	4.5	3.0	1.0	3.4	4.0	4.0	4.0	4.3	4.6	3.3	-0.8	-1.8	1.9	1.0	3.0	2.1	2.1	1.6	3.0	5.8	-2.9
	Median	-9.5	-15.3	-35.4	-8.8	-15.6	-29.8	-9.7	-12.7	-34.5	-10.4	-12.8	-33.1	-4.1	-12.9	-36.4	-6.1	-9.8	-34.3	-17.6	-15.6	-32.1	-9.8	-7.6	-36.1
2018	Mittelwert	-11.4	-17.4	-44.6	-12.2	-19.0	-42.6	-12.0	-13.6	-44.7	-12.0	-17.7	-43.3	-15.2	-20.7	-45.9	-13.8	-16.8	-47.1	-14.8	-16.8	-43.3	-19.7	-17.4	-45.6
	Min	-57.4	-57.7	-90.4	-59.1	-61.6	-82.0	-57.5	-54.2	-83.0	-59.0	-58.9	-82.5	-58.5	-62.4	-79.8	-56.1	-55.6	-93.8	-62.6	-57.7	-95.5	-73.9	-64.5	-95.7
	Max	1.9	1.9	-0.7	0.9	-0.8	0.4	2.0	2.7	-3.4	2.6	2.0	1.7	0.6	0.4	-1.1	1.0	1.9	1.1	2.5	0.9	-0.2	4.3	7.9	-1.4
	Median	-6.6	-16.9	-45.2	-5.8	-18.1	-48.5	-7.1	-11.7	-47.1	-5.2	-17.7	-46.8	-8.6	-19.9	-53.6	-8.7	-16.6	-53.7	-6.8	-16.2	-43.4	-12.0	-17.2	-46.4
2019	Mittelwert	-5.0	-12.7	-32.9	-5.9	-10.0	-28.8	-4.9	-10.4	-39.4	-6.1	-13.7	-40.5	-8.0	-13.0	-36.7	-6.7	-11.7	-40.2	-4.5	-12.3	-34.3	-7.9	-11.9	-38.1
	Min	-40.7	-40.5	-64.8	-43.2	-40.7	-57.2	-37.6	-39.2	-69.4	-41.0	-47.3	-75.2	-46.1	-47.9	-70.2	-44.8	-44.0	-74.4	-46.9	-46.3	-67.5	-57.2	-53.3	-71.7
	Max	4.4	1.3	2.1	1.3	0.9	-0.9	3.8	0.5	-3.9	2.2	0.3	-1.9	1.0	-0.5	4.3	2.7	-1.6	3.9	4.3	-2.1	-0.5	5.2	-1.3	-0.5
	Median	-3.2	-12.0	-34.3	-3.8	-8.5	-27.8	-2.4	-9.2	-39.5	-4.6	-12.7	-40.4	-5.0	-11.8	-36.2	-4.4	-10.1	-40.3	-1.5	-10.3	-32.7	-5.2	-8.7	-38.6
2020	Mittelwert	-12.0	-18.0	-36.9	-10.4	-16.5	-30.4	-11.4	-17.3	-43.2	-11.5	-19.3	-40.2	-13.9	-18.9	-38.1	-8.0	-17.7	-38.5	-9.8	-16.3	-34.9	-10.4	-8.9	-38.4
	Min	-55.1	-57.4	-81.1	-51.6	-58.3	-65.5	-50.5	-49.9	-83.1	-52.1	-54.7	-82.8	-58.7	-67.1	-84.1	-49.2	-56.8	-80.6	-56.0	-60.7	-79.4	-64.3	-60.4	-81.4
	Max	3.0	-0.4	-0.5	-1.9	-0.5	0.5	2.1	0.2	-8.3	0.1	-1.4	-0.4	0.0	-4.1	1.3	2.2	-1.3	1.1	1.0	-2.6	1.0	4.2	0.9	-2.6
	Median	-9.6	-17.3	-32.6	-7.5	-15.4	-25.4	-9.6	-17.0	-38.8	-10.1	-18.7	-36.6	-11.9	-17.0	-33.4	-5.0	-16.7	-34.0	-7.0	-14.4	-30.2	-6.3	-5.9	-33.1
2021	Mittelwert	-8.9	-16.5	-26.7	-8.7	-15.5	-22.1	-12.6	-15.0	-29.8	-11.0	-17.4	-28.7	-12.6	-16.8	-	-9.7	-18.1	-	-10.6	-17.5	-	-10.4	-8.3	-20.4
	Min	-33.8	-48.8	-60.3	-33.2	-44.9	-57.5	-37.0	-39.2	-69.2	-32.5	-45.3	-72.0	-35.2	-46.4	-	-33.8	-39.8	-	-31.8	-38.4	-	-49.7	-30.4	-43.9
	Max	4.4	-1.4	-2.2	-0.6	0.6	1.5	0.3	-0.9	-3.0	1.5	-1.9	-2.1	0.7	1.1	-	1.3	-4.4	-	1.6	-6.6	-	7.1	3.0	-0.5
	Median	-7.7	-16.3	-26.5	-6.7	-15.4	-21.3	-11.5	-14.6	-29.9	-11.0	-17.2	-28.3	-12.5	-16.6	-	-8.8	-17.5	-	-10.8	-16.8	-	-7.9	-8.2	-21.3

1.2.4.2 PFLANZUNG

Die Pflanzung aller sechs getesteten Paludikulturarten führte in allen Wasserstands- Varianten innerhalb der ersten 2 Standjahren zu geschlossenen Beständen, die sich allerdings erheblich in ihrer Biomasseentwicklung unterschieden. Auf die Ertragsentwicklung sowie die maßgeblichen Steuerungsparameter wird in Kapitel 3.1.4 näher eingegangen. Lediglich für die Art *Carex acuta* kam es durch den sehr kalten Winter 2016/2017 zu erheblichen Ausfällen in den Pflanzversuchen, dies war dem relativ spät gewählten Pflanztermin im Jahr 2016 geschuldet. Die Ausfallstellen wurden im April 2017 manuell nachgepflanzt. Aufgrund erheblicher Verzögerungen im Projekt konnten die erhobenen Parameter zur Vegetationsentwicklung (LAI, NDVI, Vegetationshöhe und Deckungsgrad) nicht mehr im Projektzeitraum ausgewertet werden. Die Beurteilung des Etablierungserfolges wurde anhand der erzielten Biomasseerträge vorgenommen, da dies ohnehin die wichtigste quantitative Kenngröße darstellt. Die erhobenen Vegetationsentwicklungsparameter werden im „NAPALU-Projekt“ (Förderkennzeichen: 2221MT010B) weiterverwendet, um Paludikultur- spezifische Pflanzenwachstumsmodelle zu parametrisieren und kalibrieren.

Für die Art *Carex acuta* konnte kein signifikanter Unterschied in der Biomasseentwicklung zwischen den zwei gewählten Pflanzverbänden nachgewiesen werden (Abbildung 20). Aufgrund des späten Pflanzzeitpunktes im Jahr 2016 bildet die Art *Carex acuta* lediglich so wenig oberirdische Biomasse aus, dass die Fläche zur Pflege lediglich im Februar gemulcht wurde, aber keine Ernte stattfand. Generell zeigt die Pflanzenart *Carex acuta* eine relativ hohe Toleranz gegenüber variierenden Grundwasserflurabständen während der Etablierung.

Für die Art *Carex acutiformis* zeigten die Varianten mit dem engeren Pflanzverband (0,25 m x 0,32 m) im zweiten und dritten Standjahren signifikant höhere Erträge verglichen mit den Varianten, die mit einem weiteren Pflanzverband (0,50 m x 0,32 m) angelegt wurden. Die Mittleren Trockenmasseerträge beliefen sich für das zweite Standjahr auf 8,47 versus 6,03 t ha⁻¹ (p < 0.001), für die Variante mit dem engen bzw. weiten Pflanzverband sowie im dritten Standjahr auf 11,98 versus 9,35 t ha⁻¹ (p < 0.02). Im Etablierungsjahr 2016 entwickelte die Art *Carex acutiformis* aufgrund des späten Pflanzzeitpunktes so wenig oberirdische Biomasse, dass die Flächen im Winter zur Pflege lediglich gemulcht wurden und keine Ernte stattfand. Nach dem dritten Standjahr konnten keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den beiden gewählten Pflanzverbänden nachgewiesen werden. An den beiden Versuchsstandorten Riedhausen und Langenmosen wurde *Carex acutiformis* mit dem weiteren Pflanzverband (0,50 m x 0,32 m) maschinell gepflanzt. Trotz hohem Unkrautdrucks und suboptimaler Wiedervernässungsbedingungen am Standort RH entwickelten sich an beiden Standorten innerhalb des zweiten Standjahrs sehr dichte, monodominante Bestände mit Trockenmasseerträgen von bis zu 10,69 ± 1,00 t ha⁻¹ (RH) bzw. 10,36 ± 2,69 t ha⁻¹ (LM). Von allen untersuchten Pflanzenarten zeigt die Art *Carex acutiformis* die höchste Toleranz gegenüber variierenden Grundwasserflurabständen während der Etablierungsphase. Selbst unter sehr trockenen Bedingungen (GWL ≈ -30 cm) produziert die Art noch erhebliche oberirdische Biomasse aus.

Für die Art *Phalaris arundinacea* konnte nur im Etablierungsjahr 2016 ein signifikanter Unterschied in den Erträgen zwischen den zwei untersuchten Pflanzverbänden nachgewiesen werden. Der mittlere Trockenmasseertrag lag im Etablierungsjahr in den Varianten mit dem engen Pflanzverband (0,25 m x 0,32 m) mit 1,28 t ha⁻¹ signifikant höher (p < 0.04) als der in den Varianten mit dem weiteren Pflanzverband (0,50 m x 0,32 m) von 0,80 t ha⁻¹. Ebenso wie *Carex acutiformis* zeigt auch *Phalaris arundinacea* eine große Toleranz und Konkurrenzskraft bei sehr variablen Grundwasserflurabständen. Lediglich der langanhaltende Wasserüberstau von bis zu 30 cm im Frühjahr und Sommer 2021 führte zu einem erheblichen Ertragsrückgang.

Für die Art *Phragmites australis* konnte ebenfalls nur in den ersten zwei Standjahren ein signifikanter Effekt des Pflanzverbandes auf die Ertragsleistung nachgewiesen werden. Im Etablierungsjahr bzw. zweiten Standjahr lag der mittlere Trockenmasseertrag in den Varianten mit dem engeren Pflanzverband (0,50 m x 0,32 m) mit 0,09 bzw. 1,45 t ha⁻¹ signifikant (p < 0.003 bzw. p < 0.0005) über den mittleren Erträgen von 0,05 bzw. 0,69 t ha⁻¹ für die Varianten mit dem weiteren Pflanzverband (1,00 m x 0,32 m).

Die Pflanzenart *Typha angustifolia* erzielte ebenfalls in den ersten zwei Standjahren in den Varianten mit dem engeren Pflanzverband (0,50 m x 0,32 m) signifikant höhere Erträge verglichen mit den Varianten die mit dem weiteren Pflanzverband (1,00 m x 0,32 m) angelegt wurden. Im Etablierungsjahr lagen die mittleren Trockenmasseerträge bei 0,10 bzw. 0,05 t ha⁻¹ (p < 0,003) und im zweiten Standjahr bei 2,55 bzw. 1,23 t ha⁻¹ (p < 0,02) für die Varianten mit dem engen bzw. weiten Pflanzverband. Lediglich in der Variante „teilwiedervernässt“ konnte im dritten Standjahr noch ein signifikanter höherer Ertrag für die Replikate mit dem engeren Pflanzverband nachgewiesen werden (4,53 versus 2,35 t ha⁻¹; p < 0,008). Aufgrund der geringen Konkurrenzkraft konnten im dritten Standjahr der Wasserstandsklasse „Drainiert“ keine *Typha*

latifolia Pflanzen mehr nachgewiesen werden. Am Standort Langenmosen wurde *Typha angustifolia* aufgrund des erwarteten hohen Unkrautaufkommens mit dem engeren Pflanzverband etabliert. Aufgrund des hohen Unkrautaufkommens und des späten Etablierungszeitpunktes wurde die Fläche im Winter des Etablierungsjahres lediglich gemulcht und nicht geerntet. Bereits im zweiten Standjahr entwickelte sich ein relativ dichter Bestand, der einen mittleren Trockenmasseertrag von $5,52 \pm 2,91 \text{ t ha}^{-1}$ lieferte.

Für die Pflanzenart *Typha latifolia* konnten nur im Etablierungsjahr signifikant höhere Erträge in den Varianten mit dem engeren Pflanzverband gegenüber den Varianten mit dem weiteren Pflanzverband nachgewiesen werden ($0,37$ versus $0,19 \text{ t ha}^{-1}$; $p < 0,01$). Im zweiten Standjahr lagen die mittleren Erträge in den Varianten mit dem engeren Pflanzverband mit $6,35 \text{ t ha}^{-1}$ zwar ebenfalls über den mittleren Erträgen der Varianten mit dem weiten Pflanzverband ($3,81 \text{ t ha}^{-1}$), aufgrund der großen Streuung innerhalb der einzelnen Treatments war dieser Unterschied allerdings nicht signifikant ($p < 0,11$). Aufgrund der geringen Konkurrenzkraft konnten im dritten Standjahr der Wasserstandsklasse drainiert keine *Typha latifolia* Pflanzen mehr nachgewiesen werden.

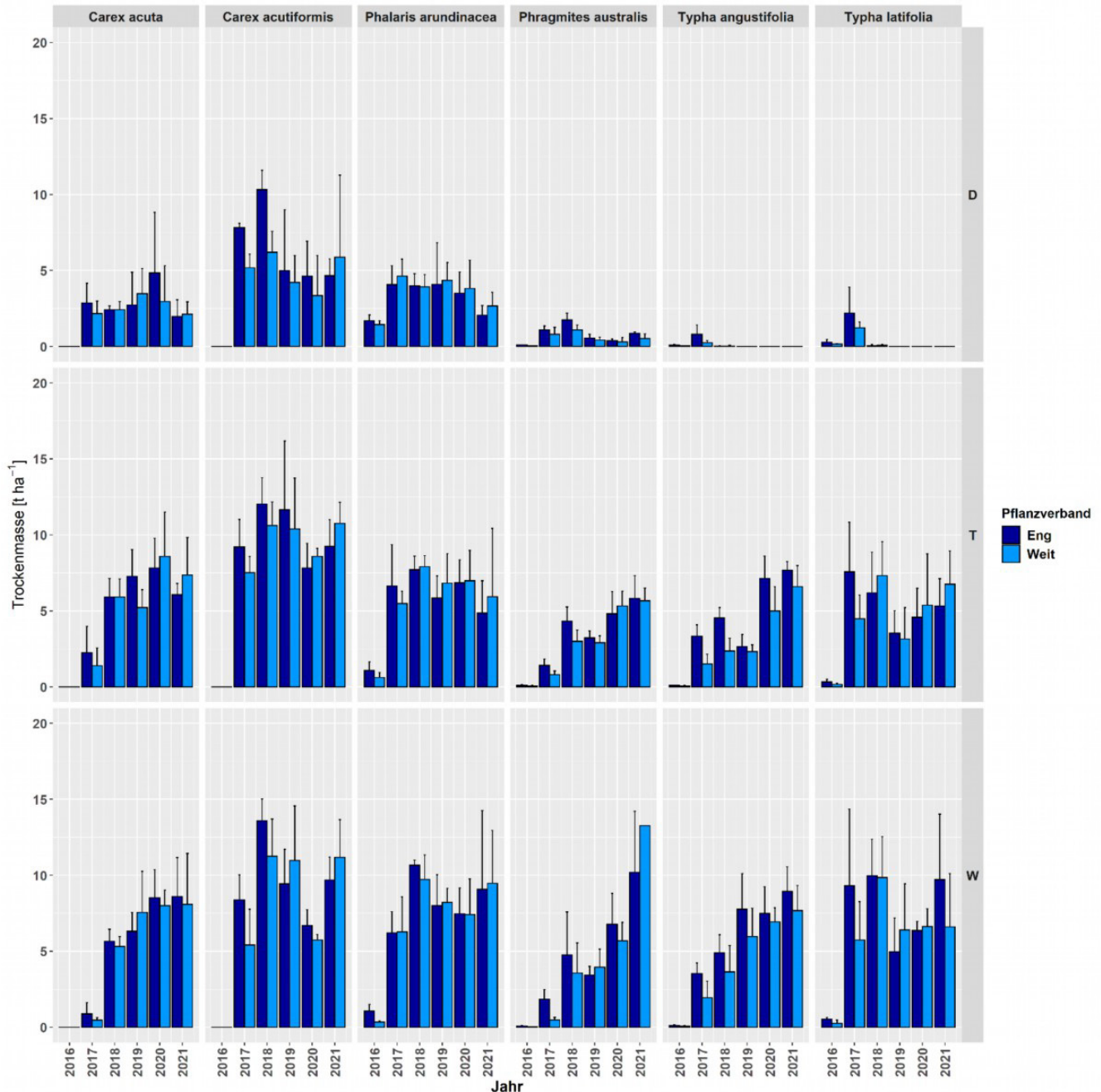


Abbildung 20 Auswirkung des Pflanzverbands auf die mittlere Ertragsleistung der Paludikulturen in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der zweiten Y-Achse, rechts in der Grafik stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.

1.2.4.3 AUSSAAT

Die sechs getesteten Pflanzenarten zeigen deutliche Unterschiede in ihrer Etablierbarkeit mittels Aussaat. Mit Ausnahme der Art *Phalaris arundinacea* sind alle Spätsommer- Aussaatversuche im Winter 2016/2017 frostbedingt im FSM gescheitert. Offensichtlich reicht die kurze Zeit im Herbst nicht dazu aus, ein tiefgreifendes Wurzelsystem aufzubauen, welches nicht aus dem Boden ausfriert bzw. abreist! Am Standort RH wurde die Art *Phalaris arundinacea* ebenfalls frostbedingt stark geschädigt- welchen Einfluss dabei ein möglicher Drahtwurmbefall zusätzlich hatte konnte nicht abschließend geklärt werden. Somit scheint lediglich die Aussaat im Frühsommer als Aussaatzeitpunkt für den süddeutschen Raum geeignet zu sein.

Generell konnte für keine der untersuchten Pflanzenarten ein signifikanter Effekt der Aussaatstärke auf die Ertragsentwicklung in den Folgejahren beobachtet werden (Abbildung 21).

Für die Pflanzenarten *Carex acuta* und *Carex acutiformis* konnte in keiner der getesteten Wasserstands-Variante eine erfolgreiche Etablierung nachgewiesen werden. Dies konnte zudem am Standort LM für *Carex acutiformis* bestätigt werden. Auch bei der Anzucht von Ballenpflanzen im Gewächshaus wurden erhebliche Schwankungen in der Keimrate sowie Ausfälle ganzer Saatchargen beobachtet.

Die Art *Phalaris arundinacea* keimte in allen Wasserstandsvarianten. Wie schon in den Pflanzversuchen beobachtet, zeigt die Art eine hohe Toleranz gegenüber unterschiedlichen Grundwasserständen und aufkommender Begleitflora. Signifikante Unterschiede in der Ertragsentwicklung zwischen Pflanzung und Aussaat konnten in keiner der Wasserstandsklassen für *Phalaris arundinacea* nachgewiesen werden.

Phragmites australis, *Typha angustifolia* und *Typha latifolia* zeigen in der Variante „wiedervernässt“ ebenfalls gute Keimerfolge. Für diese Wasserstandsklasse konnten ebenfalls für die drei Arten keine signifikanten Unterschiede in der Ertragsleistung zwischen Pflanzung und Aussaat nachgewiesen werden. In der Wasserstandsklasse „teilwiedervernässt“ keimen die drei Pflanzenarten zwar, eine vergleichbare Ertragsleistung wie in den Pflanzversuchen konnte allerdings innerhalb der fünf Beobachtungsjahre nicht erreicht werden. Anscheinend ist bei dieser Grundwasserstandsklasse die Konkurrenzkraft der drei Arten schon so weit limitiert, dass ein dichter Bestandesschluss nicht mehr erreicht wird. In der Grundwasserstandsklasse „Drainiert“ keimte lediglich die Art *Phragmites australis* während *Typha* spp. vollständig ausfiel. Aufgrund der geringen Konkurrenzkraft konnten im dritten Standjahr der Grundwasserstandsklasse „Drainiert“ ebenfalls keine *Phragmites australis* Pflanzen mehr nachgewiesen werden.

1.2.5 DISKUSSION

Als zusammenfassendes Ergebnis der durchgeführten Etablierungsversuche wird auf den im Projekt erstellten Etablierungsleitfaden (Eickenscheidt et al. 2023 - Etablierung von Niedermoor- Paludikulturen) verwiesen. Der Leitfaden beinhaltet eine ausführliche Beschreibung aller Schritte die für eine erfolgreichen Erst- Etablierung aller sechs im Projekt untersuchten Pflanzenarten notwendig sind.

In der folgenden Diskussion wird aus Platzgründen nur auf die zuvor definierten Fragestellungen explizit eingegangen.

1.2.5.1 WELCHE VERFAHREN EIGNEN SICH FÜR DIE ETABLIERUNG VON UNTERSCHIEDLICHEN PALUDIKULTUR-PFLANZEN

Prinzipiell zeigt sich, dass mit Ausnahme von *Carex* spp. sowohl die Pflanzung als auch die Aussaat geeignete Verfahren zur Etablierung von Paludikulturen darstellen. Welches Verfahren angewendet wird, hängt im Wesentlichen von der Möglichkeit einer zügigen Wiedervernässung unmittelbar nach der Etablierung ab. Während für die Pflanzung in den ersten Wochen regelmäßige Niederschläge ausreichen, wird für die Aussaat von Schilf und Rohrkolben eine unmittelbare (1- 7 Tage) Wiedervernässung bis zur Geländeoberfläche benötigt. Gleichzeitig muss aber aufgrund der flachen Aussaattiefe ein Wasserüberstau vermieden werden. Somit richtet sich die Aussaat von Schilf und Rohrkolben vornehmlich an die Standortbegebenheiten, der zur Verfügung stehenden Wassermenge und dem Wiedervernässungsverfahren. Nordt et al. (2022) geben für Schilf an, dass eine Etablierung mittels Aussaat nicht geeignet ist. Unsere Versuche belegen, dass dies problemlos möglich ist vorausgesetzt, dass die Wiedervernässung zügig erfolgt. Für die Rohrkolbenarten empfehlen Nordt et al. (2022) eine Verwendung von pilliertem Saatgut. Unsere Versuche zeigen, dass eine Direktsaat ebenso zuverlässig funktioniert und damit kostengünstiger umsetzbar ist.

Die Einsaat von Rohrglanzgras ist ohne Einschränkungen bedenkenlos zu empfehlen. Eine zügige Teil- bzw. Wiedervernässung ist aber auch hier notwendig, um dem Rohrglanzgras die notwendige Konkurrenzskraft gegenüber auflaufenden Beikräutern zu verschaffen. Alle bisherigen Saatversuche mit Seggen (*Carex* spp.) sind bisher gescheitert oder unzureichend gewesen. Aktuell werden im Projekt "Moorverträgliche Bewirtschaftungsmaßnahmen" (MOORBewi) an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und der bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft weiterführende Versuche zu diesem Themenbereich durchgeführt.

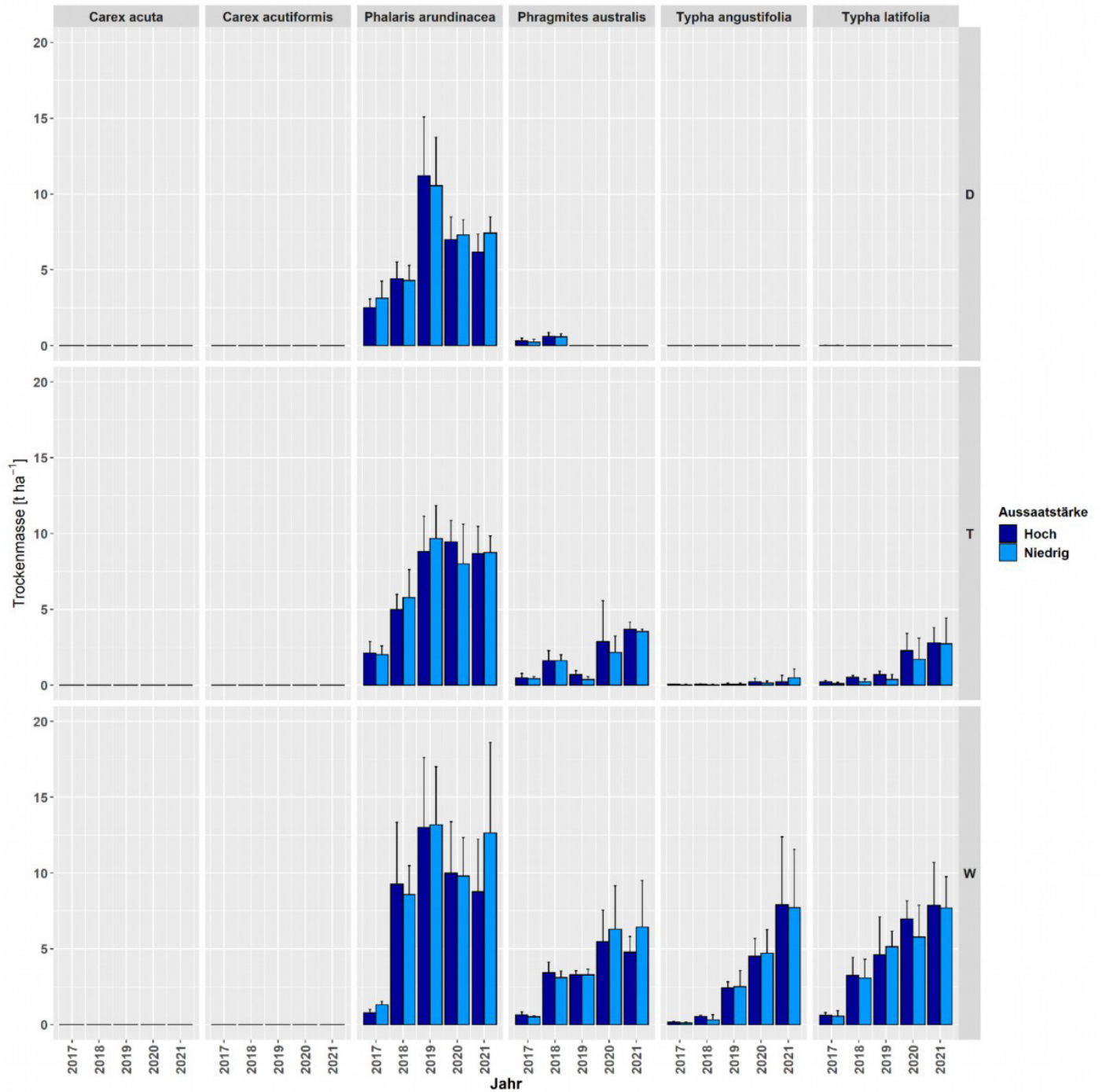


Abbildung 21 Auswirkung der Aussaatstärke auf die mittlere Ertragsleistung der Paludikulturen in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der zweiten Y-Achse, rechts in der Grafik stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.

Nach aktuellem Kenntnisstand kann eine Einsaat von Seggen bisher nicht empfohlen werden. Die finale Beurteilung wird nach den Ergebnissen des MOORbewi Projektes (2024) möglich sein. Für alle beschriebenen Paludikulturarten sollte die Aussaat möglichst früh im Jahr im Zeitraum Mitte April bis Ende Mai erfolgen. Je später die Aussaat erfolgt, desto höher ist das Risiko, dass die Samen bzw. Keimlinge aufgrund der hohen Temperaturen, welche der schwarze Niedermoortorf unter Sonneneinstrahlung erreicht, absterben. Dieses Risiko wird durch eine schnell eingeleitete Wiedervernässung nach der Aussaat deutlich reduziert. Versuche, die Aussaat mittels einer dünnen Strohschicht vor zu hohen Temperaturen zu schützen, wurde bisher nicht praktiziert, könnten aber unter gegebenen Umständen vielversprechend sein. Die Aussaat von Rohrglanzgras kann bis Ende Juli verlängert werden. Eine Aussaat der Paludikulturen ab August ist nicht zu empfehlen, da (zumindest im süddeutschen Raum) das Risiko besteht, dass die Wurzeln der Jungpflanzen bei Frost abreißen, bzw. die Pflanzen aus dem Boden frieren und vertrocknen. Im Projekt „Paludi- PRIMA“ des Greifswalder Moor Centrums wurden erste Versuche zur Einsaat von Rohrkolben auf zuvor wiedervernässten Flächen mittels einer Drohne durchgeführt. Aufgrund der sehr geringen Aussaatstärke kann dies eine sehr kostengünstige Alternative zur herkömmlichen Aussaat darstellen. Zudem kann eine vor Aussaat erfolgreich eingeleitete Wiedervernässung das Risiko reduzieren, dass Samen nicht keimen oder absterben. Dies ist besonders in Gebieten zu empfehlen, in denen zu erwarten ist, dass eine ausreichende Wiedervernässung nicht schnell genug erreicht werden kann. Hierzu sollten dringend weitere Versuche durchgeführt werden. In allen Aussaatvarianten wurde kein signifikanter Unterschied in den Erträgen der Folgejahre aufgrund der unterschiedlichen Aussaatstärke gefunden. Somit kann in Abhängigkeit der Pflanzenart die niedrigere Aussaatstärke (Tabelle 3) empfohlen werden. Für Rohrglanzgras wird in der Literatur häufig von einer Aussaatstärke von 15-25 kg ha⁻¹ berichtet (Lewandowski et al., 2003; Kaltschmitt et al., 2009; Nordt et al., 2022). In unseren durchgeführten Versuchen konnten bereits mit 5 kg ha⁻¹ ein sehr schneller Reihenschluss und eine hohe Produktivität in den Folgejahren erzielt werden. Da Saatgut für Paludikulturpflanzen aktuell nur sehr begrenzt zu Verfügung steht, sollte dies, auch um die Etablierungskosten zu reduzieren, so sparsam wie notwendig, eingesetzt werden. Für die Rohrkolbenarten wird in der Literatur (vergl. Wichtmann et al., 2016) zwar darauf verwiesen, dass eine Aussaat in den Monaten Mai bis Juli möglich ist, Angaben zur Aussaatstärke bzw. der Umsetzung wurden bisher aber nicht näher beschrieben. Ebenso gibt es in der Literatur keine Hinweise zur Aussaat von *Phragmites australis*. Hier wird lediglich auf die Pflanzung bzw. die Einbringung von Rhizomstecklingen oder Leghalme hingewiesen (vergl. Flyer: Schilf (*Phragmites australis*) Landwirtschaft auf nassen Mooren 2016; Greifswald Moor Centrum). Die Pflanzung von vorgezogenen Ballenpflanzen kann für alle Paludikulturen ohne Einschränkungen empfohlen werden. Nach aktuellem Kenntnisstand ist die Pflanzung bisher die einzige Möglichkeit Seggen (*Carex* spp.) sicher zu etablieren. Die Etablierung mittels Pflanzung ist immer mit sehr hohen Kosten und einem höheren Aufwand an Organisation im Vorfeld verbunden. Zum einen müssen Gärtnereien mit der Anzucht großer Stückzahlen an Ballenpflanzen beauftragt werden, zum anderen treten größere logistische Herausforderungen für den Transport und die Zwischenlagerung der benötigten Pflanzen auf. Die Pflanzung kann überall da eingesetzt werden, wo die Wiedervernässung unter Umständen nicht ganz so schnell erreicht werden kann. Allerdings ist hier sehr genau auf die Witterungsbedingungen zu achten, damit die Pflanzen nicht vertrocknen. Für alle beschriebene Paludikulturarten sollte die Pflanzung im Zeitraum Ende Mai bis Ende Juli erfolgen. Eine frühe Pflanzung setzt voraus, dass die Jungpflanzen schon im Jahr zuvor im Gewächshaus angezogen und überwintert werden müssen. Dadurch sind sie in der Regel deutlich teurer im Einkauf. Eine Pflanzung der Paludikulturen ab September ist nicht zu empfehlen, da (zumindest im süddeutschen Raum) das Risiko besteht, dass die Ballen aus dem Boden frieren und die Pflanzen vertrocknen. In der Literatur werden häufig weitere Pflanzverbände für Schilf (0,25 Pflanzen je m²) und Rohrkolben (weniger als 2 Pflanzen je m²) angegeben (Wichtmann et al., 2016, Flyer: Rohrkolben (*Typha* spp.) Landwirtschaft auf nassen Mooren 2016; Greifswald Moor Centrum). Dies richtet sich immer nach der Größe und Qualität des Pflanzgutes, dem erwarteten Unkrautdruck und der Nährstoffverfügbarkeit. Die gewählten Pflanzverbände waren auf Pflanzen die in 77er Anzuchtplatten (QuickPot Standard QP® 77) vorgezogen wurden ausgelegt. Diese Größe scheint einen guten Kompromiss zwischen Spross- und Wurzelbiomasse zu liefern. Gleichzeitig sind die Pflanzen schon robust genug, um eine geringe natürliche Ausfallrate aufzuweisen. Wichtig für die maschinelle Pflanzung ist, dass der Wurzelballen so fest ist, dass er bei herausziehen aus den Anzuchtplatten und beim anschließenden einlegen in die Pflanzmaschine nicht auseinanderfällt. Die meisten konventionellen voll- oder teilautomatisierten Pflanzmaschinen benötigen standardisiertes Pflanzmaterial um ökonomisch eingesetzt werden zu können. Die durchgeführten maschinellen Pflanzversuche an den Standorten LM und RH haben gezeigt, dass mit der gewählten Pflanzengröße eine sehr hohe Pflanzleistung von über 4000 Pflanzen je Stunde erzielbar ist: dies ist ein entscheidender ökonomischer Faktor. Obwohl sich der gewählte Pflanzverband für alle Paludikulturarten mit

Ausnahme von *Carex acuta* in den ersten zwei bis drei Standjahren signifikant auf den Ertrag ausgewirkt hat, empfehlen wir für alle getesteten Paludikulturarten den jeweils weiteren Pflanzverband (Tabelle 2). Der relativ geringe Mehrertrag an produzierter Biomasse in den ersten zwei bis drei Standjahren rechtfertigt aus ökonomischer Sicht nicht die Verdopplung der Pflanzkosten. Weitere Pflanzverbände als in Tabelle 2 angegeben sollten nur auf Standorten Anwendung finden, die über eine sehr geringe Samenbank im Oberboden verfügen, bzw. der Unkrautdruck durch eine sehr schnelle Wiedervernässung unterbunden werden kann.

1.2.5.2 WELCHEN EINFLUSS HABEN DIE FLÄCHENVORBEREITUNG UND DIE WIEDERVERNÄSSUNG AUF DEN ETABLIERUNGSERFOLG?

Die Flächenvorbereitung für die Etablierung von Paludikulturen wird bisher in der Literatur bzw. in bisherigen Projekten zu Paludikulturen gar nicht thematisiert, obwohl diese von entscheidender Bedeutung für ein erfolgreiches Gelingen der Paludikultur ist. Der Leitfaden zur Etablierung von Niedermoor- Paludikulturen liefert eine detaillierte Anleitung zur Grundbodenbearbeitung, der Saat- bzw. Pflanzbettbereitung sowie der Saat- und Pflanztechnik. Aus Platzgründen werden diese im Folgenden nicht aufgeführt. Wie schon mehrfach erwähnt, ist eine zügige Wiedervernässung der Schlüssel für eine erfolgreiche Etablierung. Wie die Pflanz- und Aussaatversuche gezeigt haben, führt eine unzureichende Wiedervernässung zu einem schnellen und vollständigem Ausfall der angelegten Kultur. Besonders bei der Pflanzung von Ballenpflanzen führt ein solcher Ausfall zu einem erheblichen monetären Schaden. Eine seriöse und fachlich begleitete hydrologische Planung im Vorfeld der Etablierung ist unerlässlich für das Gelingen. Alle baulichen Maßnahmen die für die Wiedervernässung der Fläche notwendig sind, müssen im Jahr vor der Paludikulturetablierung abgeschlossen sein. Nur so kann gewährleistet werden, dass eine schnelle Wiedervernässung nach der Aussaat oder Pflanzung erzielt wird. Etwaige Drainage- Kappungen oder die Anlage von neuen Bewässerungsgräben sollten so eingeplant werden, dass sie unmittelbar nach der Ernte der Vorfrucht im Spätsommer (bei z.B. Getreideanbau) und noch vor der Grundbodenbearbeitung erfolgt sind. Um nach der Pflanzung oder Aussaat eine schnelle, flächige Wiedervernässung zu erreichen, hat es sich bewährt, unmittelbar nach der Pflanzung oder Aussaat mit einem einscharigem Pflug flache Quer- und Längsgräben vom Vorfluter bzw. den Bewässerungsgräben aus, auf der Fläche anzulegen. Ist dieser Schritt geplant, so können schon vorher die Pflanzreihen in diesen Bereichen ausgespart werden. *Phalaris arundinacea* und *Carex* spp. zeigen eine relativ hohe Toleranz im Wachstum selbst unter relativ trockenen Bedingungen. Flurstücke, bei denen im Vorhinein abzusehen ist, dass die Wiedervernässung nicht ganz so schnell erfolgen kann, sollten dann präferiert mit diesen Arten angepflanzt bzw. eingesät werden. Um die erste kritische Phase bis zur vollständigen Wiedervernässung bzw. einsetzendem Regen zu überbrücken, hat es sich bewährt, die Wurzelballen der Pflanzen in der Anzuchtplatte mit Wasser aufzusättigen. Zudem sollte im Vorfeld abgeklärt werden, inwieweit Technik für eine Notfallbewässerung zur Verfügung steht, falls die Wiedervernässung nicht schnell genug erfolgt bzw. der Regen ausbleibt. Güllefässer mit seitlichem Auswurf haben sich hierfür als zweckdienlich erwiesen, da sie über eine akzeptable Flächenleistung verfügen. Mithilfe solcher Maßnahmen kann ein erheblicher monetärer Schaden rechtzeitig eingegrenzt werden.

1.2.5.3 WIE GUT LASSEN SICH PALUDIKULTUREN IM OPERATIVEN BETRIEB IN DIE FLÄCHE BRINGEN?

Die Versuche an den Standorten LM und RH haben gezeigt, dass eine Etablierung in einem landwirtschaftlichen Maßstab relativ gut umsetzbar ist. Die größten Herausforderungen liegen vermutlich eher in der zügigen Wiedervernässung großer Flurstücke. Da sich die Grundbodenbearbeitung sowie die Herstellung eines Saat- bzw. Pflanzbetts nicht sonderlich von anderen landwirtschaftlichen Kulturen unterscheidet, ist die flächenmäßige Umsetzung nicht limitiert. Die Aussaat mit herkömmlichen Universal-Drillmaschinen erreicht wie bei gängigen landwirtschaftlichen Kulturen zudem eine hohe Flächenleistung. Somit kann ebenfalls eine schnelle Wiedervernässung unmittelbar nach der Aussaat eingeleitet werden.

Um eine ausreichende Flächenleistung zu gewährleisten, kommen für die Etablierung großer Flächen mittels Pflanzung nur maschinelle Pflanzverfahren in Frage. Aufgrund des geringen Bodenwiderstandes kann die Verwendung herkömmlicher Gemüsepflanzmaschinen bisher nicht empfohlen werden. Nordt et al (2022) empfehlen die Verwendung von Gemüsepflanzmaschinen, geben aber leider keine Auskunft über den verwendeten Maschinentyp. Somit werden weiterführende Versuche mit unterschiedlich verfügbaren Anbaugeräten oder selbstfahrenden Maschinen dringend benötigt. Sehr gute Ergebnisse konnten im Projekt mit einer Anbaupflanzplattform mit vorlaufender Dippelwalze (Eigenbau Johann Krimmer, Samen und Pflanzen für naturnahes Grün) erzielt werden. Hiermit konnten über 4000 Pflanzen pro Stunde gesetzt werden (je nach Pflanzverband 0,5 bis 1 ha pro Arbeitstag). Versuche des Greifswalder Moor Centrums

haben zudem gezeigt, dass größere Containerpflanzen ebenso mit konventionellen Forstpflanzmaschinen gepflanzt werden können (Projekt: Vorpommern Initiative Paludikultur). Generell ist die Etablierung mittels Pflanzung immer mit einem höheren Aufwand an Organisation im Vorfeld verbunden. Hier treten vor allem größere logistische Herausforderungen für den Transport und die Zwischenlagerung der benötigten Pflanzen auf, sobald mehrere Hektar auf einmal angelegt werden sollen. Auch für die Pflanzung selbst wird eine entsprechende Technik sowie geschultes Personal benötigt, welches in der Regel dem landwirtschaftlichen Betrieb nur über Lohnunternehmen zur Verfügung steht.

Als Problem hat sich am Versuchsstandort in Langenmosen die Anwesenheit von Krähen und Störchen nach der Pflanzung herausgestellt. Die Tiere neigen dazu, bei Trockenheit die Pflanzen aus dem Boden zu ziehen und unter den Wurzelballen nach Würmern zu suchen. Dabei können ganze Kulturen mit etlichen tausend Pflanzen innerhalb kürzester Zeit vernichtet werden. Das Vergrämen der Tiere hat sich als äußerst schwierig herausgestellt. Als sichere Variante konnten die Kulturen mit Kulturnetzen geschützt werden. Das Ausbringen dieser Netze ist allerdings nur sehr begrenzt für großflächige Etablierungen umsetzbar (< 1 ha).

1.2.5.4 WIE MÜSSEN PALUDIKULTUREN BEWIRTSCHAFTET WERDEN DAMIT SIE LANGFRISTIG STABILE ERTRÄGE LIEFERN UND MÖGLICHT MONODOMINANTE REINBESTÄNDE AUSBILDEN?

Langfristige Untersuchungen zur Pflege der Paludikulturen existieren bisher noch nicht. Der Einsatz von Herbiziden ist entsprechend der gesetzlichen Regelungen (Pflanzenschutzgesetz, diverse Verordnungen) auf den wiedervernässten Paludikulturflächen verboten. Aufgrund der sehr hohen Konkurrenzkraft der Paludikulturpflanzen bilden sich unter optimalen Wuchsbedingungen fast immer monodominante Bestände. Die Pflege der Paludikulturen wird hauptsächlich über den Flächenwasserstand und zum anderen über die Mahd- Frequenz gesteuert. Beikräuter entwickeln sich vornehmlich, wenn der Wasserstand unter –10 cm bezogen auf die Geländeoberfläche abfällt oder über den Jahresverlauf sehr stark schwankt. Für die Rohrkolbenarten, Schilf und die Seggen, können Überstauphasen im Frühjahr und Frühsommer die Konkurrenzkraft fördern. Rohrglanzgras reagiert dagegen mit Ertragseinbußen bei zu langen Überstauphasen im Frühjahr. Für einschürige (Wintermahd) Rohrglanzgras- und Seggen- Bestände kann es je nach Standort vorteilhaft sein, wenn sie in einem Abstand von drei bis vier Jahren zweischürig bewirtschaftet werden. Dabei sollte der erste Schnitt nicht vor Anfang Juli erfolgen.

Falls sich der Wasserstand nach einer Pflanzung oder Aussaat nicht so schnell wie erwartet einstellt, bzw. trockenheitsbedingt nach erfolgreichem Auflaufen der Kulturen wieder absinkt, kann es bei den Seggen oder dem Rohrglanzgras von Vorteil sein, einen Schröpfschnitt bei 10 – 15 cm Wuchshöhe zur Unterdrückung aufgelaufener Beikräuter und einjähriger Gräser durchzuführen. Für beide Rohrkolbenarten und Schilf darf kein Schröpfschnitt durchgeführt werden, da sie sehr empfindlich auf einen zu frühen Schnitt reagieren und das Risiko besteht, dass sie vollständig ausfallen. Je nach Wasserstand kann für Rohrglanzgras und die Seggen im Frühjahr eine angepasste Wiesenpflege (Walzen, Schleppen) empfohlen werden (Flyer Rohrglanzgras, 2016).

Auch wenn die Effekte der Düngung in den Bereich des Bestandes- Management fallen, werden die Umweltrisiken erst in Kapitel 3.1.5.2 ausführlich diskutiert.

1.2.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Im Zuge der Projektlaufzeit haben sich aus den gewonnenen Beobachtungen neue offene Fragestellungen ergeben:

- Monitoring der langfristigen Ertragsentwicklung (> 10 Jahre)
- Sorten- und Herkunftsversuche für die potentiell geeignetsten Paludikulturpflanzenarten
- Erprobung weiterer potentiell geeigneter Pflanzenarten
- Testen unterschiedlicher Aussaattechniken mittels Drohne
- Durchführung von Pflanzversuchen mit unterschiedlich verfügbaren Anbaugeräten oder selbstfahrenden Maschinen
- Testen unterschiedlicher Aussaatstrategien für Seggen (MOORBewi Projekte)
- Versuche zum langfristigen Management der Paludikulturen zum Erhalt einer nachhaltigen Produktivität (NAPALU Projekt)
- Versuche zu einer umweltverträglichen Nährstoffrückführung hinsichtlich THG-Emissionen sowie Nährstoffauswaschung bzw. –verlagerung (NAPALU Projekt)

2 MODUL

KLIMARELEVANZ UND BIODIVERSITÄT

Ziel des Modul 2 war die Bereitstellung von Emissionsfaktoren für Paludikulturen sowie die Berechnung der THG-Einsparleistung im Vergleich zur konventionellen, auf Entwässerung basierter landwirtschaftlicher Nutzung von Niedermooren als Acker oder Grünland. Diese Ziele wurden innerhalb der Arbeitspakete 2.1 – 2.6 umgesetzt. Neben Fragen zur Klimarelevanz sollten zudem auch erste Aussagen hinsichtlich Biodiversitätsaspekten getroffen werden (Arbeitspaket 2.7). Neben Veränderungen der floristischen Biodiversität sollten vor allem Aussagen zur Veränderung der faunistischen Biodiversität anhand von geeigneten Indikatorgruppen (Avifauna, Heuschrecken) getätigt werden.

2.1 KLIMARELEVANZ VON PALUDIKULTUREN

C. BOCKERMANN, T. EICKENSCHIEDT UND M. DRÖSLER

Zusammenfassung

Die Entwässerung und intensive landwirtschaftliche Nutzung von organischen Böden hat in den letzten Jahrzehnten dazu geführt, dass Moore ihre ökologischen Serviceleistungen verloren haben und zu 'Hotspots' für Treibhausgas-Emissionen geworden sind. Mit dem Ziel die ökologischen Funktionen der Moore wiederherzustellen und die fortschreitende Mineralisierung des vorhandenen Torfkörpers – und somit die Emissionen – zu verhindern wurde die potentiell moorschonende Nutzungsalternative der Paludikulturen auf ihr Klimaschutzpotenzial getestet.

Die gemessenen und modellierten Treibhausgasbilanzen zeigen das hohe THG Reduktionspotenzial aller im Projekt getesteten Paludikultur-Pflanzen, wenn eine ausreichende Wiedervernässung der Fläche gegeben ist. Aufgeteilt in die potenziellen Landnutzungskategorien „teilwiedervernässte Paludikultur“ mit Grundwasserständen (GWL) < -10 cm unter Geländeoberkante (teilwiedervernässt) und „wiedervernässte Paludikultur“ mit $\text{GWL} \geq -10$ cm (wiedervernässt bzw. Optimalbereich) können Gesamtemissionen von $-1,0 \pm 9,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $-13,0 \pm 13,9 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ – also netto THG Aufnahmen – abgeleitet werden. Im Vergleich mit der derzeit in Deutschland häufigsten Nutzungsform entwässerter Niedermoore als Grünland mit Emissionen von $31,7 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tiemeyer et al. 2020) weisen Paludikulturen daher ein Reduktionspotenzial von $32,7 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter teilwiedervernässten Bedingungen bzw. von $44,7 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter vernässten Bedingungen auf. Im Vergleich mit der derzeit in Deutschland klimaschädlichsten Nutzungsform entwässerter Niedermoore als Ackerland mit Emissionen von $40,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tiemeyer et al. 2020) können die Paludikulturen ein Reduktionspotenzial von $41,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (teilwiedervernässt) bzw. von $53,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (wiedervernässt) aufweisen. Aus unserem umfangreichen Datensatz ist außerdem ein maximales Minderungspotenzial für Paludikulturen bei einem mittleren Jahreswasserstand von -7 cm unter der Geländeoberkante abzuleiten. Somit können unsere Ergebnisse bisherige Schätzungen zu den Einsparpotenziale von Paludikulturen deutlich nach oben korrigieren, den optimalen Grundwasserstandsbereich für bestmögliche Klimawirkung empirisch genauer angeben und zudem die Wissenslücke zur Berechnung von Emissionsfaktoren für die Klimaberichterstattung für den süddeutschen Raum schließen.

2.1.1 EINLEITUNG

Kohlenstoffreiche Niedermoorböden werden zu Quellen von Treibhausgasen (THG) wenn der Boden durch Absenken des Wasserstands durchlüftet wird. Dies beschleunigt aerobe Abbauprozesse und führt dadurch zu höheren THG Gesamtemissionen von drainierten Moorböden. Folglich ist die Nutzung dieser Flächen durch die fortschreitende Zersetzung der Bodenorganik zeitlich begrenzt. Derzeit werden ca. 18 % der Moorböden in Deutschland (32 % in Bayern) als Ackerland genutzt mit resultierenden Emissionen von 40,4

t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ während ca. 52 % (42 % in Bayern) als Grünland genutzt werden mit Emissionen von 31,7 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ (Flächenanteile: UBA, 2022 (NIR); Emissionswerte: Tiemeyer et al. 2020). Die Anpassung der bisherigen Bewirtschaftung durch Etablierung von Paludikulturen – also mit Anhebung des Wasserstands und angepasster moortypischer Vegetation – kann die Abbauprozesse potenziell kostengünstig verlangsamen oder sogar umkehren. In Hinblick auf die derzeitigen hohen Emissionen entwässerter Moorböden von ca. 53 Mio. t CO₂-Äq. bzw. 7,5 % der gesamten deutschen THG Emissionen in 2020 (UBA 2022: NIR) aus einem flächenmäßig geringen Anteil der Bundesfläche (ca. 1,8 Mio. ha bzw. 5 % der Bundesfläche), sind Minderungsmaßnahmen auf diesen Flächen dringend notwendig und können zum Erreichen der nationalen Klimaziele beitragen.

Um die Klimarelevanz von Paludikulturen einzuschätzen und mit derzeitigen Bewirtschaftungsformen zu vergleichen sind die drei biogenen klimarelevanten Spurengase Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) von Bedeutung. Für CO₂ ist die relevante Größe der Netto-Ökosystem-Austausch (net ecosystem exchange NEE). Dieser ist die direkt messbare Differenz der beiden zugrundeliegenden Prozesse für den Abbau respektive Aufbau der organischen Substanz und für die Kohlenstoffakkumulation: die aerobe Ökosystematmung (ecosystem respiration Reco) und die Photosyntheseleistung (auch Bruttoprimärproduktion; gross primary production GPP). Methanemissionen sind zudem als Produkt der anaeroben Bodenatmung gerade in wassergesättigten Böden (hierdurch entstehen anaerobe Bedingungen) für die THG Bilanz von Bedeutung. Lachgas ist das dritte relevante THG aus landwirtschaftlich genutzten Böden, hier ist besonders die eingebrachte Düngemenge ausschlaggebend für die entstehenden Emissionen durch N-Umsetzung. Auf entwässerten Moorböden wird Lachgas durch den aeroben mikrobiellen Abbau des im Torf enthaltenen Stickstoff freigesetzt. Auch können Faktoren wie die intensive Vornutzung einer Fläche und die Einleitung von nährstoffreichem Wasser N₂O Emissionen auslösen. Als weiteres relevantes Element der Bilanzierung kommt bei Kulturen mit Biomasse Entzug wie den Paludikulturen der Kohlenstoffaustrag durch Ernte sowie ggf. der Kohlenstoffeintrag durch organische Düngung hinzu. Die aus den aufgeführten Faktoren ermittelte THG Bilanz unter den aktuellen Standort- und Klimabedingungen spiegelt den aktuellen Stoffhaushalt eines Standortes wieder, der sensibel auf Standorteinflüsse wie Änderungen des Wasserstands, des landwirtschaftlichen Managements oder der Pflanzenkultur reagiert.

Zahlreiche Forschungsprojekte haben gezeigt, dass die Wiedervernässung degradiert Moorflächen die einzige effiziente Maßnahme zum dauerhaften Klima- und Artenschutz darstellt (z.B. Drösler, 2005; Beetz et al., 2013, Tiemeyer et al., 2013, Wilson et al. 2016, Evans et al. 2021). Da klassische Renaturierungsmaßnahmen häufig mit einer Nutzungsaufgabe und dem Verlust der landwirtschaftlichen Produktionsfläche einhergehen, ist die Akzeptanz zur Durchführung solcher Maßnahmen bei den Landbesitzern oftmals nicht gegeben. Entgegen der klassischen Renaturierung von Moorflächen bieten Paludikulturen (abgeleitet aus dem lateinischen Wort „Palus“ für Sumpf oder Morast) moorschonende, standortsangepasste Nutzungsalternativen, welche mit einer Teil- oder Wiedervernässung kombiniert werden. Schon vor Projektbeginn wurde daher angenommen, dass Paludikulturen aufgrund der hohen Grundwasserstände zu einer deutlichen Reduktion der Treibhausgas-Emissionen von CO₂ und N₂O führen und somit wesentlich zum Klimaschutz beitragen können. Schätzungen der Einsparpotenziale lagen zwischen 17 und bis zu 32 t CO₂-Äquivalenten (CO₂-Äq.) ha⁻¹ a⁻¹ (Günther et al., 2015; Abel et al., 2019), beruhten jedoch entweder auf Messungen in bereits etablierten (nicht genutzten) Beständen, auf einer Wasserstandsabhängigkeit (PEP Modell), Vegetationsproxies (GEST Modell) oder Biotoptypen (Verschneidung von Moor-Biotoptypen und GESTs). Konkrete Messwerte der Klimarelevanz zu neu etablierten Paludikulturen waren und sind noch immer sehr lückig.

Während der Durchführung des Forschungsvorhabens wurden einige Projekte zu Paludikulturen auf Niedermoorstandorten (mit THG Minderungszielen) umgesetzt bzw. angestoßen: z.B. Projekt MoKli (Moor- und Klimaschutz Praxistaugliche Lösungen mit Landnutzern realisieren, Laufzeit 2019-2022, Succow Stiftung, Universität Greifswald, und Deutschen Verband für Landschaftspflege e.V. (DVL)), Vorhaben Paludi-PRIMA (Paludikultur in die Praxis bringen: Integration – Management – Anbau von Rohrkolben und Schilf, Projektleitung Uni Greifswald, Laufzeit 2019-2022), Vorhaben „Produktketten aus Niedermoorbiomasse“ (3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe und Bioökonomie e.V., Verbundprojekt zu Anbau von Rohrkolben und Schilf, Laufzeit 2019-2023). Ergebnisse aus dem Projekt „KLIBB“ (Klimaschonende, biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung von Niedermoorböden, 2018-2019, Närmann & Tannenberger, 2021) beinhalten auch konkrete THG-Einsparpotenziale welche aus durch Proxies ermittelten „voraussichtlichen langfristige Standortemissionen (GEST-Ansatz)“ abgeleitet wurden. Diese liegen für *Carex* spp. bei 3 bis 10, *Phalaris arundinacea* 7, *Phragmites australis* 0 bis 7, und *Typha* spp. bei 6 bis 7 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹.

THG Emissionswerte für Paludikulturen geschweige denn Gesamtbilanzen werden jedoch kaum direkt gemessen bzw. wurden bisher nicht publiziert. In einem weiteren unserer Forschungsprojekte im Freisinger Moos (MOORadapt, 2016-2019, Bockermann et al. 2023 in Vorbereitung) konnten wir eine erste Bilanz für *Carex acutiformis* als Paludikultur erheben, dieser Wert fließt mit in die Diskussion der MOORuse Werte ein. Zwei der relevantesten Studien zur Abhängigkeit der Emissionen organischer Böden vom Wasserstand wurde von Tiemeyer et al. (2020: beinhaltet Emissionsdatensätze der Ko-Autoren Drösler und Eickenscheidt) und Evans et al. (2021) veröffentlicht. Während Evans et al. (2021) in einer globalen Studie landwirtschaftlich genutzter Böden das generelle Minderungspotenzial der Wasserstandsanhhebung unterstreichen, leiten Tiemeyer et al. (2020) konkrete Emissionsfaktoren für Landnutzungskategorien ab, auf denen derzeit die nationale Emissionsberichterstattung von Treibhausgasen aus organischen Böden für Deutschland beruhen. Paludikulturen sind auch darin mangels Datengrundlage bisher nicht berücksichtigt. Politische Ziele verfolgen den Schutz von Moorböden jedoch immer präziser (z.B. „Klimaschutzplan 2050“ (2016), „Klimaschutzprogramm 2030“ (2019), „Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz“ (2021), die Nationale Moorschutzstrategie der Bundesregierung (2022)) und verankern die Zielvorgabe der Treibhausgasneutralität bis 2045 durch eine Wiedervernässung von jährlich 50.000 ha Moor. Hierzu werden umfangreiche Fördermittel bereitgestellt, welche unter anderem bereits in vier Pilotvorhaben zur Erprobung und Weiterentwicklung nasser Bewirtschaftungsweisen zum Moorbodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Brandenburg und Bayern (MoorLandwirtschaft für Klimaschutz Allgäu; Zuwendungsempfänger: Landkreis Ostallgäu; Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft; Hochschule Weihenstephan-Triesdorf) über den Zeitraum von 2021-2031 einfließen. Daher wird in naher Zukunft ein flächenmäßig relevanter Anteil unter die Kategorie „Paludikultur“ oder „nasse genutzte organische Böden“ fallen und für die nationale Emissionsberichterstattung relevant werden.

2.1.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Um zu beantworten ob Paludikulturpflanzen geeignet sind um Klimaschutz durch Wiedervernässung und Vegetationsanpassung auf derzeit drainierten Niedermoorböden zu betreiben, wurden die Spurengase CO₂, CH₄ und N₂O sowie der C-Austrag (Ernte) und C-Eintrag (Düngung) empirisch ermittelt und mit ihrem jeweiligen globalen Erwärmungspotenzial (GWP) verrechnet. Hierfür wurden die für das Projekt ausgewählten Paludikulturpflanzen im Freisinger Moos unter unterschiedlichen experimentellen Wasserstandsbedingungen untersucht. Ebenfalls im FSM sowie in zwei weiteren Flächen (LM und RH) wurden die Paludikulturen zudem im Feldmaßstab unter wiedervernässten Bedingungen mit Zielwasserstand nahe der Geländeoberfläche untersucht. Die manuellen Messungen in Beobachtungsflächen auf Feldmaßstab dienen zur Berechnung weiterer Jahresbilanzen unter unterschiedlichen Standortsbedingungen sowie zur Validierung der Ergebnisse der automatisierten Messanlage im Freisinger Moos.

Ziel war es für jede der Paludikulturpflanzen eine umfassende Jahresbilanz zu erheben, welche die THG Flüsse als auch den Kohlenstoff Export durch Ernte berücksichtigt. Die aktuell über den Spurengasaustausch ermittelten THG Bilanzen sind potenziell geeignet, als funktioneller Indikator für die stoffhaushaltliche (Erfolgs-)Kontrolle von Standort Maßnahmen wie der Etablierung von Paludikulturen zu dienen, um schlussendlich ein Quellen- oder Senkenpotenzial zu bestimmen. Zudem kann durch die Ableitung einer Wasserstandsabhängigkeit der Emissionen ein Ideal Wasserstand definiert beschrieben werden. Abgeleitet aus allen gemessenen und modellierten Jahresbilanzen sollen Emissionsfaktoren für Paludikulturen bereitgestellt werden und die Berechnung von Einsparpotenziale gegenüber der konventionellen intensiven Grünland- oder Ackerbewirtschaftung ermöglichen.

2.1.3 MATERIAL UND METHODIK

2.1.3.1 MESSMETHODIK

Die Spurengasflüsse von CO₂, CH₄ und N₂O wurden basierend auf periodischen Messkampagnen mit Haubensystemen erfasst. Mit dieser Methodik können die Komponenten des CO₂ Austausches NEE und Reco direkt mittels geschlossener dynamischer Haubenmessungen und portabler Analysegeräte (in diesem Projekt Gasanalytoren Typ Licor LI850) erhoben werden. Die automatisierten THG Messungen erfolgten durch das im Projekt entwickelte automatische Haubenmesssystem im Freisinger Moos. Hier konnte der Spurengasaustausch (CO₂, CH₄, N₂O) aller Paludikulturpflanzen bei unterschiedlichen Wasserständen in

drei hintereinanderliegenden Spundwandbecken (je 16 x 10 Meter, 2,5 m tief, nach unten offen) erfasst werden. Durch ein Steuersystem konnten nach erfolgreicher Pflanzenetablierung Anfang 2017 die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen „teilwiedervernässt“ (Abk. T), „wiedervernässt“ (Abk. W), und „angestaut“ (Abk. A) eingestellt werden. Die Flussratenberechnung der erfassten CO₂ Konzentrationsveränderungen erfolgte in der Software R (R Core Team, 2022) durch lineare Regression mithilfe des modifizierten R Packages *flux* (Jurasinski et al., 2014). GPP Flüsse werden aus den modellierten Reco Flüssen und den gemessenen NEE Flüssen berechnet: $GPP = NEE - Reco$. Reco wurde auf Basis der Temperatur (Lloyd und Taylor, 1994) und GPP auf Basis der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) (Falge et al., 2001) Messkampagnen-spezifisch modelliert. Für die automatisch erhobenen Flüsse wurden die Messwerte für die Modellierung wochenweise je Replikat aggregiert. Insgesamt konnten mit dem im Projekt entwickelten automatisierten THG-Messsystem (Eickenscheidt et al. in prep) im Zeitraum 2020 und 2021 ca. 140.000 Einzel-CO₂ Messungen (Reco und NEE) durchgeführt werden. Die Kampagnen oder wochenweise ermittelten Modellparameter für Reco und GPP dienen der halbstündigen Modellierung des CO₂ Austausches anhand des kontinuierlich aufgezeichneten Datensatzes der Haupterklärungsvariablen (Lufttemperatur, Bodentemperaturen, Strahlung, etc.). Die entstehenden Jahresbilanzen wurden zum CO₂ Netto-Ökosystem-Austausch (NEE) aufsummiert.

Der Austausch von CH₄ und N₂O wurde mittels der geschlossenen statischen Haubenmessung erhoben und entweder im Feld durch ein portables Cavity-Ring-Down-Spektroskopie Analysegerät (im FSM Gasanalysator Typ PICARRO G2308) oder im Labor gaschromatografisch (im Donaumoos Gaschromatograph Typ PerkinElmer Clarus 480 GC) quantifiziert. Insgesamt konnten mit dem automatisierten THG-Messsystem im FSM im Messzeitraum 2020 und 2021 ca. 25.000 CH₄ und ca. 25.000 N₂O Messungen durchgeführt werden. Die Flussratenberechnungen der erfassten CH₄ und N₂O Konzentrationsänderungen erfolgte mittels linearer oder nichtlinearer Regression im R Package *gasfluxes* (Fuß et al., 2020). Hier wurden die Zeiträume zwischen den gemessenen Flüssen linear interpoliert und zu Jahresbilanzen aufsummiert. Für eine genaue Beschreibung der Messmethodik siehe Livingston & Hutchinson (1995), Drösler (2005) oder Eickenscheidt (2015). Die Erfassung der Spurengase CO₂, CH₄ und N₂O erfolgte methodisch entsprechend der THG Erhebung zur Generierung des nationalen Treibhausgasinventars für die deutsche Klimaberichtserstattung und erfüllt die Maßnahmenvorgabe der standardisierten Methode der Bund-Länder Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorschutz (3b BMU, 2021).

2.1.3.2 DATENERHEBUNG

Im Freisinger Moos (Abk. FSM) wurden die Messungen der vier Paludikultur Pflanzen *Carex acutiformis*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis* und *Typha latifolia* in den Spundwandbecken mit den drei unterschiedlichen oben beschriebenen Wasserstandsklassen (T, W, A) mit je drei Wiederholungen angelegt. Das Messsystem lieferte im Dauerbetrieb von Januar 2020 bis Dezember 2021 hochaufgelöste Messdaten im Tageswechsel für den CO₂ Austausch und für den Austausch von CH₄/N₂O. Aufgrund der hohen Messfrequenz konnten für alle Wiederholungen (3 je Messvariante) einzelne Jahresbilanzen für die Jahre 2020 (n=36) und 2021 (n=36) berechnet werden.

Zur besseren Absicherung der automatisiert im FSM erhobenen THG Bilanzen wurden zusätzlich manuelle Messungen im FSM im Jahr 2019, in Langenmosen (Abk. LM) und Riedhausen (Abk. RH) im Jahr 2021 durchgeführt. Dies ermöglicht genauere Aussagen zur räumlichen Variabilität der THG an unterschiedlichen Standorten zu treffen. Im Freisinger Moos wurden hierzu Messflächen im hohen Grundwasserstandsbereich (Wasserstandsklasse W) der gepflanzten Untersuchungsvarianten *Carex acutiformis* (Abk. Caf), *Phalaris arundinacea* (Abk. Par), *Phragmites australis* (Abk. Pau) und *Typha latifolia* (Abk. Tla) mit je drei Wiederholungen angelegt. Die manuellen CO₂-Messkampagnen wurden entsprechend der physiologischen Pflanzenentwicklung ca. 3-wöchentlich durchgeführt, während CH₄/N₂O-Messungen wöchentlich umgesetzt wurden. Durch die hohe manuelle Frequenz konnten standardmäßig je Messvariante eigenständige Jahresbilanzen für 2019 berechnet werden (n=4). In LM wurden *Carex acutiformis*, *Phalaris arundinacea* und *Typha angustifolia* (Abk. Tan) gemessen, in RH *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea*. Auch hier konnten durch die hohe manuelle Frequenz eigenständige Jahresbilanzen je Messvariante berechnet werden (LM n=3, RH n=2). Ein Überblick aller im Projekt abgedeckten THG Messvarianten mit Bezeichnung in folgenden Tabellen und Grafiken ist in Tabelle 5 aufgeführt.

Neben den Spurengasmessungen wurden in allen Testflächen kontinuierliche Datensätze von Bodentemperaturen in den Tiefenstufen 2, 5 und 10 cm, Lufttemperatur in 20 cm Höhe, photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) sowie der Grundwasserstand als Steuergrößen für die Modellentwicklung über das

gesamte jeweilige Messjahr 0,5 stündlich aufgezeichnet. Zudem wurden spektrale Vegetationsindizes als Parameter erfasst, welche die Entwicklung der Vegetation darstellen und zur Modellerweiterung dienen. Der *Leaf Area Index* (Blattflächen Index, LAI) gibt die Menge an Biomasse der Messfläche unabhängig ihrer Vitalität an und ist somit relevant für Ertragsbestimmungen. Der *Normalized Differences Vegetation Index* („Grünheits Index“, NDVI) gibt Aufschluss über die relative Absorption von photosynthetisch aktiver Strahlung und somit über die Photosyntheseleistung der Vegetation zum Messzeitpunkt. Eine Modellerweiterung konnte bisher lediglich für die Reco Modellierung von *Typha latifolia* sowie für die GPP Modellierung von *Typha latifolia* und *Phragmites australis* testweise umgesetzt werden. Dabei hat sich gezeigt, dass die Verwendung eines generalisierten additiven gemischten Modells (GAMM) erweitert um eine Varianz-Funktion, die es erlaubt unterschiedliche Varianzen je Monat zu modellieren, mit den Erklärungsvariablen Lufttemperatur, GWL und NDVI für Reco, sowie PAR, NDVI und LAI für GPP jeweils als *Tensorprodukt smoother* sehr gute Resultate (d.h. sehr gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und modellierten Daten) liefert. Dieser Ansatz wird nach Abschluss des Projektes weiterverfolgt und optimiert. Aktuell stellt die vorhandene sehr starke Autokorrelation der Messwerte noch ein Problem im Modell da, welche sich bisher nicht über eine Autokorrelationsfunktion (z.B. First-order autoregressiv Funktion) modellieren lässt da die Rechenkapazität der vorhandenen Rechner am Institut dafür nicht ausgelegt sind.

Die Ernten der THG Messflächen erfolgten durch den Schnitt der überständigen Biomasse in ca. 15 cm über der Bodenoberfläche (entsprechend maschineller Ernte) um die Flächenerträge zu bestimmen. Aus der geernteten Biomasse wurden nach Trocknung Proben entnommen und zur externen Analyse von organischem Kohlenstoff (C_{org}) aufbereitet. Die C_{org} Analyseergebnisse werden mit den Ertragsdaten verrechnet, um den C-Export mit in der gesamt CO₂-Bilanz zu berücksichtigen. In allen THG Messflächen wurden Winterernten Anfang Dezember der jeweiligen Messjahre durchgeführt. In 2021 wurden in den *Phalaris* Beständen des Spundwandbeckens im FSM sowie in LM zusätzlich zu den Winterernten in Anlehnung an die Feldversuche zur Biomasse Nutzung für Biogas auch Sommerernten im Juni (LM) bzw. Juli (FSM) durchgeführt. Die Flächen im FSM wurden anschließend organisch mit Gärrest entsprechend des N-P-K-Entzugs gedüngt. Die Untersuchung unterschiedlicher Schnitzeitpunkte als Managementvariante sind neben wichtigen Ergebnissen bezüglich der Ertragsstabilität von entscheidender Bedeutung für die Spurengasflüsse und die Bilanzierung der Klimawirksamkeit.

Tabelle 5 Übersicht der 21 Treibhausgas Messvarianten in den drei Standorten des Projektes MOORuse: Freisinger Moos mit 12 automatisch erfassten Varianten in 2020 und 2021, sowie 4 manuell erfasste Varianten in 2019, Langenmosen mit 3 manuell erfasste Varianten in 2021, und Riedhausen mit 2 manuell erfasste Varianten in 2021.

Standort	Paludikultur Pflanze	Wasserstandsklasse	Mess- methode	Abkürzung
Freisinger Moos	<i>Carex acutiformis</i>	teilwiedervernässt	automatisch	Caf-FSM-T
Freisinger Moos	<i>Carex acutiformis</i>	wiedervernässt	automatisch	Caf-FSM-W
Freisinger Moos	<i>Carex acutiformis</i>	angestaut	automatisch	Caf-FSM-A
Freisinger Moos	<i>Phalaris arundinacea</i>	teilwiedervernässt	automatisch	Par-FSM-T
Freisinger Moos	<i>Phalaris arundinacea</i>	wiedervernässt	automatisch	Par-FSM-W
Freisinger Moos	<i>Phalaris arundinacea</i>	angestaut	automatisch	Par-FSM-A
Freisinger Moos	<i>Phragmites australis</i>	teilwiedervernässt	automatisch	Pau-FSM-T
Freisinger Moos	<i>Phragmites australis</i>	wiedervernässt	automatisch	Pau-FSM-W
Freisinger Moos	<i>Phragmites australis</i>	angestaut	automatisch	Pau-FSM-A
Freisinger Moos	<i>Typha latifolia</i>	teilwiedervernässt	automatisch	Tla-FSM-T
Freisinger Moos	<i>Typha latifolia</i>	wiedervernässt	automatisch	Tla-FSM-W
Freisinger Moos	<i>Typha latifolia</i>	angestaut	automatisch	Tla-FSM-A
Freisinger Moos	<i>Carex acutiformis</i>	wiedervernässt	manuell	Caf-FSM-Wm
Freisinger Moos	<i>Phalaris arundinacea</i>	wiedervernässt	manuell	Par-FSM-Wm
Freisinger Moos	<i>Phragmites australis</i>	wiedervernässt	manuell	Pau-FSM-Wm
Freisinger Moos	<i>Typha latifolia</i>	wiedervernässt	manuell	Tla-FSM-Wm
Langenmosen	<i>Carex acutiformis</i>	wiedervernässt	manuell	Caf-LM-W
Langenmosen	<i>Phalaris arundinacea</i>	wiedervernässt	manuell	Par-LM-W
Langenmosen	<i>Typha angustifolia</i>	wiedervernässt	manuell	Tan-LM-W
Riedhausen	<i>Carex acutiformis</i>	wiedervernässt	manuell	Caf-RH-W
Riedhausen	<i>Phalaris arundinacea</i>	wiedervernässt	manuell	Par-RH-W

Die Berechnung der Treibhausgase vereinheitlicht in CO₂-Äq. erfolgte auf Basis der mit dem vierten Sachstandberichts (AR4) des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen der Vereinten Nationen (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC; Forster et al., 2007) veröffentlichten Treibhauspotentiale (global warming potentials, GWP; basierend auf den Wirkungen der Treibhausgase über einen Zeithorizont von 100 Jahren) entsprechend der derzeitigen nationalen Berichterstattung zur Klimarahmenkonvention (siehe UBA, 2022: Umweltbundesamt Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar (NIR) 2022). Des Weiteren verwenden wir die atmosphärische Vorzeichenkonvention, in welcher positive Flüsse eine Emission vom Ökosystem in die Atmosphäre darstellen (z.B. Reco) und negative Flüsse eine Aufnahme aus der Atmosphäre in das Ökosystem (z.B. GPP) (vgl. Drösler et al., 2016). Um Aussagen bezüglich des Einflusses des Grundwasserstands, der Pflanzengattungen sowie Management- und Standortspezifischer Unterschiede auf die Höhe des GWP treffen zu können, wurde auf Basis aller berechneten Jahresbilanzen (GWP, n=81+2) ein generalisiertes additives Modell (GAM) erstellt. Da sich der GWL hochgradig nichtlinear auf das GWP auswirkt wurde er als *smoother* auf der Basis eines *cubic regression spline* mit *shrinkage* in das Modell integriert. Die Erklärungsvariablen Nutzungsintensität (Schnitthäufigkeit), Pflanzengattung, Untersuchungsstandort, Zeitspanne nach der Etablierung sowie das Messjahr wurden als Faktoren mit in das Modell aufgenommen (die letzten zwei genannten Faktoren erwiesen sich nicht als signifikant und wurden entsprechend aus dem Modell entfernt). Das verwendete Modell erklärt 65 % der Abweichung, wobei alle aufgenommenen Erklärungsvariablen hochgradig signifikant sind.

2.1.4 ERGEBNISSE

2.1.4.1 STEUERPARAMETER GRUNDWASSERSTAND UND KLIMA

Die Wasserstandsmanupulation konnte im Spundwandbecken der automatisierten THG Messanlage im FSM seit Anfang 2017 erfolgreich umgesetzt werden. Der GWL wurde in den Becken der drei Wasserstandsklassen so eingestellt, dass sich über die je vier Paludikultur Varianten pro Becken in 2020 Jahresmittel von -21,5 cm (T), -12,3 cm (W) und -2,4 cm (A) unter Geländeoberkante ergaben. Die GWL wurden in 2021 leicht angehoben und lagen im Jahresmittel bei -15,8 cm (T), -9,8 cm (W) und +1,2 cm (A) relativ zur Geländeoberkante. Jahresverläufe über die THG Messjahre 2020 und 2021 sind in Abbildung 22 dargestellt, Werte der einzelnen Paludikultur Varianten für Jahresmittel sowie Minima und Maxima der GWL sind in Tabelle 6 aufgeführt.

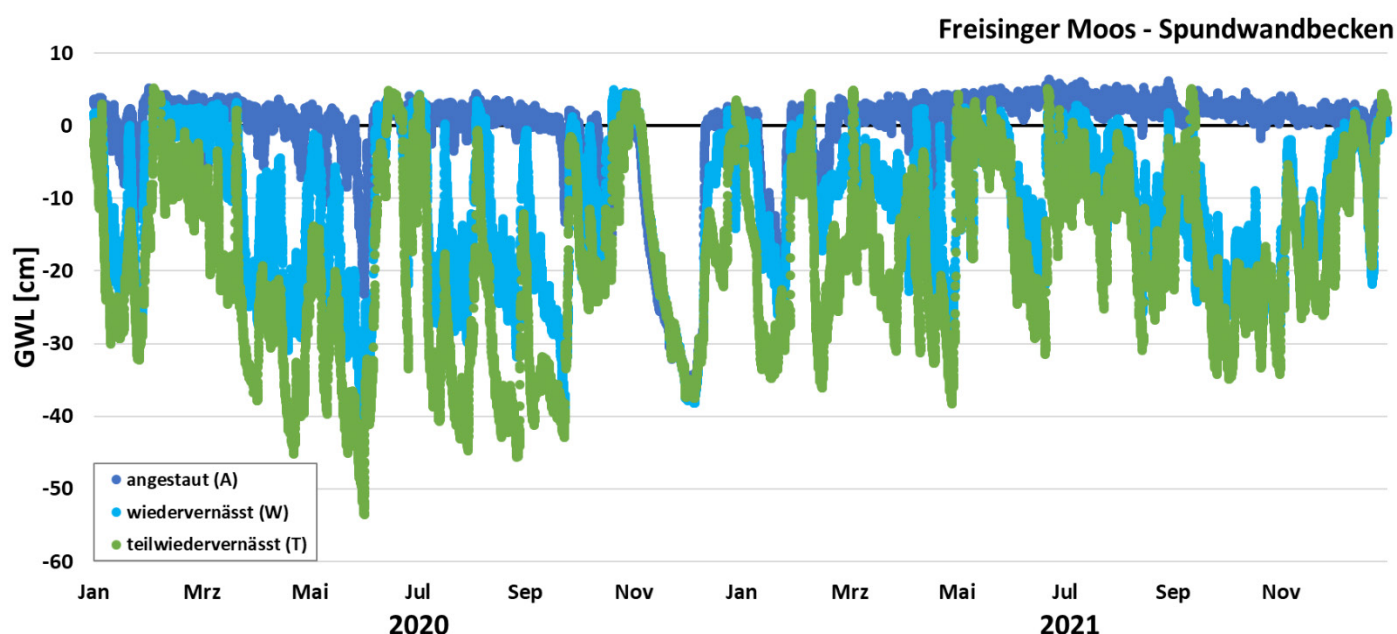


Abbildung 22 Jahresverläufe der Grundwasserstände in den drei Spundwandbecken der automatisierten THG Messanlage am MOORuse Standort Freisinger Moos in 2020 und 2021. Abgebildet sind die 0,5 stündlichen Mittelwerte der gemessenen GWL der je vier Paludikultur Varianten pro Spundwandbecken.

Die Wasserstandsmanipulation in den für die manuellen THG Validierungsmessungen wiedervernässten Versuchsfeldern im FSM in 2019 war ebenfalls erfolgreich mit einem erzielten Jahresmittel der vier Paludikultur Varianten von $-6,6$ cm unter Geländeoberkante. Die einzelnen Jahresverläufe über das THG Messjahr 2019 sind in Abbildung 23a) dargestellt, die GWL der vier Varianten lagen über das Jahr nah beieinander. Werte für Jahresmittel sowie Minima und Maxima der GWL sind in Tabelle 6 aufgeführt. Zu zwei Zeitpunkten im Jahr musste die zur Vernässung eingesetzte Unterflurbewässerung ausgeschaltet werden, hier fiel der GWL auf bis zu $-46,0$ cm ab, was dem Wasserstand der umliegenden Flächen (sprich dem Referenzwasserstand) entsprach. Im Donaumoos führte die Wiedervernässung in LM zu leicht höheren GWL als beabsichtigt, die Versuchsfelder waren teilweise angestaut oder sogar leicht überflutet. Hier lag der Jahresmittel in 2021 bei $-1,2$ cm, die Verläufe der drei Paludikultur Varianten sind in Abbildung 23b) zu sehen. In RH wiederum war die Wasserein- und -ausleitung zur Wiedervernässung nicht immer gut steuerbar. Die Jahresverläufe der zwei Paludikultur Varianten in Abbildung 23c) zeigen die resultierenden großen GWL Schwankungen über das Jahr sowie eine dauerhafte Differenz der Varianten von ca. 15 cm, welche durch einen Höhenunterschied der Geländeoberflächen der beiden Versuchsfelder bedingt war. Auch hier sind die Werte für Jahresmittel sowie Minima und Maxima der GWL in Tabelle 6 aufgeführt.

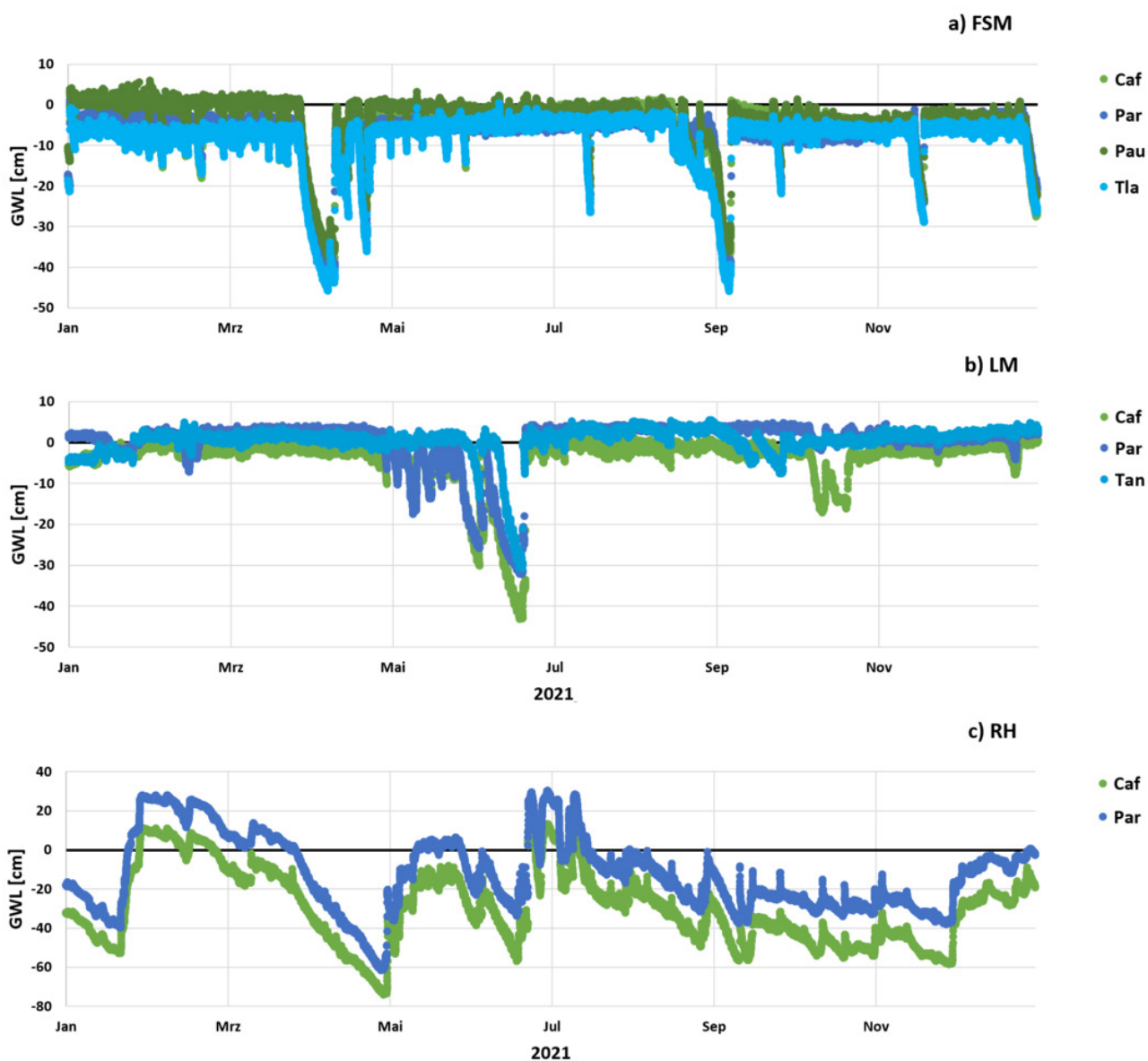


Abbildung 23 Jahresverläufe der Grundwasserstände der Paludikultur Varianten in den manuellen THG Messflächen der wiedervernässten MOORuse Standorte a) Freisinger Moos (FSM) 2019, b) Langenmosen (LM) 2021 und c) Riedhausen (RH) 2021. Achtung: Unterschied in Skalierung der y-Achsen.

Tabelle 6 Gesamtübersicht der Steuerparameter Grundwasserstand (GWL), Lufttemperatur in +20 cm über der Bodenoberfläche, Bodentemperatur in -2 cm unter der Bodenoberfläche und Globalstrahlung, sowie Gebietsniederschläge der THG Messflächen an den MOORuse Versuchsstandorten Freisinger Moos, Riedhausen und Langenmosen. Werte für GWL und Temperaturen sind angegeben als Jahresmittelwert (Minimum/Maximum); Globalstrahlung und Niederschlag sind als Jahressummen angegeben (Daten der naheliegenden LfL Wetterstationen).

Variante	GWL	Lufttemperatur +20 cm	Bodentemperatur -2 cm	PAR	Gebietsnieder- schlag
	Mittel (Min/Max) cm	Mittel (Min/Max) °C	Mittel (Min/Max) °C	Jahressumme kWh m ⁻² a ⁻¹	Jahressumme mm m ⁻² a ⁻¹
Caf-FSM-T 2020	-19,8 (-59,8/7,1)	8,6 (-9,9/32,4,0)	9,5 (0,2/22,3)		
Caf-FSM-W 2020	-11,7 (-40,9/4,4)	8,9 (-7,3/38,0)	9,2 (0,4/20,9)		
Caf-FSM-A 2020	-3,4 (-38,5/5,1)	8,8 (-7,7/31,5)	9,2 (0,3/20,0)		
Par-FSM-T 2020	-21,8 (-55,7/5,8)	8,5 (-7,7/32,4)	9,3 (-0,1/22,2)		
Par-FSM-W 2020	-12,0 (-41,2/4,0)	9,3 (-6,3/37,0)	9,5 (0,4/21,1)		
Par-FSM-A 2020	-3,9 (-38,9/5,4)	9,3 (-6,8/33,5)	9,5 (0,2/20,9)	1043,5	766,8
Pau-FSM-T 2020	-22,5 (-51,2/4,2)	9,1 (-9,4/35,3)	10,0 (0,3/24,9)		
Pau-FSM-W 2020	-13,3 (-41,5/4,3)	9,3 (-7,7/37,5)	9,8 (0,1/25,1)		
Pau-FSM-A 2020	-2,9 (-37,4/5,4)	9,3 (-7,3/34,1)	10,2 (0,3/23,5)		
Tla-FSM-T 2020	-22,0 (-48,3/4,6)	9,5 (-8,1/35,4)	10,1 (0,3/24,5)		
Tla-FSM-W 2020	-12,2 (-42,9/10,8)	9,0 (-8,4/39,3)	10,0 (0,5/24,5)		
Tla-FSM-A 2020	0,5 (-34,1/8,0)	9,0 (-6,9/33,6)	9,8 (-0,1/25,9)		
Caf-FSM-T 2021	-14,4 (-38,0/6,5)	7,8 (-14,9/34,4)	8,8 (-0,1/21,1)		
Caf-FSM-W 2021	-9,6 (-29,0/3,3)	8,1 (-14,3/33,1)	8,8 (0,2/20,2)		
Caf-FSM-A 2021	-1,9 (-24,3/2,9)	8,2 (-15,8/32,2)	8,8 (0,2/20,0)		
Par-FSM-T 2021	-15,4 (-38,1/5,7)	8,4 (-13,4/33,9)	9,3 (-0,5/23,2)		
Par-FSM-W 2021	-9,9 (-29,4/3,7)	8,7 (-11,4/32,9)	9,3 (0,3/21,7)		
Par-FSM-A 2021	1,4 (-24,6/7,1)	8,6 (-13,2/34,3)	9,2 (-0,1/22,3)	1023,7	914,4
Pau-FSM-T 2021	-17,7 (-39,9/3,9)	8,3 (-15,8/35,9)	9,6 (0,1/27,2)		
Pau-FSM-W 2021	-9,5 (-32,8/4,3)	8,4 (-17,0/33,4)	9,2 (0,0/23,2)		
Pau-FSM-A 2021	1,1 (-25,6/7,1)	8,4 (-13,0/32,6)	9,3 (0,2/21,8)		
Tla-FSM-T 2021	-15,9 (-37,6/6,0)	8,7 (-13,7/35,1)	9,5 (0,2/25,1)		
Tla-FSM-W 2021	-10,2 (-33,2/4,0)	8,1 (-17,6/33,9)	9,4 (0,4/23,7)		
Tla-FSM-A 2021	4,1 (-19,1/9,1)	8,3 (-13,8/32,7)	9,5 (-0,3/25,8)		
Caf-FSM-Wm	-6,7 (-43,0/1,7)	6,9 (-11,8/32,1)	5,3 (-0,9/21,8)		
Par-FSM-Wm	-7,4 (-43,5/2,4)	7,0 (-11,9/32,6)	5,6 (-1,6/22,3)	1077,2	726,8
Pau-FSM-Wm	-4,0 (-37,7/5,9)	7,0 (-10,9/33,0)	5,9 (-0,3/23,7)		
Tla-FSM-Wm	-8,9 (-46,0/0,4)	7,1 (-12,1/33,8)	6,2 (-0,8/27,2)		
Caf-LM-W	-4,0 (-43,2/1,9)	8,1 (-17,7/30,1)	8,5 (-1,8/22,4)		
Par-LM-W	0,0 (-32,3/4,8)	8,1 (-16,7/35,1)	8,9 (-1,2/28,7)	1105,4	861,7
Tan-LM-W	0,3 (-30,9/5,4)	8,3 (-16,1/33,0)	9,1 (-1,1/27,1)		
Caf-RH-W	-29,5 (-74,1/13,2)	8,0 (-12,9/30,4)	8,8 (-1,2/23,3)	1138,1	765,0
Par-RH-W	-12,6 (-61,6/30,3)	8,3 (-10,0/31,3)	9,4 (0,1/28,5)		

2.1.4.2 THG AUSTAUSCH CO₂

Die CO₂ Flusskomponenten Reco und GPP zeigten generelle saisonale Trends über alle Varianten und Standorte mit zunehmenden Werten ab dem Frühjahr, einem Maximum über den Sommer und einem Abfall der jeweiligen Komponenten im Herbst. Im Winter sind die Flüsse nahe Null. Dieser generelle Trend ist beispielhaft für LM und RH in Abbildung 24 zu sehen. Die Flusskomponenten bilden dementsprechend die Abhängigkeit des Reco von Temperatur und die Abhängigkeit des GPP von der Einstrahlung (PAR) über die Jahresverläufe gut ab. Die Auswirkung der Ernten ist daher nur im Fall der Sommerernte (d.h. während der Vegetationsperiode) der *Phalaris* Bestände im FSM und LM in 2021 durch die starke Abnahme des GPP sichtbar und für den CO₂ Austausch und die Bilanz relevant (Abbildung 24a). Zum Zeitpunkt der Winterernte war keine photosynthetisch aktive Pflanzenmasse (d.h. grüne Blattfläche) mehr in den Flächen.

Die kumulativen NEE Werte zeigen in allen Paludikulturen klare negative Trends mit steigendem GWL, also einem Anstieg der netto CO₂ Aufnahme je höher der Wasserstand ist. In den *Carex* Beständen lagen die CO₂ Aufnahmen zwischen -9,3 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ bei einem mittleren GWL von -20 cm im FSM (Caf-FSM-T) und -48,0 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ bei einem GWL von -7 cm im FSM (Caf-FSM-Wm). In den *Phalaris* Beständen in Riedhausen führten die suboptimalen Wiedervernässungsbedingungen zu einer vergleichsweise deutlich geringeren Dynamik der CO₂ Flüsse (siehe Abbildung 24). Dies spiegelte sich

wieder in einer netto Abgabe von $1,3 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem GWL von -13 cm (Par-RH-W). Abgesehen von diesem Sonderfall lagen die CO_2 Aufnahmen der *Phalaris* Bestände zwischen $-8,7 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem GWL von -15 cm im FSM (Par-FSM-T) und $-43,9 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem GWL von $+1 \text{ cm}$ im FSM (Par-FSM-A). Die Sommerernten der *Phalaris* Bestände im FSM und Lm in 2021 führten generell zu einer verminderten brutto Photosynthese, wodurch der kumulativen NEE der betroffenen Varianten vergleichsweise geringer ausfielen. Die CO_2 Aufnahmen in den *Phragmites* Beständen lagen zwischen $-1,7 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem GWL von -23 cm im FSM (Pau-FSM-T) und $-59,0 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem GWL von $+1 \text{ cm}$ im FSM (Pau-FSM-A). Ein mittlerer GWL von $<-10 \text{ cm}$ führte in den *Typha* Beständen in einem Drittel der Fälle zu netto CO_2 Emissionen von bis zu $27,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tla-FSM-T). Eine maximale CO_2 Aufnahme von $-42,0 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem GWL von $+0,5 \text{ cm}$ wurde im FSM gemessen (Tla-FSM-A). Aus dem Gesamtdatensatz ist ersichtlich, dass das CO_2 Senkenpotenzial bei *Phalaris* und *Typha* mit höheren Wasserständen zunimmt und ein Maximum im angestauten Bereich erreicht. *Carex* und *Phragmites* Bestände erreichen bereits unter wiedervernässten Bedingungen ähnlich hohe CO_2 Aufnahmen wie in angestauten Bereichen.

2.1.4.3 THG AUSTAUSCH CH_4

In den Jahresverläufen der CH_4 Flüsse gab es wie in den CO_2 Flüssen klare saisonale Trends. Die Abhängigkeit der CH_4 Flüsse von Temperatur und GWL sind während der Vegetationsperiode sichtbar (Abbildung 25). Die Emissionen steigen mit ansteigenden Temperaturen an, vorausgesetzt, dass der GWL nahe der Geländeoberfläche ist. In den Verläufen ist sichtbar, dass die CH_4 Emissionen im Fall eines Abfalls des GWL in der Vegetationsperiode direkt sinken. Der niedrige GWL der *Carex* Fläche in RH 2021 zeigt zudem, dass unter zu trockenen Bedingungen die Temperatur für CH_4 Produktion irrelevant wird, hier liegen Flüsse ganzjährig nahe Null (Abbildung 25b). Zwischen den Paludikulturen sowie zwischen den drei Versuchsstandorten gab es jedoch deutliche Unterschiede in den Dimensionen der Flüsse und Jahresbilanzen. Die CH_4 Jahresbilanzen weisen wie vermutet eine eindeutige positive Abhängigkeit zu den ansteigenden Wasserständen auf. Bei GWL um $\leq -20 \text{ cm}$ weisen alle Pflanzen kumulative CH_4 Emissionen nahe Null auf, während alle Kulturen bei einem GWL oberhalb der Geländeoberkante zwischen $213,5 \pm 18,9$ (Tan-LM-W) und $700,3 \pm 46,3$ (Tla-FSM-A) $\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ emittieren. Generell zeigten die *Phalaris* und *Typha latifolia* Bestände bei Überstau ein höheres CH_4 Emissionspotenzial relativ zu den drei anderen Paludikultur Pflanzen.

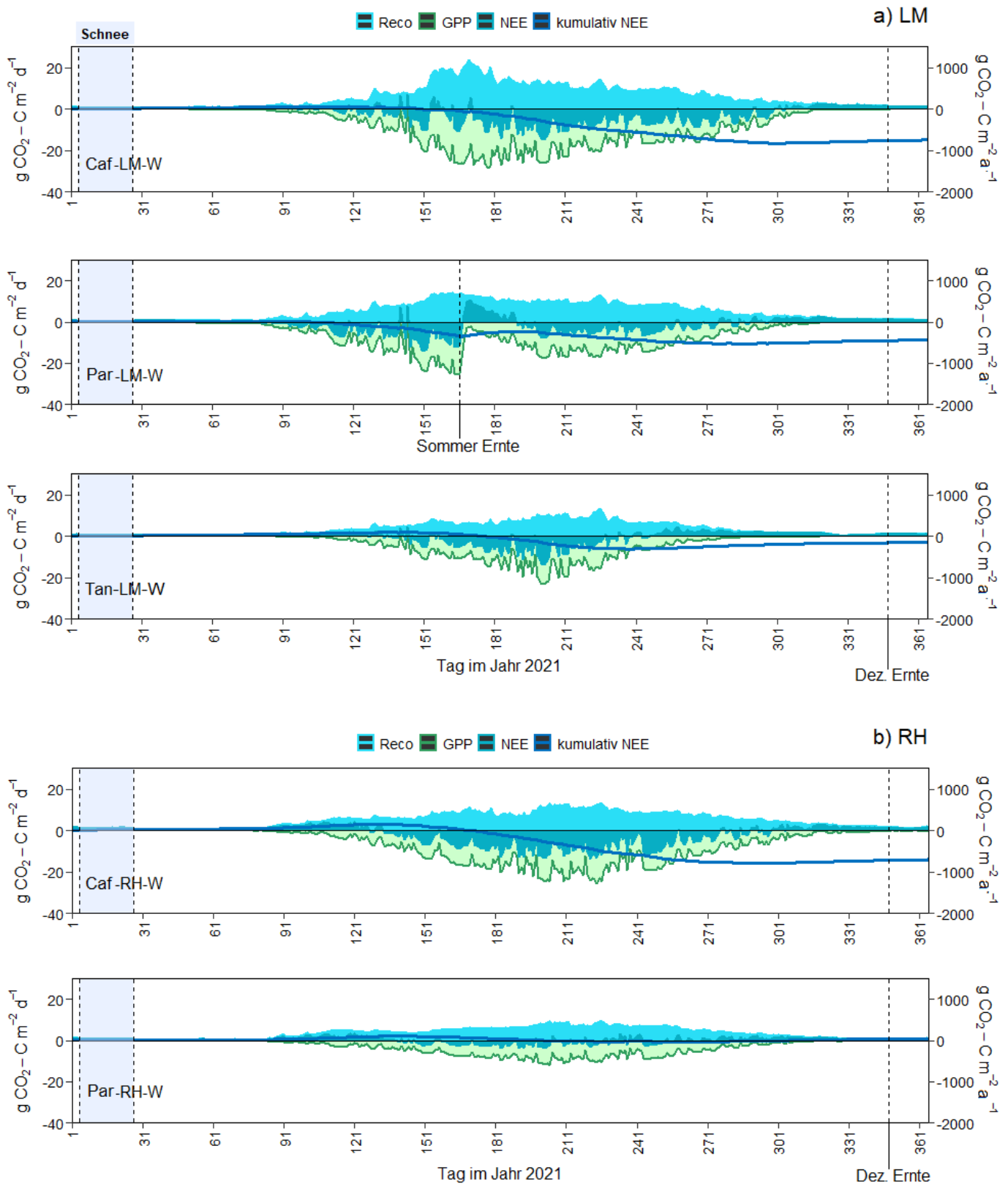


Abbildung 24 Jahresverläufe der modellierten CO₂ Flüsse der Paludikultur Varianten in den manuellen THG Messflächen der wiedervernässten MOORuse Standorte a) Langenmosen (LM) und b) Riedhausen (RH) in 2021. Flusswerte der Ökosystematmung (Reco), der Photosyntheseleistung (GPP) und des daraus resultierenden Netto-Ökosystem-Austausch (NEE) sind in g CO₂-C m⁻² d⁻¹ angegeben. Der kumulative Netto-Ökosystem-Austausch (NEE) ist auf der zweiten y-Achse als g CO₂-C m⁻² a⁻¹ angegeben. Die gestrichelte Linie zeigt den Zeitpunkt der Winterernte im Dezember 2021 an; im Par-LM zusätzlich die Sommerernte im Juni 2021. Die Schneeperiode von 04.-27.01.2021 ist blau eingefärbt.

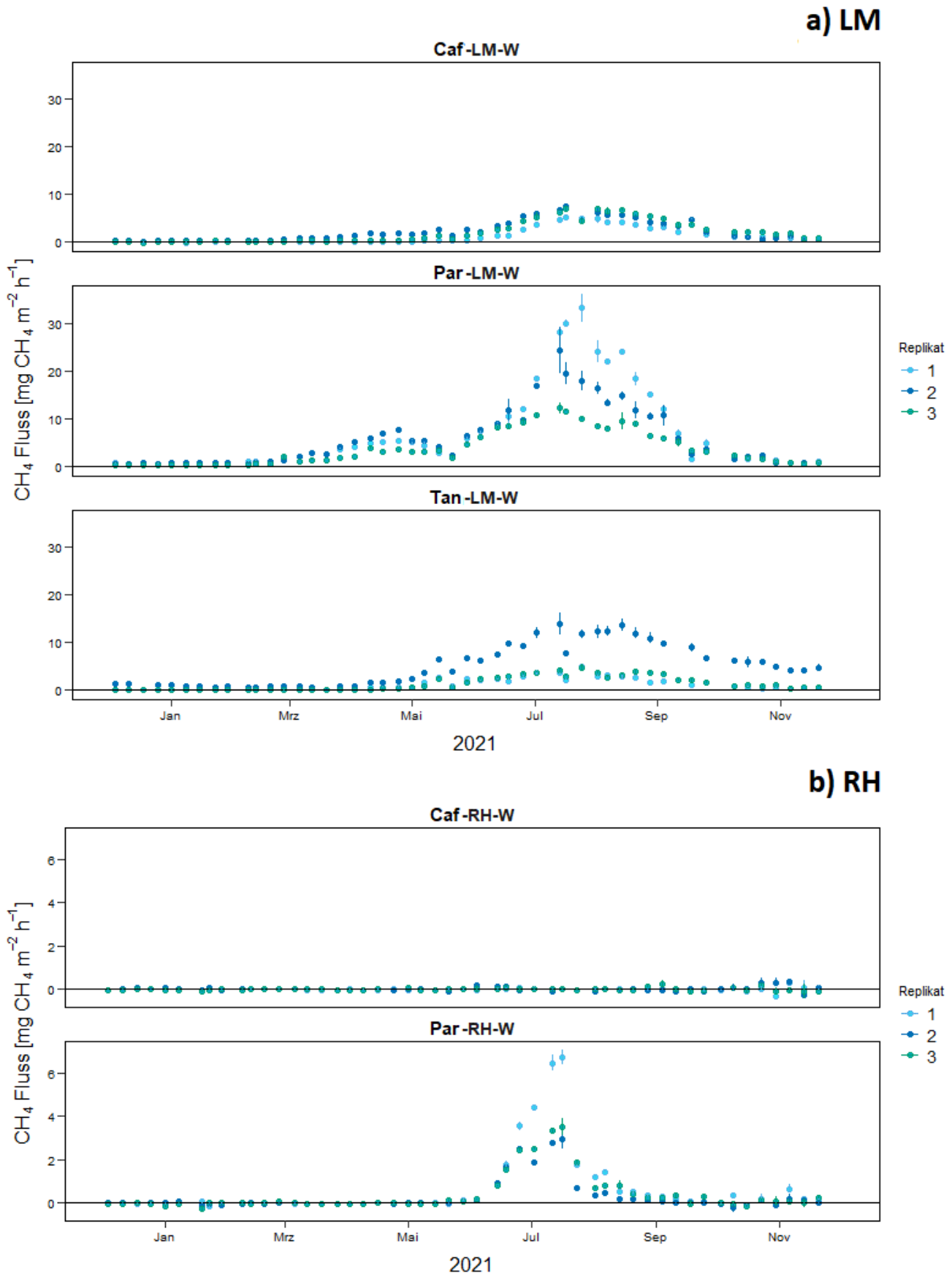


Abbildung 25 Jahresverläufe der gemessenen CH₄ Flüsse der Paludikultur Varianten in den manuellen THG Messflächen der wiedervernässten MOORuse Standorte im Donaumoos in 2021 a) Langenmosen (LM) und b) Riedhausen (RH). Flusswerte sind für die jeweiligen drei Versuchswiederholungen der Pflanzenart mit Standardfehler in mg CH₄ m⁻² h⁻¹ angegeben. Achtung: Unterschied in Skalierung der y-Achsen.

2.1.4.4 THG AUSTAUSCH N₂O

Lachgas Emissionen sind stark vom GWL Abhängig wobei niedrigere Wasserstände sowie stark schwankende Wasserstände zu höheren Emissionen führen, während ein Wasserstand nahe der Geländeoberkante zu Flüssen nahe Null führt. In den Jahresverläufen der N₂O Flüsse der Paludikulturen waren weder Trends noch Reaktion auf Temperatur oder Wasserstandsschwankungen erkennbar. Die kumulativen N₂O Emissionen waren in allen Flächen und Varianten generell niedrig, nahmen jedoch mit steigendem GWL erwartungsgemäß ab. Die höchsten Emissionen von $12,1 \pm 1,0 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurden bei einem GWL von -22 cm in Par-FSM-T gemessen, während bei $\text{GWL} \geq -10 \text{ cm}$ geringe Aufnahme von bis zu $-0,5 \pm 1,1 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tla-FSM-A) gemessen wurde.

2.1.4.5 VEGETATIONSENTWICKLUNG MITTELS LAI UND NDVI

In Anlehnung an die Modellerweiterung wurden regelmäßige LAI und NDVI Messungen über die Jahresverläufe durchgeführt. Die zeitlichen Verläufe von LAI und NDVI zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Kulturen. In Abbildung 26 und Abbildung 27 wird exemplarisch anhand der Verläufe von *Carex* und *Typha* unter angestauten Bedingungen gezeigt, wie aus den Messwerte für die Modellintegration 0,5 h Werte abgeleitet wurden (modellerte Werte). Die Relevanz von Pflanzenart (Blattmasse und Bestandsdichte) und Ernteereignissen ist deutlich zu erkennen. Aufgrund der unterschiedlichen Pflanzenform der Paludikulturen und des resultierenden Dichtschlusses über der Bodenoberfläche lagen die LAI Werte der *Carex* und *Phalaris*-Bestände relativ hoch (siehe Beispiel in Abbildung 26a), während die LAI Werte von *Phragmites* und *Typha* relativ niedrig ausfielen (siehe Beispiel in Abbildung 26b). Zudem zeigten sich, wie erwartet, deutliche kulturspezifische Unterschiede zwischen den Wasserstandsklassen. Dies war besonders bei den Arten *Typha latifolia* und *Phragmites australis* sichtbar, da diese Pflanzen erst bei hohen Wasserständen ideale Wachstumsbedingungen haben. Wie in Abbildung 27 erkennbar lagen maximale NDVI Werte unter nassen Bedingungen bei allen Pflanzenarten nah beieinander, zeitliche Unterschiede der pflanzenspezifischen Entwicklungsstadien konnten jedoch auch hier gefunden werden.

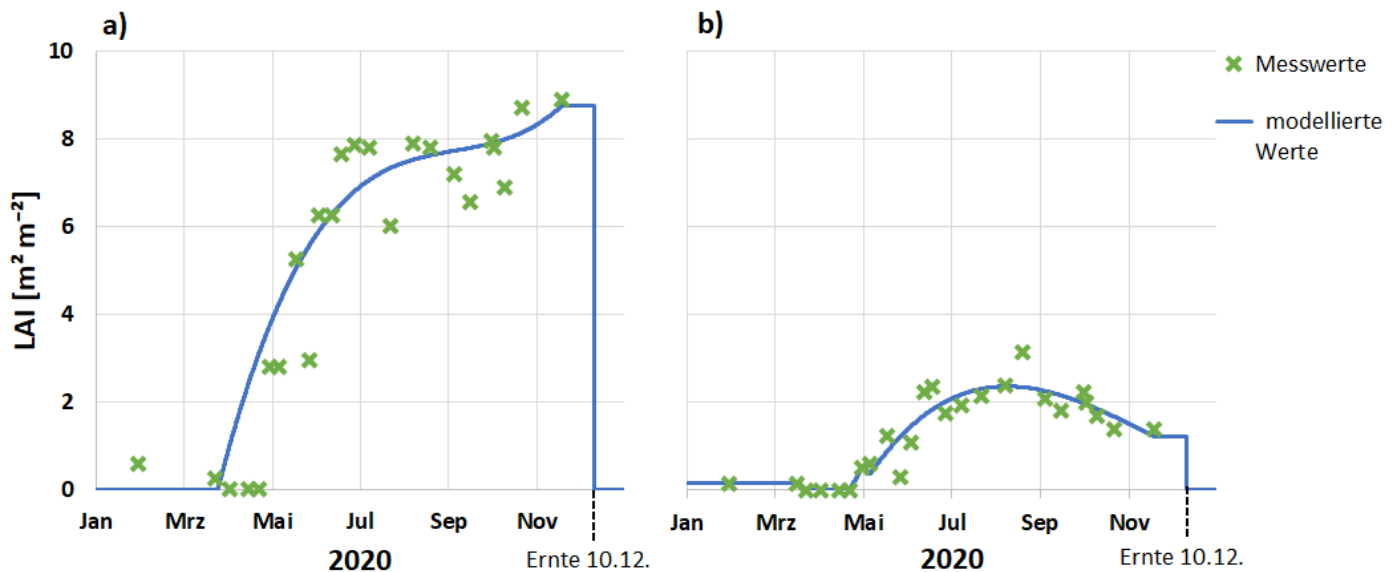


Abbildung 26 Jahresverläufe der gemessenen (n=25) und modellierten (0,5 h) LAI Werte beispielhaft für die Paludikultur Varianten *Carex* Replikat 9 (a) und *Typha* Replikat 9 (b) aus dem Spundwandbecken der automatischen THG Messanlage am Standort Freisinger Moos im Jahr 2020.

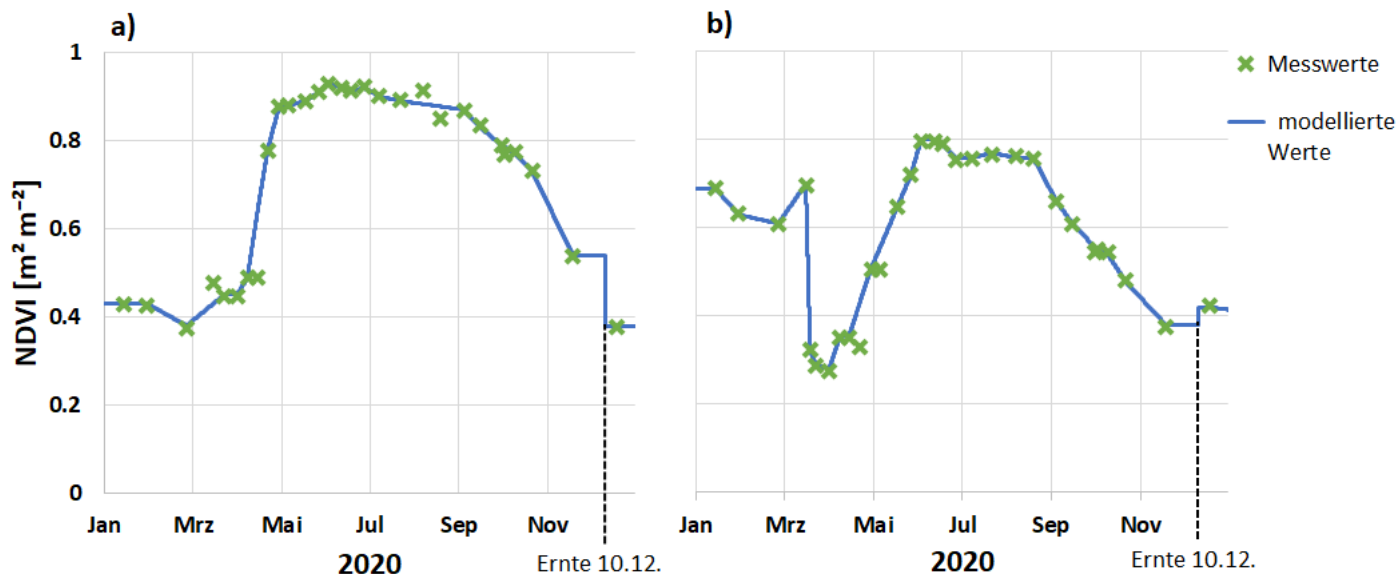


Abbildung 27 Jahresverläufe der gemessenen ($n=30$) und modellierten ($0,5 \text{ h}$) NDVI Werte beispielhaft für die Paludikultur Varianten *Carex* Replikat 9 (a) und *Typha* Replikat 9 (b) aus dem Spundwandbecken der automatischen THG Messanlage am Standort Freisinger Moos im Jahr 2020.

2.1.4.6 ERNTEERTRÄGE UND C-AUSTRAG

Die Biomasse Erträge aus den Messflächen zeigen deutliche interspezifische als auch intraspezifische Unterschiede in der Biomasseentwicklung der Pflanzen die zum einen in Abhängigkeit zum Wasserstand vorliegen und zum anderen standortbedingt sind.

Durchschnittliche kumulative Biomasseerträge (Trockenmasse) der Winterernten aus den Messflächen des Spundwandbeckens belief sich für das Messjahr 2020 in den Beständen von *Carex acutiformis* auf $6,3 \pm 0,7 \text{ t ha}^{-1}$ bis $10,3 \pm 0,8 \text{ t ha}^{-1}$, für *Phalaris arundinacea* auf $5,1 \pm 0,6 \text{ t ha}^{-1}$ bis $7,1 \pm 0,7 \text{ t ha}^{-1}$, für *Phragmites australis* auf $3,9 \pm 1,1 \text{ t ha}^{-1}$ bis $6,7 \pm 0,9 \text{ t ha}^{-1}$, und für *Typha latifolia* auf $4,3 \pm 0,3 \text{ t ha}^{-1}$ bis $7,9 \pm 1,3 \text{ t ha}^{-1}$ (Abbildung 28). Während die Erträge von *Carex acutiformis* und *Typha latifolia* im Jahr 2021 gegenüber dem Vorjahr leicht zurückgegangen waren bzw. konstant blieben, lagen für die Varianten *Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* die Erträge deutlich über denen des Vorjahrs. Bedingt durch die Änderung im Management in den *Phalaris*-Varianten (zwei Schnitte) stieg der Trockenmasseertrag auf $8,2 \pm 1,7 \text{ t ha}^{-1}$ bis $12,4 \pm 2,3 \text{ t ha}^{-1}$ an. In den *Phragmites*-Varianten lag er Trockenmasseertrag bei $1,6 \pm 0,8 \text{ t ha}^{-1}$ bis $12,0 \pm 0,8 \text{ t ha}^{-1}$ (Abbildung 28).

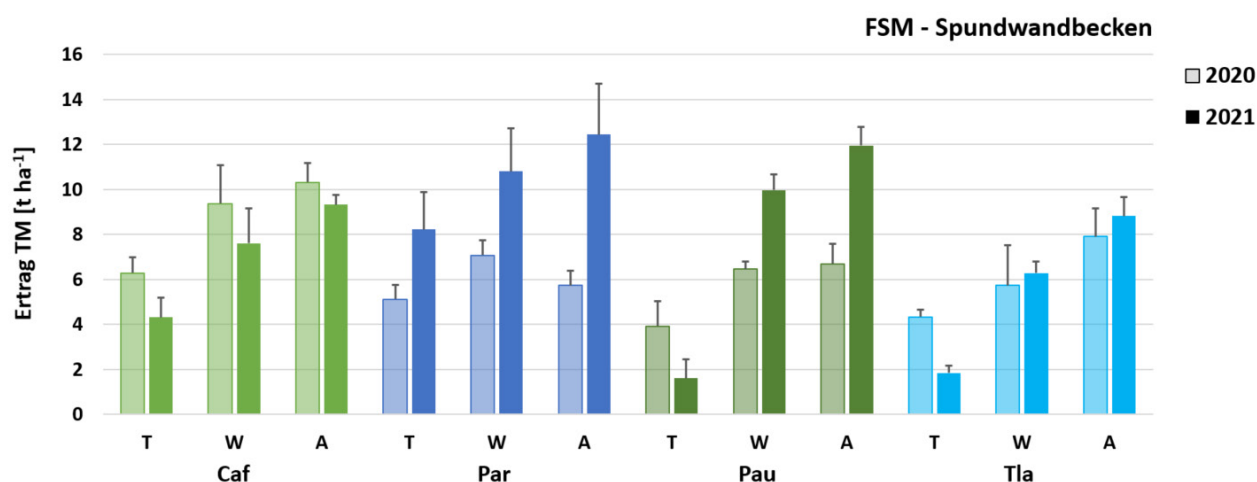
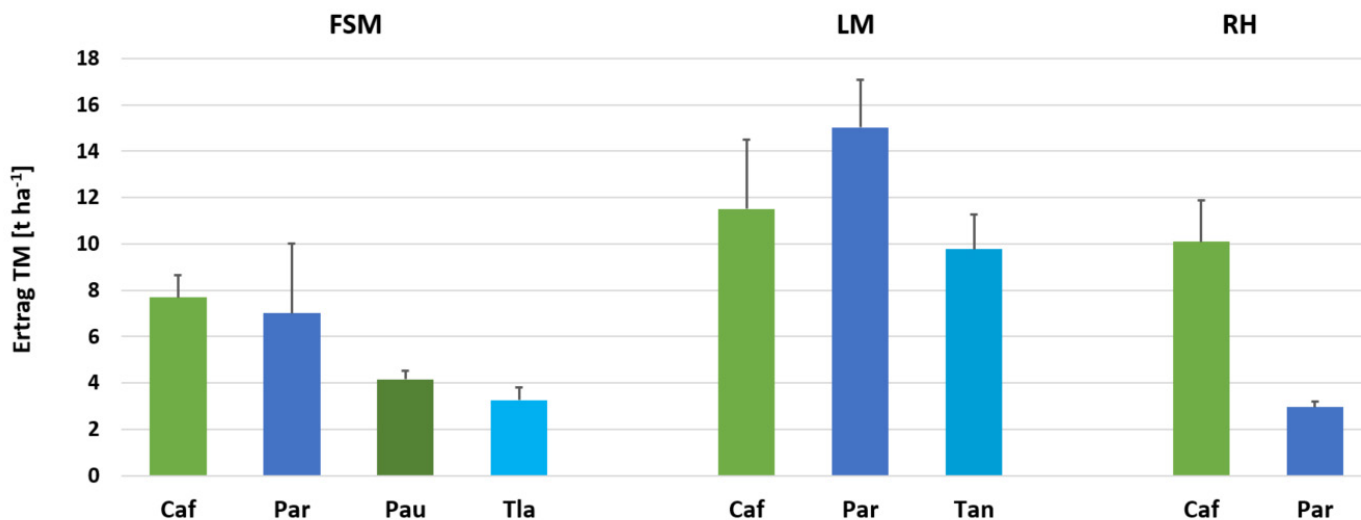


Abbildung 28 Biomasseerträge (Trockenmasse) der Paludikultur Varianten im Spundwandbecken der automatischen THG Messanlage am Standort Freisinger Moos für das Jahr 2020 und 2021. Werte der Trockenmasse (TM) sind in t ha^{-1} und mit Standardabweichung der drei Wiederholungen angegeben.

In den Varianten der manuellen THG Messflächen gab es deutliche Unterschiede zwischen den Paludikulturarten sowie zwischen den drei Versuchsstandorten. Die Erträge der drei Untersuchungsflächen sind in dargestellt. Im Freisinger Moos belief sich der durchschnittliche kumulative Biomasseertrag (Trockenmasse) für das Messjahr 2019 in den Beständen von *Carex acutiformis* auf $7,7 \pm 1,0 \text{ t ha}^{-1}$, *Phalaris arundinacea* auf $7,0 \pm 3,0 \text{ t ha}^{-1}$, *Phragmites australis* auf $4,1 \pm 0,4 \text{ t ha}^{-1}$, und *Typha latifolia* auf $3,3 \pm 0,5 \text{ t ha}^{-1}$. Im Jahr 2021 lagen die Erträge in Langenmosen bei den leicht höheren GWL Bedingungen in allen Varianten vergleichsweise höher und beliefen sich für *Carex acutiformis* auf $11,5 \pm 3,0 \text{ t ha}^{-1}$, *Phalaris arundinacea* auf $15,0 \pm 2,1 \text{ t ha}^{-1}$ (zwei Schnitte), und *Typha angustifolia* auf $9,8 \pm 1,5 \text{ t ha}^{-1}$. In Riedhausen ergab sich trotz der hohen GWL Schwankungen für *Carex acutiformis* ein Jahresertrag von $10,1 \pm 1,8 \text{ t ha}^{-1}$, auf *Phalaris arundinacea* hingegen hatten die langen Überstauphasen im Frühjahr einen negativen Effekt was zu einem vergleichsweise geringen Ertrag von $3,0 \pm 0,3 \text{ t ha}^{-1}$ führte.



Biomasseerträge (Trockenmasse) der Paludikultur Varianten in den manuellen THG Messflächen der wiedervernässten Standorte Freisinger Moos 2019, Langenmosen 2021 und Riedhausen 2021. Werte der Trockenmasse (TM) sind in t ha^{-1} und mit Standardabweichung der drei Wiederholungen angegeben.

Ergebnisse der Kohlenstoffanalysen der geernteten Biomasse lagen in allen Pflanzen, Behandlungsvarianten und Erntejahren nah beieinander mit Werten zwischen 45 und 48 % C_{org} Gehalt. Die sich daraus ergebenden C-Exporte spiegeln daher die Spannen der oben beschriebenen Trockenmasseerträge und lagen im Gesamten zwischen $0,8 \pm 0,4 \text{ t C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Pau-FSM-T und $6,9 \pm 1,0 \text{ t C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Par-LM-W.

2.1.4.7 KLIMAWIRKSAMKEIT – GLOBALES ERWÄRMUNGSPOTENTIAL

Das Globale Erwärmungspotential (GWP) der Paludikulturen angegeben in CO_2 -Äquivalenten zeigen eine eindeutige Abhängigkeit der Klimawirksamkeit der Paludikulturen vom Jahresmittel des Grundwasserstand GWL (siehe Abbildung 29). Über den gesamten Datensatz sehen wir, dass aus Flächen die tiefer entwässert sind als -10 cm in Abhängigkeit der Pflanzenart und des Managements, sowohl positive (45 % Quellen) als auch negative (55 % Senken) GWP's resultieren können. Unter nasserem Bedingungen mit einem GWL oberhalb von -10 cm konnten wir überwiegend eine Senkenleistung der Paludikulturen feststellen. Hier kommt es in 86 % der Fälle zu Aufnahmen, welche im Bereich („optimales GWL Fenster“) von ca. -4 bis -9 cm besonders ausgeprägt sind (bis zu $-48,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in PAU-FSM-Wm).

Zudem sind zwischen den Pflanzen Unterschiede sichtbar. Die Gesamtemissionen aus *Carex* und *Phragmites* Beständen waren auch außerhalb des optimalen GWL Fensters negativ oder nahe Null. *Phalaris* und besonders *Typha* Bestände hingegen wurden bei GWL leicht unterhalb oder leicht oberhalb des Optimal Bereichs öfter zu Netto THG Quellen. Besonders bei niedrigen GWL zeigen *Typha* Bestände eine größere Spanne an Gesamtemissionen. Die Zuverlässigkeit der einzelnen Paludikulturen in einem Wasserstandbereich zwischen $+4$ bis -22 cm als Senken zu fungieren nimmt somit in folgender Reihenfolge ab: **Carex** (mittleres GWP $-13,9 \pm 8,5 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) \geq **Phragmites** (mittleres GWP $-13,5 \pm 15,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) $>$ **Phalaris** (mittleres GWP $-1,6 \pm 9,9 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) \geq **Typha spp.** (mittleres GWP $-0,9 \pm 13,6 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

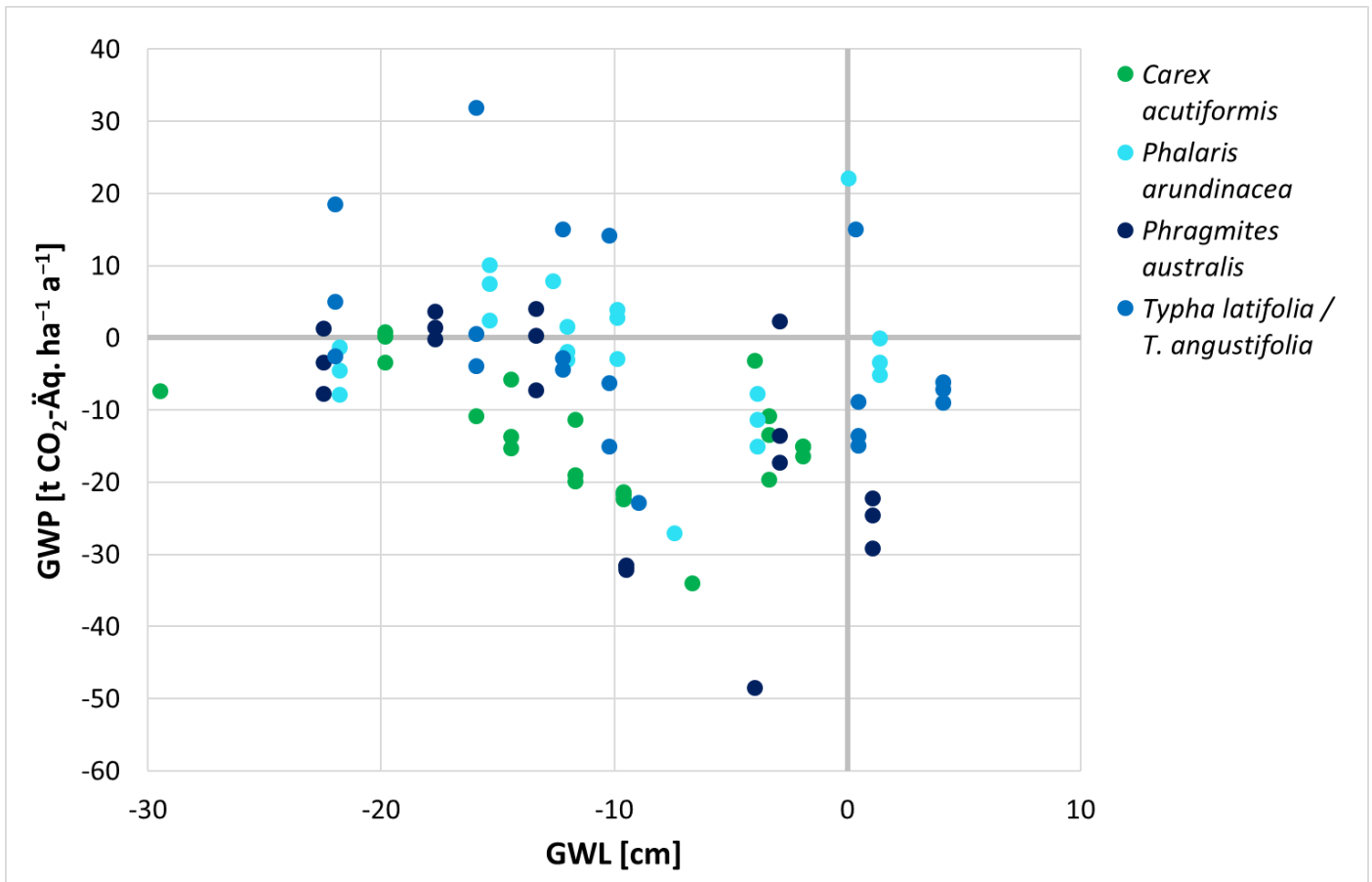


Abbildung 29 Abhängigkeit der Gesamtemissionen aller im Projekt MOORuse untersuchten Paludikulturen (GWP in CO₂-Äquivalenten auf Basis IPCC AR4) vom Jahresmittel des Grundwasserstands (GWL in cm zur Geländeoberfläche). Positive GWP repräsentieren eine Netto Quelle, negative GWP repräsentieren eine Netto Senke von Treibhausgasen.

2.1.5 DISKUSSION

Der vorliegende Datensatz mit 83 berechneten Jahresbilanzen von Paludikulturen liefert erste belastbare Werte zur Klimarelevanz der fünf unterschiedlichen, potentiell geeigneten Paludikultur-Pflanzenarten sowie zu Unterschieden im Management von Paludikulturen. Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Biomasseentwicklung und THG-Bilanzen zeigen deutlich das Klimaschutzpotenzial welches durch eine Wiedervernässung von organischen Böden und der anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung als Paludikultur erreicht werden kann. Aus der Studie geht eindeutig die Notwendigkeit einer angepassten Grundwasserstandsregulierung (Grundwasserstandsmanagement bzw. Regelbarkeit) hervor, die maßgeblich die Klimawirksamkeit sowie den zu erzielenden Biomasseertrag steuert.

2.1.5.1 THG EMISSIONEN UND EINSPARPOTENTIAL

Im Mittel über den gesamten untersuchten GWL Gradienten der für Paludikulturen geeignet wäre (GWL +4 bis -22 cm) konnte eine Senkenleistung von $-7,4 \pm 13,5$ t CO₂-Äq. ha⁻¹ berechnet werden. Die Unterteilung in die zwei Wasserstandsklassen „teilwiedervernässt“ (GWL zwischen -11 bis -22 cm) und „wiedervernässt“ (GWL zwischen +4 bis -10 cm) ist für die Klimawirksamkeit und auch für die Implementierung in der Fläche sinnvoll. Unter teilwiedervernässten Bedingungen liegen die Gesamtemissionen mit $-1,0 \pm 9,8$ t CO₂-Äq. ha⁻¹ noch immer nahe Null. Kann jedoch eine vollständige Wiedervernässung in der Fläche erreicht werden liegt die Senkenleistung sogar bei $-13,0 \pm 13,9$ t CO₂-Äq. ha⁻¹. Diese Werte können als erste Emissionsfaktoren für Paludikulturen genutzt werden bis weitere Messwerte, vor allem aus den nord- und ostdeutschen Regionen hinzukommen und somit die EF für Deutschland belastbarer machen. Im Vergleich zur derzeitigen Nutzung organischer Böden als entwässertes Grünland ergibt sich ein

Reduktionspotenzial von $-32,7 \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$ bei teilwiedervernässter Paludikultur bzw. $-44,7 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$ bei wiedervernässter Paludikultur (Abbildung 30). Die Umwandlung von Ackerland zu Paludikultur kann zu einer Reduktion der Gesamtemissionen von $-41,4 \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$ bei Teilwiedervernässung bzw. $-53,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$ bei Wiedervernässung führen.

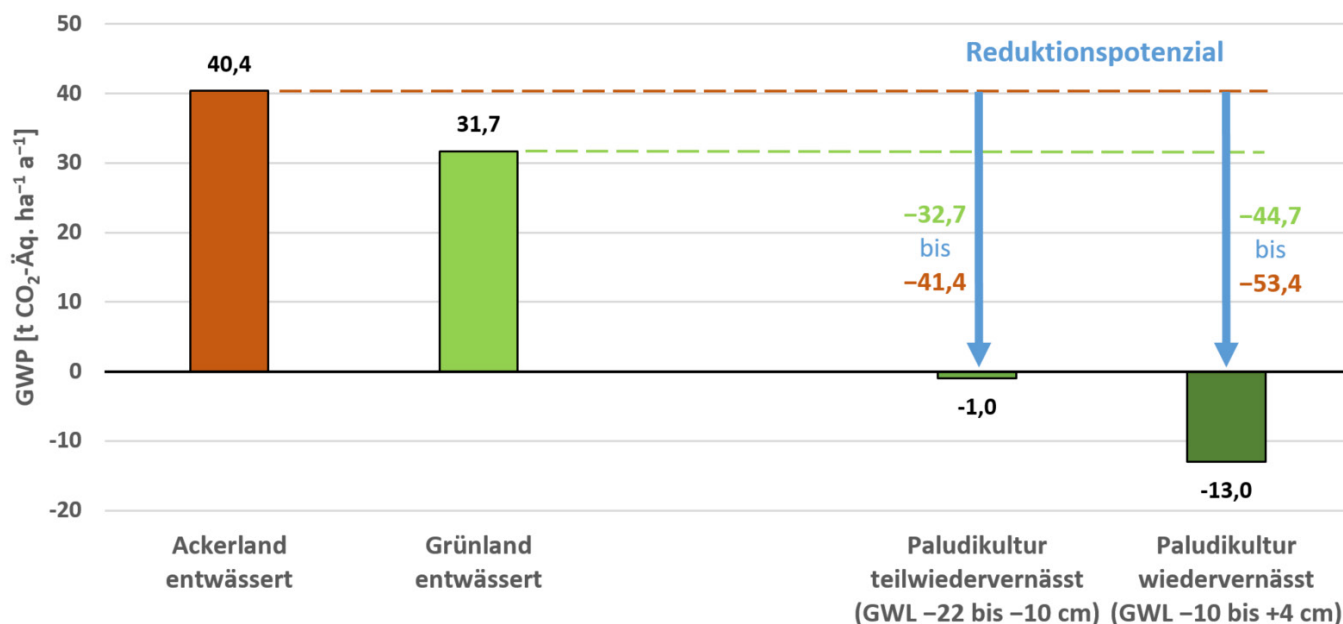


Abbildung 30 Einsparpotenzial von Paludikulturen auf (teil-)wiedervernässten Niedermoorstandorten aus dem Projekt MOORuse im Vergleich zur derzeitigen Nutzung als Ackerland (in Deutschland klimaschädlichste Nutzungsform) und Grünland (in Deutschland häufigste Nutzungsform) (Tiemeyer et al. 2020).

Der Vergleich unserer Ergebnisse mit den derzeitigen Emissionsfaktoren für die deutsche Klimaberichterstattung für organische Böden (Tiemeyer et al. 2020) zeigt, dass sowohl CH_4 als auch N_2O Emissionen unserer Paludikulturen unter wiedervernässten Bedingungen mit $270,5 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $0,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sehr gut mit der Landnutzungs-Kategorie „wiedervernässte organische Böden“ mit $279 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $0,1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tabelle 7) übereinstimmen. Die CO_2 *onsite* Emissionen (als Summe aus CO_2 Emissionen und C-Export/-Import) dieser Landnutzungs-Kategorie von $-0,4 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wiederum liegen sehr nah bei den Werten unsere teilwiedervernässten Paludikulturen mit $-0,7 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei hier die Spanne größer ist. Paludikulturen können also bereits bei Teilwiedervernässung und trotz Ernteaustag hohe CO_2 *onsite* Einsparungen erbringen. Des Weiteren liegen die Gesamtemissionen (GWP) in den Paludikulturen beider Wasserstandsklassen deutlich unter den Werten für „wiedervernässte organische Böden“. Dies ist ein Hinweis darauf, dass selbst bei suboptimaler Vernässung von organischen Böden durch die gezielte Etablierung von Paludikultur eine höhere Senkenleistung entstehen kann als nur durch reine Wiedervernässung bestehender Kulturflächen. Die berechneten, teilweise sehr hohen Brutto-Photosyntheseraten ($\text{GPP} > 14.800 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) sind zwar linear abhängig zur Menge an exportiertem Kohlenstoff, trotzdem zeigt sich deutlich dass die unterirdische C-Festlegung in Wurzeln und Rhizomen der Paludikulturen zumindest in den ersten Standjahren die oberirdische Biomasseproduktion um ein Vielfaches übersteigt. Im Mittel über alle Paludikulturpflanzen beläuft sich das Verhältnis der Nettophotosynthese (geschätzt, ca. 50% des GPP) zum C-Export auf 4,8. Dies deckt sich relativ gut mit Untersuchungen von Nielsen et al. (2021) die für *Phalaris arundinacea* nachgewiesen haben das 70 % der gesamten Biomasseproduktion unterirdisch festgelegt wird. Inwieweit die Senkenfunktion über mehrere Jahre nach der Etablierung bestehen bleibt, gilt über fortlaufende THG-Messungen zu ermitteln. In der aktuellen Studie wurden THG-Messungen von Paludikulturen vom 1 bis 5 Standjahr nach der Etablierung berücksichtigt. Im aktuellen Datensatz zeigt sich zwar dass die Zeitspanne nach der Etablierung keinen signifikanten Effekt auf das GWP hat, dies kann sich aber unter Umständen nach einer gewissen Standzeit noch ändern. Die Kombination von Wiedervernässung mit einem $\text{GWL} < -20 \text{ cm}$ und angepassten Pflanzenarten ist daher für landwirtschaftlich genutzte organische Böden die beste Option aus Sicht des Klimaschutzes.

Tabelle 7 Emissionsfaktoren (EF) für organische Böden entsprechend der deutschen Klimaberichterstattung (Tiemeyer et al. 2020: Tabellen 2 und 5) und neue EF für Paludikulturen entsprechend der im Projekt erhobenen Daten. Entwässert bedeutet hier mit einem GWL von unter -10 cm unter Geländeoberkante, Wiedervernässt entspricht GWL gleich bzw. oberhalb von -10 cm. EF sind angegeben als Mittelwerte und 95% Perzentile (in Klammern).

Landnutzungs-Kategorie	CO ₂ onsite ¹ [t C ha ⁻¹ a ⁻¹]	CH ₄ land ² [kg CH ₄ ha ⁻¹ a ⁻¹]	direct N ₂ O ³ [kg N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹]	GWP [t CO ₂ Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹]
Tiemeyer et al. 2020: EF deutsche Klimaberichterstattung				
Ackerland entwässert	9,2 (3,8 – 11,2)	5,5 (0,5 – 17,9)	11,1 (1,8 – 40,5)	40,4
Grünland entwässert	8,3 (1,4 – 11,0)	11,2 (0,6 – 86,4)	4,6 (0,3 – 22,2)	31,7
Wiedervernässte organische Böden (GWL ≥ -10 cm)	-0,4 (-2,4 – 1,3)	279 (140 – 700)	0,1 (-0,5 – 1,0)	5,5
MOORuse Daten: EF für Paludikulturen				
Paludikultur wiedervernässt (GWL ≥ -10 cm)	-6,0 (-10,3 – 2,3)	270,5 (43,9 – 663,7)	0,2 (-0,3 – 1,1)	-13,0 (-33,9 – 14,9)
Paludikultur teilwiedervernässt (GWL von -11.7 bis -22.45 cm)	-0,7 (-5,6 – 7,3)	30,7 (-1,7 – 118,1)	1,5 (0,2 – 5,9)	-1,0 (-19,1 – 19,5)

¹ CO₂ Emissionen aus organischen Böden beinhalten direkte CO₂ Emissionen aus drainierten Böden sowie aus angrenzenden Entwässerungsgräben sowie indirekte nachgelagerte CO₂ Emissionen durch Auswaschen von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC). CO₂ onsite beinhaltet C Export durch Biomasseernte sowie C Import durch organische Düngung.

² CH₄ Emissionen aus drainierten organischen Böden beinhalten CH₄ Emissionen aus der Fläche der drainierten Böden (CH₄ land) plus die CH₄ Emissionen der Entwässerungsgräben (CH₄ ditch). Für wiedervernässte Böden sind die Entwässerungsgräben vernachlässigbar, da hier angenommen wird, dass diese über die Zeit verschwinden bzw. ähnliche Mengen an CH₄ emittieren wie die umliegenden nassen Flächen (IPCC, 2014).

³ N₂O-N_{organic} berücksichtigt die Stickstoff Quellen aus mineralisiertem Torf. Werte für die deutschen EF wurden berechnet (Tiemeyer et al. 2020).

2.1.5.2 STEUERFAKTOREN GWP-PALUDIKULTUREN

Abgeleitet aus unserem umfangreichen Datensatz sowie zwei Werten für *Carex acutiformis* aus einem angrenzende Untersuchungsgebiet (MOORadapt, Bockermann et al. in Vorbereitung) konnten wir ein GWL Optimum bei einem mittleren Jahreswasserstand von -7 cm unter Geländeoberkante für das maximale THG-Minderungspotenzial von Paludikulturen modellieren (siehe Abbildung 31). Bisherige Schätzungen des optimalen Grundwasserstandsbereichs für eine bestmögliche Klimawirkung bei Wasserständen zwischen -10 und 0 cm (siehe z.B. Wagner et al. 2003, Jungkunst et al. 2008, Jurasinski et al. 2016, Abel et al. 2019, Evans et al. 2021) sind somit empirisch belegt, leicht nach unten korrigiert und konkretisiert.

Wir konnten im Intensivmessbereich (Spundwandbecken im FSM) eine deutliche positive Abhängigkeit der Photosyntheseleistung und auch der Biomasseproduktion (als Ernteerträge) mit steigenden Wasserständen beobachten. Die Ökosystematmung nahm leicht ab (*Phalaris* und *Typha*) bzw. war gleichbleibend (*Carex* und *Phragmites*). Diese Beobachtungen sind mit der guten Anpassung der Feuchtgebietpflanzen an nasse Bedingungen zu erklären. Erwartungsgemäß nahmen die Methanemissionen mit steigendem GWL zu (vgl. Synthesen von Turetsky et al. 2014 oder Wilson et al. 2016) während Lachgasemissionen abnahmen (vgl. Synthese in Couwenberg et al. 2011).

Da Messungen vom Standort Freisinger Moos im Gesamtdatensatz überrepräsentiert sind und nicht alle Kulturen an den drei unterschiedlichen Standorten getestet werden konnten, sind Schlussfolgerungen aus diesem Projekt eher qualitativ. Der Vergleich der drei Standorte Freisinger Moos, Langenmosen und Riedhausen kann auf Einflüsse des Standorts und des Regionalklima hinweisen. THG-Emissionen und Biomasseproduktion am Standort Langenmosen waren in allen Fällen signifikant höher als aus dem Freisinger Moos oder Riedhausen. Die Wasserstände lagen im oberen Bereich des Optimums und führten zu überdurchschnittlich hohen Biomasseerträge mit hohen Gesamtemissionen. Dies ist wahrscheinlich hauptsächlich auf die höheren Nährstoffgehalte zurückzuführen, die zum einen das eingeleitete Wasser, welches aus den umliegende intensiv genutzten landwirtschaftlich Flächen stamm, einbringt. Zum anderen spielt auch die Vornutzungsgeschichte als Ackerstandort und damit einhergehende hohe Nährstoffvorräte im Oberboden eine wichtige Rolle (siehe Kapitel 1.1.3). In Riedhausen hingegen waren hauptsächlich die suboptimalen Wasserstandsbedingungen Grund für die unterdurchschnittliche Biomasseentwicklung in der *Phalaris* Versuchsfläche. Die manuell erfassten THG Bilanzen aus dem FSM im Jahr 2019 weisen vergleichsweise zu allen anderen Varianten die höchsten Aufnahmen auf. Da die einzelnen Komponenten der Bilanz jedoch gut in die gesamten Verläufe passen, ist die hohe Senkenleistung mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den optimalen Wasserstand von zwischen -4 bis -9 cm zurückzuführen, und nicht standort- oder klimabedingt. Die beobachteten Unterschiede zwischen den Standorten (bes. LM) zeigen die dringende Notwendigkeit Standortliche Unterschiede der Anbauflächen zu berücksichtigen. Die große

Variabilität in den THG Bilanzen können aber auch darauf hinweisen, dass an nährstoffreichen Standorten besonders hohe relative Einsparpotenziale durch Paludikultur Nutzung erbracht werden können, da davon auszugehen ist das auch konventionelle, drainierte Kulturen sehr wahrscheinlich höhere Emissionen vgl. mit anderen nährstoffärmeren Standorten aufweisen. Eine Umnutzung von besonders nährstoffreichen landwirtschaftlichen Standorten in Paludikultur kann zudem über die potentielle Filterfunktion auch zu einer Reduzierung der Nährstofffracht im Vorfluter führen.

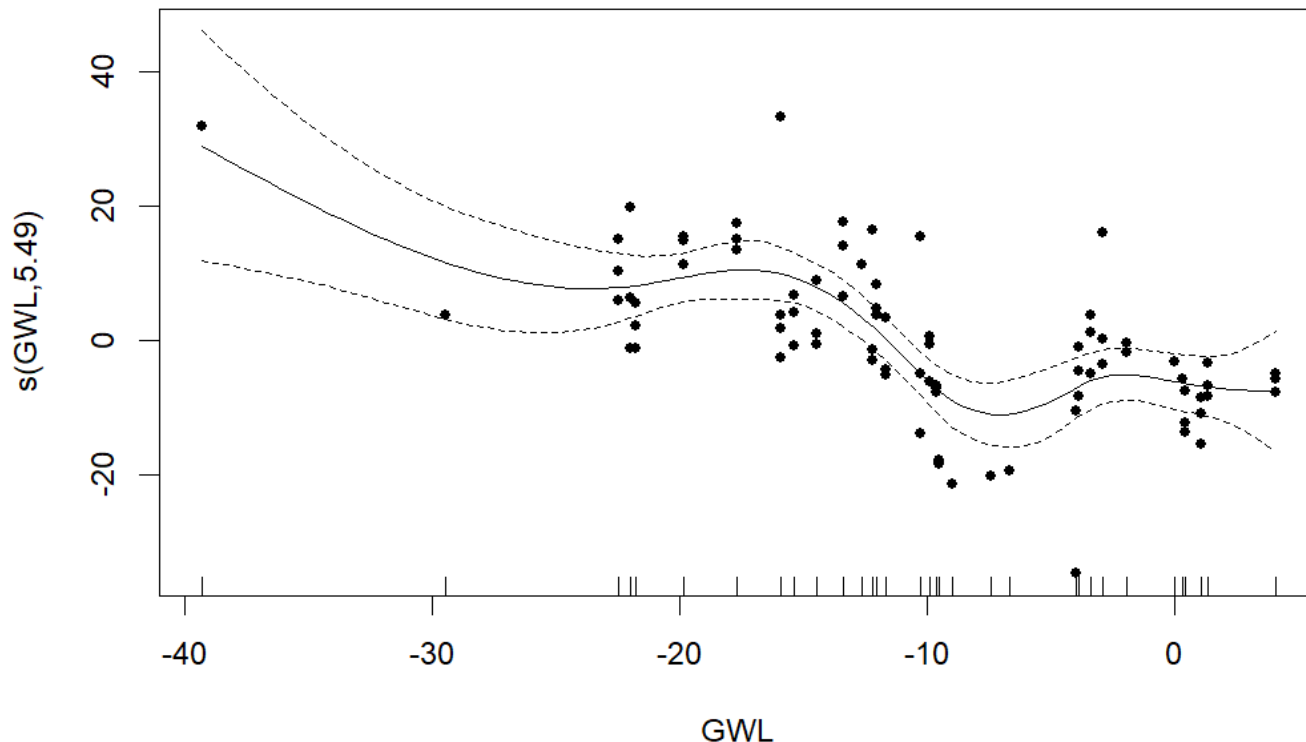


Abbildung 31 Nichtlineare-Abhängigkeit des GWP's zum GWL. Dargestellt ist der aus dem GAM modellierte Smoother für den GWL. Die Punkte stellen die partiellen Residuen da (effective degrees of freedom = 5.49; n=83).

Während alle getesteten Feuchtgebietspflanzen hinsichtlich Biomasseertrag und THG Minderungspotenzial generell als Paludikulturen geeignet sind, zeigen sich einige pflanzenspezifische Unterschiede. Für die Umsetzung von Paludikulturen als Minderungsmaßnahme sind die Eigenschaften von *Carex acutiformis* besonders hervorzuheben. *Carex acutiformis* weist bereits bei Teilwiedervernässung eine deutliche Senkenfunktion und zudem hohe Biomasseerträge auf. Dies prägt sich mit GWL Zunahme noch weiter aus und weist auf ein deutlich breiteres Etablierungsspektrum und höhere Resilienz auf suboptimale Wiedervernässungsbedingungen relativ zu den anderen Paludikulturen hin. *Carex acutiformis* scheint daher auch für Standorte mit schwankendem GWL oder verzögerter Wiedervernässung geeignet zu sein. Aus Klimaschutz Sicht kann als nächst bessere Alternative *Phragmites australis* etabliert werden. Auch hier sind die Emissionen selbst bei Teilwiedervernässung gering, allerdings fällt auch der Biomasseertrag eher gering aus. Während *Phalaris arundinacea* ein breites GWL Optimum für die Biomasse Entwicklung zu haben scheint, sollte diese Kultur aus Klimaschutz Sicht nicht bei Anstau kultiviert werden da *Phalaris* dort relativ hohen CH_4 Emissionen aufweist. Die Standortaufnahmen aus Langenmosen lassen darauf schließen das das Wurzelwachstum von *Phalaris arundinacea* doch Sauerstoff limitiert ist und die Feinwurzeln vermutlich in den tieferen Bodenschichten relativ schnell absterben und somit als frische Kohlenstoffquelle für die Methanogenese zur Verfügung stehen. Dies gilt es allerdings erst zu untersuchen. Sollte hingegen absehbar sein, dass die Wiedervernässung herausfordernd wird, so ist von der Kultivierung mit *Typha spp.* abzuraten. *Typha* gedeiht unter angestauten Bedingungen gut (höchster Biomasse Ertrag), was allerdings hohe CH_4 Emissionen mit sich bringt.

Als weiteren wichtigen Faktor den es hinsichtlich landwirtschaftlichem Ertrag vs. Klimaschutz abzuwägen gilt ist die Nutzungsintensivität zu berücksichtigen. Die extensive Bewirtschaftung organischer Böden durch Paludikulturen als Dauerkulturen bietet hohe THG Einsparpotenziale bei ökonomisch akzeptablen Biomasseerträgen. Besonders die generell niedrigen N_2O Flüsse sind auf diese Nutzungsintensität zurückzuführen da hier weder Bodenbearbeitung noch Düngung die N_2O Emissionen begünstigten. In Hinsicht auf die Hauptverursacher Rolle der Landwirtschaft von N_2O mit einem Anteil von fast 77 % an den Gesamtemissionen in 2021 (UBA, 2022) sind die geringen Emissionen somit ein weiteres Plus für

Paludikulturen als Minderungsstrategie auf derzeit entwässerten landwirtschaftlich genutzten organischen Böden. In unseren Bilanzen sind die N₂O Emissionen vernachlässigbar im Vergleich zu den anderen Komponenten welche in den Gesamtemissionen berücksichtigt werden.

Sollte jedoch die Ertragssteigerung als notwendig gesehen werden bzw. ein kontinuierlicher Ertragsrückgang eine Düngung notwendig machen, um eine entsprechende Biomassequalität und -quantität zu gewährleisten, muss die Auswirkung der Intensivierung aus Klimaschutz Sicht bedacht werden. Unsere ersten vergleichenden Ergebnisse zu Schnitthäufigkeit und Düngung in einigen der *Phalaris* Varianten zeigen bei zweifach Ernte zum einen die gesteigerten Erträge, zum anderen jedoch die negativen Auswirkungen auf die THG Gesamtbilanz. Ein höherer Biomasseexport bedeutet für die Bilanz auch immer einen höheren C Austrag. Dementsprechend ist die Mehrfach- und besonders Sommerernte aus Klimaschutz Sicht nicht empfehlenswert, wenn die Klimaschutzfunktion maximiert werden soll. Generelle Aussagen zur Düngung von Paludikulturen sind bisher schwierig und nicht Teil des Projektes gewesen. Die organische Entzugsdüngung im FSM hatte in unserem Versuch keine negativen Auswirkungen auf die Lachgas- und Methanemissionen. Trotzdem kann die tatsächliche Umweltwirkung der Düngung bisher nicht abgesehen werden da es keine Nullvariante im Vergleich gab. Zukünftige Projekte (z.B. NAPALU) die sich diesem Thema widmen, werden in den nächsten Jahren Antworten rund um die Umweltauswirkung von gedüngten Paludikulturen liefern. Anzumerken ist, dass die Optimierung des landwirtschaftlichen Managements zur Biogasnutzung von Rohrglanzgras zwar die THG Einsparung in der Fläche reduziert, die Biomassenutzung jedoch an anderer Stelle fossile Energieträger ersetzen kann. In dem Fall raten wir dazu, den Winterschnitt ggf. zu mulchen und die Methode im Folgejahr durch CH₄ Messungen zu monitoren (weiterführende Untersuchungen nötig).

2.1.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

2.1.6.1 MONITORING

Treibhausgas Emissionen können in den ersten Etablierungsjahren höher Aufnahmen zeigen als bereits etablierten Beständen. Dies kann bedingt sein durch ein erhöhtes Wurzelwachstum in der Anfangsphase und somit Einlagerung von Kohlenstoff in die unterirdische Biomasse. Ein erhöhtes GPP bei durchschnittlichen Biomasseerträgen kann auf das verstärkte Wurzelwachstum hinweisen. Unsere Beobachtungen umfassen ein bis fünf Standjahre. Auch wenn bisher keine negative Tendenz der THG Aufnahme zu beobachten war kann dies eintreten sobald die Zunahme der unterirdischen Biomasse eintritt. Die Beobachtung der Biomasse Entwicklung in etablierten Paludikultur Flächen (oberirdisch als Ernteertrag sowie Beprobung des Wurzelraums) kann Hinweise auf die Bestandsentwicklung geben und somit auch anzeigen, ob/wann die THG Bilanzen erneut erfasst werden sollten um den Senkeneffekt auf Langzeitwirkung zu prüfen. Dies sollte zudem stattfinden falls sich die Wasserstandsbedingungen oder Bewirtschaftungsmaßnahmen an Standorten ändern (Thema „intensive Paludikultur“ mit Düngung und dem Ziel der besten Rohstoffqualität).

2.1.6.2 STANDORTUNTERSCHIEDE

Unsere Messungen zeigen die Bedeutung von standortbedingten Unterschieden hinsichtlich der Gesamtemissionen. Messungen auf unterschiedlichen Standorten über Deutschland verteilt, entsprechend der Klimazonen (Temperatur und Niederschlag) sollten daher durchgeführt werden, um gesichertere EF für Paludikulturen ggf. für unterschiedliche Nährstoffgehalte ableiten zu können.

2.1.6.3 INTENSIVITÄT DER BEWIRTSCHAFTUNG

Erste Ergebnisse zu Auswirkungen der Nutzungsintensivität auf die Gesamtbilanzen deuten auf die Minderung der Senkenfunktion in intensiver genutzten Phalaris-Beständen hin, lassen aber noch keine belastbaren Rückschlüsse auf die Lachgasemissionen zu. Hier sollte gezielt untersucht werden welche Auswirkungen Schnitthäufigkeit und Zeitpunkt sowie Düngegaben als Nährstoffrückführung zur Erhaltung der Ertragsstabilität auf Biomassentwicklung und Emissionen haben. Genauer sollte verglichen werden in wie weit eine, entsprechend der DüngeV umgesetzte Nährstoffrückführung verglichen mit Nährstoffrückführung unter nassen Bedingungen sich auf THG Emissionen und weitere Umweltfaktoren auswirken. Außerdem sollten weitere Paludikultur-Pflanzenarten, welche ggf. in Zukunft als Paludikulturen angebaut werden könnten, berücksichtigt werden.

2.2 BIODIVERSITÄT

2.2.1 FLORISTISCHE BIODIVERSITÄT

M. DRÖSLER

Zusammenfassung

Jede Landnutzung und Landnutzungsänderung in Mooren muss nicht nur hinsichtlich der Klimarelevanz, sondern auch der Biodiversität bewertet werden. Dies ist umso wichtiger, wenn es sich um gänzlich neue Nutzungsformen handelt. Daher wird in diesem Kapitel die Untersuchung der floristischen Biodiversität der Anbau-Paludikulturen dargestellt. Methodisch sind in allen Varianten Vegetationsaufnahmen nach Londo vorgenommen worden, was eine feinere und statistisch besser auswertbare Skala erlaubt als Braun-Blanquet. Wir haben sowohl die Bestände miteinander als auch die wiedervernässten Varianten mit „naturnahen“ Ausgangsbeständen verglichen. Zusammengefasste Ergebnisse sind (1) dass die Artenvielfalt (alpha-Biodiversität) sich zwischen den naturnahen und den etablierten Beständen nicht wesentlich unterscheidet: Auch naturnahe Seggen oder Rohrglanzgrasbestände sind floristisch artenarm, da es sich um sehr konkurrenzkräftige, ausläufertreibende Bestände handelt. (2) Es gibt eine klare Zuordnung zu Wasserständen in Hinblick auf die Dichte der Vegetation und damit die Nischen für Begleitarten. (3) Es sind keine seltenen (RL) oder geschützten Arten nachgewiesen worden. (4) Nach einigen Jahren der Etablierungszeit nähern sich die Paludikulturbestände hinsichtlich der Artenausstattung den naturnahen Beständen an. Fazit: Aus Sicht der floristischen Biodiversität gibt es keine Einschränkungen für den Anbau von Paludikulturen, sofern man von Acker oder Intensiv-Grünland startet. Bereits naturschutzfachlich wertvolle Bestände (artenreiche extensiv-Wiesen, Streuwiesen etc.) sind von einer Umwandlung in Anbau-Paludikulturen aber dringend auszuschließen.

2.2.1.1 EINLEITUNG

Paludikulturen sind eine sehr junge Landnutzungsform für wiedervernässte Moore. Der besondere Charme besteht darin, dass diejenigen Pflanzen, die den Torfkörper im Lauf von Jahrtausenden aufgebaut haben nun auf den degradierten aber wiedervernässten Mooren angebaut werden und damit sowohl die Produktionsfunktion (s. Kap. 1) als auch die Regelungsfunktion Klimaschutz (s. Kap 2.1) optimieren lassen. Eine Etablierung von Paludikulturen in großem Maßstab soll ausschließlich auf Äckern oder Intensiv-Grünland erfolgen. Eine Verdrängung von naturschutzfachlich wertvollen Moorflächen, wie artenreiches Extensiv-Grünland, Streuwiesen, Kleinseggenrieder etc. ist explizit auszuschließen. Für die Bewertung der Effekte der Paludikulturen auf die floristische Biodiversität sind daher nicht die bereits wertvollen artenreichen (Ersatz-) Lebensräume, die z.T. nur noch über Pflegeprogramme erhalten werden, heranzuziehen. Vielmehr ist der Vergleich mit den artenarmen Ausgangsbeständen aus Acker und Intensiv-Grünland angemessen. Dass die Paludikulturen hinsichtlich der Biodiversität beispielsweise gegenüber einem konventionellen Maisacker einen Mehrwert in standorttypischer Artenvielfalt liefern, ist trivial und wird nicht weiter betrachtet. Wir gehen daher für die Einschätzung der Effekte der Paludikulturen auf die Lebensraumfunktion für die Flora darüber hinaus und ziehen als Vergleich naturnahe Ausgangsbestände heran: Denn auch und gerade die untersuchten Zielarten Schilf (*Phragmites australis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Großseggen (Sumpfsegge, *Carex acutiformis* und Schlanksegge, *Carex acuta*) und schmalblättriger und breitblättriger Rohrkolben (*Typha angustifolia* und *Typha latifolia*) bilden natürlicherweise monodominante Bestände aus. Ein vergleichbarer Untersuchungsansatz ist uns bisher nicht bekannt, wird aber in Zukunft im bundesweiten Projekt „NAPALU“ (Förderung: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe - FNR) verfolgt.

2.2.1.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Folgende Fragestellungen wurden untersucht:

1. Wie hoch sind die Begleit-Artenzahlen in der Paludikultur im Vergleich zwischen den etablierten Beständen und naturnahen Beständen?
2. Sind naturschutzfachlich wertvolle bzw. geschützte Begleitarten vorhanden?
3. Gibt es eine Abhängigkeit der Begleitartenzahlen und der Deckungen der Zielart vom Wasserstand?
4. Wie ist das Verhältnis zwischen Zielart, feuchteliebender Begleitvegetation und Störzeigern?
5. Gibt es einen Unterschied in der Deckung Zielart und Begleitarten zwischen 1-Schnitt und 2-Schnitt Systemen?
6. Wie wären die Bestände nach Bayerischer Kompensationsverordnung (BayKompV) einzuordnen?

2.2.1.3 MATERIAL UND METHODIK

Im Projekt wurden in verschiedenen Jahren Vor-Untersuchungen der floristischen Biodiversität durchgeführt. Aber für eine belastbare zusammenfassende Bewertung musste abgewartet werden, bis sich die Bestände etabliert hatten. Daher werden in diesem Kapitel die Ergebnisse aus den Kartierjahren 2020 und 2021 gezeigt. Im Jahr 2020 wurden 44 Plots mit Vegetationsaufnahmen erfasst. Hier war der Schwerpunkt die nassen Paludikultur-Bestände (in den drei Untersuchungsgebieten) mit naturnahen Beständen zu vergleichen. Die Größe der Plots im Jahr 2020 war standardmäßig 2 x 2 m.

Im Jahr 2021 wurde das gesamte Standortspektrum (wiedervernässt, teilwiedervernässt, drainiert), die unterschiedlichen Etablierungsvarianten und die Schnittvarianten untersucht. Daraus ergaben sich über die drei Untersuchungsgebiete hinweg 134 Plots, in denen Vegetationsaufnahmen durchgeführt wurden. Je Variante wurden drei Plots aufgenommen. Von den 134 Plots wurden 104 Plots der Größe zwei auf zwei Meter (2 x 2 m) und 30 Plots der Größe eineinhalb auf einen halben Meter (1,5 x 0,5 m) aufgenommen, denn in letzteren war ein kleinräumiges Schnittregime vorhanden. Die auftretenden Arten wurden listenartig erfasst und die Abundanz und Dominanz anhand der geschätzten Deckungen der einzelnen Arten nach der Londo-Skala ermittelt.

Die Deckung ergibt sich aus der senkrechten Projektion aller Individuen einer Art auf die Bodenoberfläche und der Schätzung des prozentualen Anteils an der Aufnahme­fläche. Bei Überlagerungen der Arten summiert sich die Gesamtdeckung auf über 100 %. Zudem wurde die Gesamtdeckung der Teilflächen bewertet und die mittlere Höhe der Vegetation als kennzeichnender Faktor gemessen. In die Analyse ist die Höhe des Grundwasserstandes mit einbezogen. Das Vorgehen entspricht der Methodik nach Braun-Blanquet (Frey & Lösch, 2010). Die untenstehende Schätzskala nach Londo (Tabelle 8) liegt der Klassenzuordnung zu Grunde. Die Arten wurden anhand der Werke „Exkursionsflora von Deutschland“ Bände „Gefäßpflanzen: Grundband“ (Jäger, Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland -Gefäßpflanzen: Grundband-, 2017a) und „Gefäßpflanzen Atlasband“ (Jäger, Müller, Ritz, Welk, & Wesche, 2017b) bestimmt. Mittels der erfassten Artenparameter (Anzahl, Deckung) und Standortparameter (Managementvarianten und Wasserstandsklassen) wurden vergleichende Auswertungen vorgenommen. Die Zuordnung zu indikatorischen Artengruppen in „feuch­flächentypische Arten“ und „Störzeiger“ (darin „Grünlandarten“, „Ruderalarten“, „Staudenflurarten“ und „Waldsaumarten“) erfolgte nach Jäger (2017a).

2.2.1.4 ERGEBNISSE

Wie hoch sind die Begleit-Artenzahlen in der Paludikultur im Vergleich zwischen den etablierten Beständen und den naturnahen Beständen?

Grundsätzlich sind die Bestände der Zielarten aufgrund der hohen Konkurrenz­kraft artenarm. Es wurden bewusst Arten für die Kultur ausgewählt, die über ihre intensive Rhizombildung, das Vorhandesein von Aerenchymgewebe und hohes Wachstum in nassen Bedingungen konkurrenzkräftige Bestände ausbilden. Wie Tabelle 9 zeigt, sind insgesamt recht geringe Begleitartenzahlen nachgewiesen worden. Die Paludikultur liegt dabei noch etwas höher als die naturnahen Vergleichsbestände (außer bei *Phragmites*, wo offensichtlich ein lückiger naturnaher Bestand erfasst wurde). Im Laufe einer vollständigen Bestandesetablierung und flächenhaft optimierten Wasserständen ist mit einer Annäherung der Artenzahlen zwischen den Anbau-Paludikulturen und den naturnahen Beständen zu rechnen. Gerade die erhöhten Artenzahlen bei den Rohrkolbenbeständen sind aber ein Hinweis auf den fehlenden Bestandschluss, denn im Projekt MOORuse wurden die Rohrkolbenstände (ebenso wie die der weiteren Arten) aus Klimaschutzgesichtspunkten nicht bei Überstau angebaut. Darauf scheint aber nur der Rohrkolben in der Bestandsentwicklung mit einer geringeren Deckung zu reagieren, was mehr Nischen für Begleitarten zulässt.

Tabelle 8 Londoskala nach (Londo, 1974 zit. nach (van de Weyer, 2003))

Skala	Deckung	Mittelwert für die weitere Analyse
.1	< 1 %	0,5 %
.2	1-3 %	2 %
.4	3-5 %	4 %
1	5-15 %	10 %
2	15-25 %	20 %
3	25-35 %	30 %
4	35-45 %	40 %
5	45-55 %	50 %
6	55-65 %	60 %
7	65-75 %	70 %
8	75-85 %	80 %
9	85-95 %	90 %
10	95-100 %	97,5 %

Tabelle 9 Gesamtartenzahlen pro Kultur

Art	Kultur 2021	Kultur 2022	Naturnah
<i>Carex acuta</i>	5	9	5
<i>Carex acutiformis</i>	14	12	-
<i>Typha angustifolia</i>	18	21	-
<i>Typha latifolia</i>	16	15	6
<i>Phalaris arundinacea</i>	13	19	6
<i>Phragmites australis</i>	7	5	16

Sind naturschutzfachlich wertvolle bzw. geschützte Begleitarten vorhanden?

Für die Bewertung der standorttypischen Biodiversität sind nicht alleine die Artenanzahl, sondern auch der naturschutzfachliche Wert (Gefährdungsgrad) bzw. der Schutzstatus relevant: Unter den 47 nachgewiesenen Arten war kein Nachweis einer gefährdeten oder geschützten Art.

Gibt es eine Abhängigkeit der Deckungen der Zielart und Begleitartenzahlen vom Wasserstand?

Aus Tabelle 10 wird ersichtlich, dass sich bei *Carex acuta* ein starker Rückgang bei den Anteilen der von Vegetation bedeckten Flächen zeigt, sobald diese trockener werden. Bei einer Absenkung des Wasserstandes um circa 30 cm reduziert sich somit die Deckung um etwa 18 %. Im Vergleich hierzu bleiben die *Carex acutiformis*-Bestände auch bei Absenkung des Pegels sehr beständig und erzielen selbst unter drainierten Bedingungen immer noch dieselbe Deckung wie *Carex acuta* unter wiedervernässten Bedingungen. *Typha spp.* weist, trotz hoher Ellenbergscher Feuchtezahlen von 10, in der teilwiedervernässten gepflanzten Variante die höchste Deckung auf. In den drainierten Varianten ist die Deckung hingegen so weit zurückgegangen, dass diese Flächen nicht weiter untersucht werden und somit brachliegen. *Typha angustifolia* weist bei beiden Wasserständen die höheren Deckungen auf. *Phalaris arundinacea* wächst in allen untersuchten Feuchtestufen in etwa gleich gut und weist dabei konstant hohe Werte zwischen 91 % und 95 % auf. *Phragmites australis* wächst in den wiedervernässten und teilwiedervernässten Varianten sehr gut und weist eine hohe Deckung von 97 % auf. Bei einem weiteren Abfallen des Grundwasserspiegels geht die Deckung der Art so weit zurück, dass diese Flächen im Gesamt-Projekt nicht weiter untersucht werden und somit brachliegen.

Tabelle 10 Deckung (in Prozent) der Zielarten in Abhängigkeit vom Wasserstand (2021)

Art	Wiedervernässt	Teilwiedervernässt	Drainiert
<i>Carex acuta</i>	92,5	86,7	75,8
<i>Carex acutiformis</i>	97,5	97,5	92,5
<i>Typha angustifolia</i>	56,4	82,5	-
<i>Typha angustifolia</i> (ohne frühe Schnitte)	80,0	82,5	-
<i>Typha latifolia</i>	50,0	73,3	-
<i>Phalaris arundinacea</i>	92,7	91,2	94,7
<i>Phragmites australis</i>	97,5	97,5	-

Die Auswirkungen des Wasserstandes auf den Bestandesschluss ist auch indirekt über die Reaktion der mittleren Begleitartenzahlen pro Plot zu sehen: Bei direkter Betrachtung der Artenzahlen im Vergleich mit den Wasserständen in Tabelle 11 zeigt sich, dass mit Abnahme des Grundwasserstandes die Anzahl der Arten pro Plot zunimmt.

Tabelle 11 Wasserstände und mittlere Artenzahl pro Plot

Art	Wiedervernässt	Teilwiedervernässt	Drainiert
<i>Carex acuta</i>	2,67	2,67	4,00
<i>Carex acutiformis</i>	1,29	1,40	2,33
<i>Typha angustifolia</i>	5,54	6,50	-
<i>Typha angustifolia</i> (ohne frühe Schnitte)	4,50	6,50	-
<i>Typha latifolia</i>	6,17	8,33	-
<i>Phalaris arundinacea</i>	1,81	2,75	2,58
<i>Phragmites australis</i>	2,17	2,50	-

Wie ist das Verhältnis zwischen Zielart, feuchteliebender Begleitvegetation und Störzeigern?

Aus Abbildung 32 zeigt sich, dass sich die *Carex acuta*-Kulturen innerhalb eines Jahres, von 2021 bis 2022, sehr stark entwickelt haben. Die Deckung der Leitart hat sich verdoppelt und dabei sowohl feuchtfächentypische Arten als auch störungszeigende Arten verdrängt. Dabei fällt auf, dass der Rückgang der feuchtfächentypischen Arten (wie *Epilobium palustre*, *Equisetum palustre*; *Galium uliginosium*, *Lythrum salicaria*) im Vergleich zu den störungszeigenden Arten stärker ausgeprägt ist. Die Deckung der Paludikulturart ist sehr hoch, verglichen mit den naturnahen Vergleichsflächen. Hierbei ist zu beachten, dass sich nach der Bayerischen Kompensationsverordnung (Hetzl, Müller, Zintl, Langensiepen, & Stellmach, 2014) üblicherweise nahezu monodominante Bestände entwickeln.

Carex acutiformis bildet konstant hohe Deckungen der Zielkultur aus. Die wesentliche Änderung seit dem Jahr 2021 ist der starke Rückgang der Störzeiger um 82 % auf eine Deckung von 2 %. Aufgrund nicht vorhandener Vegetationsaufnahmen in naturnahen Vergleichsflächen ist ein Vergleich nicht möglich.

Die Deckung der *Typha angustifolia*-Flächen hat sich bei reiner Betrachtung der Zahlen um mehr als 20 Prozentpunkte verschlechtert. Es ist hier zu berücksichtigen, dass der Durchschnitt 2022 stark durch Aufnahmen in Langenmosen geprägt ist, welche bereits Ende Mai durchgeführt wurden und somit die Vegetation weniger stark entwickelt war. Die weiteren Flächen wurden Ende Juli aufgenommen. Werden die früher aufgenommenen Flächen vernachlässigt, ergibt sich eine durchschnittliche Deckung im Jahr 2022 von circa 81 %. Dies entspricht in etwa der Deckung des Vorjahres. Bei den Beikräutern hat eine starke Reduktion der Deckung stattgefunden. Insbesondere der geringe Anteil verbleibender Störzeiger ist sehr positiv. Durch die zeitlich versetzten Aufnahmetermine sind neben jahresübergreifenden Änderungen auch Schwankungen innerhalb eines Jahres feststellbar. So entwickeln sich zu Beginn der Vegetationsperiode zunächst die Beikräuter und werden im Laufe des Jahres durch die Zielkultur verdrängt.

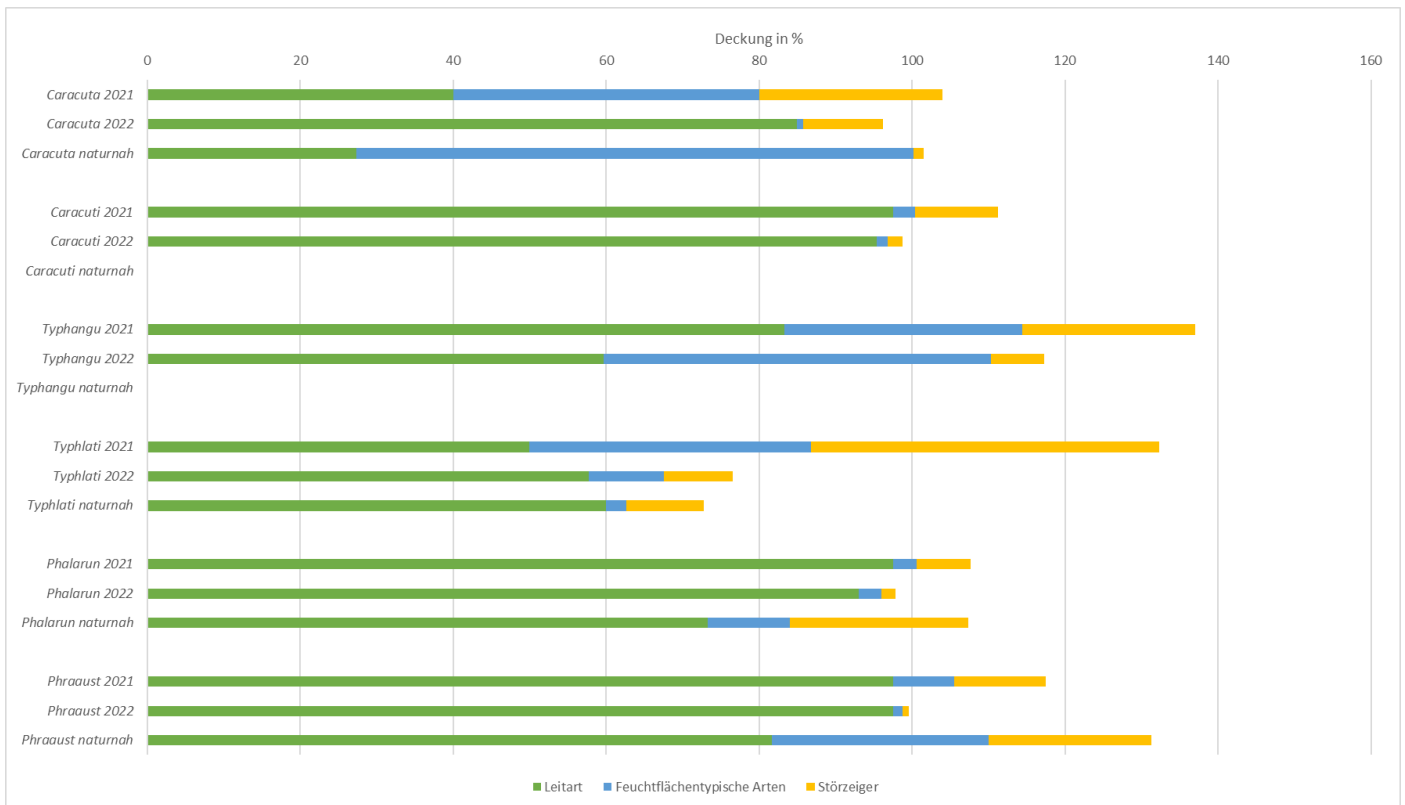


Abbildung 32 Deckungen der Artengruppen (nasse Variante) im Vergleich: Zielart, Feuchteliebende Arten, Störzeiger.

Die *Typha latifolia*-Flächen haben sich in allen untersuchten Aspekten seit 2021 stark an die naturnahen Bestände angeglichen. Mit etwa 58 % Deckung liegt der Durchschnitt der Zielkultur 2022 nur zwei Prozentpunkte unter den Vergleichsflächen. Bei den Beikräutern ist 2022 der Anteil der feuchtfächentypischen und störungszeigenden Arten annähernd gleich. Bei den naturnahen Flächen hingegen ist die Deckung der feuchtfächentypischen Arten mit unter 3 % sehr gering. Die circa 10 % der Störzeiger decken sich hingegen in etwa mit den aktuellen Aufnahmen. Die Abnahme der Störzeiger um 80 % seit 2021 zeigt, dass sich die Paludikultur gut entwickelt hat und sich die Böden erholen.

In den *Phalaris arundinacea*-Flächen wurden ebenfalls bereits im Mai Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Bei der Analyse ohne diese frühen Plots kommt es zu Abweichungen kleiner zwei Prozentpunkten. Aus diesem Grund werden die Daten der gesamten Plots zur Analyse verwendet. In der Deckung der Zielkultur hat eine Abnahme um etwa 4 Prozentpunkte stattgefunden. Mit circa 93 % ist die Deckung, verglichen mit den circa 73 % der naturnahen Bestände, weiterhin sehr hoch. Hier sollte beobachtet werden, ob sich die Kultur in den nächsten Jahren weiter an die naturnahen Werte angleicht. Während der Anteil der feuchtfächentypischen Arten nahezu stabil geblieben ist, hat bei den Störzeigern eine starke Reduktion stattgefunden. Mit unter 2 % ist dieser Wert um ein Vielfaches besser als innerhalb der Vergleichsflächen.

Phragmites australis weist konstant hohe Deckungen in den Versuchsflächen auf. Mit 97 % Deckung wurde in beiden untersuchten Jahren der höchstmögliche zu erzielende Wert erreicht. Die ebenfalls sehr hohen Deckungen von annähernd 82 % in den naturnahen Flächen lassen darauf hoffen, dass die hohen Deckungen in der Kultur langfristig erhalten bleiben. Wesentlich größer ist der Unterschied bei den Beikräutern: Diese haben mit circa 2 % den geringsten Anteil an der Vegetation, verglichen mit den anderen Paludikulturarten.

Es ist auffallend, dass die Abnahme der Deckung der Störzeiger mit einem gleichzeitigen Anstieg der Artenvielfalt einhergeht. Dies spricht für eine gute Etablierung der Zielkulturen, ohne dabei die Zahl unterschiedlicher Arten zu mindern, sondern lediglich den flächenmäßigen Anteil. Dies ist möglicherweise auf die Verdrängung deckungsintensiver Störzeiger zurückzuführen.

Gibt es einen Unterschied in der Deckung Zielart und Begleitarten zwischen 1-Schnitt und 2-Schnitt Systemen?

Für einzelne Arten wurden im Rahmen des Projektes MOORuse unterschiedliche Schnittvarianten untersucht. Im Folgenden werden die Einflüsse eines zusätzlichen Schnittes auf die Deckung der Paludikulturarten *Carex acutiformis*, *Phalaris arundinacea* sowie *Typha angustifolia* und den jeweiligen Anteil der Beikräuter dargestellt.

Carex acutiformis - Riedhausen und Langenmosen:

Die Auswirkungen eines zusätzlichen Schnittes werden für *Carex acutiformis* auf den Versuchsfeldern Langenmosen und Riedhausen untersucht. In Tabelle 12 werden die Deckungen der Arten für beide Varianten gegenübergestellt. Da die Anzahl der Schnitte die einzige Variable ist, die die beiden Varianten unterscheidet, sind die Differenzen der Werte auf diesen Faktor zurückzuführen. Bei einem Vergleich von *Carex acutiformis* in der Einschnitt- und der Zweischnitt-Variante fällt auf, dass der zusätzliche Schnitt nur einen minimalen Einfluss auf die Deckung der Seggen hat. Bei Betrachtung der Beikräuter ist hingegen sichtbar, dass der zusätzliche Schnitt die Entwicklung feuchtfächentypischer Arten fördert. Hinzu kommen bei den Störzeigern Ruderalarten, die sich nach dem Schnitt etablieren können.

Tabelle 12 *Carex acutiformis* Deckung im 1-Schnitt- vs. 2-Schnittsystem (Flächen gemittelt)

Standortfaktoren	<i>Carex acutiformis</i>	
	1-Schnitt-Variante	2-Schnitt-Variante
Leitart	97,5	96,25
Feuchtfächentypische Arten	0,83	3,95
Störzeiger, davon	0,08	0,5
Grünlandarten	0,08	0,17
Ackerbegleitarten	-	-
Ruderalarten	-	0,33

Phalaris arundinacea – Riedhausen und Langenmosen:

Phalaris arundinacea wird an den Standorten Riedhausen und Langenmosen in einer Einschnitt- und einer Zweischnitt-Variante kultiviert. Die sich daraus ergebenden Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung und -ausprägung werden in Tabelle 13 dargestellt. Bei dem Vergleich von *Phalaris arundinacea* in der Einschnitt- und der Zweischnitt-Variante zeigt sich, dass der zusätzliche Schnitt keinen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung der Zielkultur hat. Beim Anteil der Störzeiger, insbesondere der Ruderalarten, ist ein minimaler Zuwachs bei der Zweischnitt-Variante zu verzeichnen.

Typha angustifolia - Langenmosen:

Die Auswirkungen eines verdoppelten Schnittintervalls auf *Typha angustifolia* werden am Versuchsstandort Langenmosen untersucht. Die Daten, die in die Auswertung in Tabelle 14 eingeflossen sind, resultieren aus den 20 zusätzlichen Aufnahmen in den *Typha angustifolia* Beständen. Der Einfluss einer zusätzlichen Mahd hat bei *Typha angustifolia*, verglichen mit den anderen Arten, den größten Effekt. Die Deckung der Zielkultur liegt bei der Zweischnitt-Variante um 15 Prozentpunkte niedriger und damit auch deutlich unterhalb Deckung der Einschnitt-Variante. Hiervon profitieren insbesondere feuchtfächentypische Arten und Ruderalarten.

Tabelle 13 *Phalaris arundinacea* Deckung im 1-Schnitt- vs. 2-Schnittsystem (Flächen gemittelt)

Standortfaktoren	<i>Phalaris arundinacea</i>	
	1-Schnitt-Variante	2-Schnitt-Variante
Leitart	96,25	93,75
Feuchtfächentypische Arten	1,92	2,00
Störzeiger, davon	0,33	0,83
Grünlandarten	0,17	0,50
Ackerbegleitarten	0,08	0,08
Ruderalarten	0,08	0,25

Tabelle 14 *Typha angustifolia* Deckung im 1-Schnitt- vs. 2-Schnittsystem

Standortfaktoren	<i>Typha angustifolia</i>	
	1-Schnitt-Variante	2-Schnitt-Variante
Leitart	65,00	50,00
Feuchtlächentypische Arten	70,75	80,63
Störzeiger, davon	7,88	10,13
Grünlandarten	0,38	1,63
Ackerbegleitarten	6,5	5,50
Ruderalarten	0,88	3,00
Staudenflurarten	0,13	-

Wie wären die Bestände nach BayKompV einzuordnen?

Anhand der Bayerischen Kompensationsverordnung Anlage 2.1 und 3.1 lassen sich Biotop- und Nutzungstypen bewerten. In dieser wird unterteilt in die Wertstufen hoch (11-15 Punkte), mittel (6-10 Punkte), gering (1-5 Punkte) und keine naturschutzfachliche Bedeutung (0 Punkte). Die Bewertung erfolgt anhand der flächenbezogenen bewertbaren Merkmale und Ausprägungen des Schutzgutes „Arten und Lebensräume“. Die Kriterien sind „Seltenheit/Gefährdung“, „Wiederherstellbarkeit/Ersetzbarkeit“ und „Natürlichkeit“ (Hetzl, et al., 2014). In der BayKompV ist Artenvielfalt/Biodiversität explizit kein Kriterium, denn es gibt gerade auch naturschutzfachlich wertvolle Bestände die in ihrem naturnahen Zustand artenarm sind (z.B. Hochmoore). Tabelle 15 gibt den Grundwert des Nutzungstyps der vorherigen Verwendung der jetzigen Paludikulturflächen an, sowie dessen Zusammensetzung. Dieser dient als Referenzwert, um die Aufwertung der Fläche nach den Kriterien der BayKompV aufzuzeigen.

Tabelle 15 Biotopwert Ausgangszustand nach BayKompV (Hetzl et al. 2014)

Code	Biotop-/Nutzungstyp	Bewertungskriterien:		Grundwert
		G: Seltenheit/Gefährdung	W: Wiederherstellbarkeit	
A11	Intensiv bewirtschaftete Äcker ohne oder mit stark verarmter Segetalvegetation	G: 0 W: 1 N: 1		2 (gering)
G11	Intensivgrünland	G: 1 W: 1 N: 1		3 (gering)

Tabelle 16 Biotopwert vergleichbarer Bestände wie Paludikulturen nach (Hetzl, Müller, Zintl, Langensiepen, & Stellmach, 2014) BayKompV

Code	Biotop-/Nutzungstyp	Bewertungskriterien:	Grundwert	Übliche Arten	Artenvielfalt
		G: Seltenheit/Gefährdung W: Wiederherstellbarkeit N: Natürlichkeit			
R111-GR00BK	Schilf-Landröhrichte (Biotop nach §30 BNatSchG oder Art. 23 BayNatSchG)?	G:3 W:3 N:4	10 (mittel)	<i>Phragmites australis</i>	Dominanz einer oder weniger Arten (Zintl, 2022)
R113-GR00BK	Sonstige Landröhrichte (Biotop nach §30 BNatSchG oder Art. 23 BayNatSchG)?	G:3 W:3 N:4	10 (mittel)	<i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Typha spp.</i>	Flächige Bestände
R31-GG00BK	Großseggenriede außerhalb der Verlandungsbereiche (Biotop nach §30 BNatSchG oder Art. 23 BayNatSchG)?	G:3 W:3 N:4	10 (mittel)	<i>Carex acuta</i> , <i>Carex acutiformis</i>	Dominanz einer oder weniger Arten

Tabelle 16 beinhaltet die Zuordnung der jeweiligen Paludikulturbestände zu Biotoptypen, sowie die Angabe des spezifischen Grundwertes und dessen Zusammensetzung nach der BayKompV. Bewußt und explizit sind hinter der Einstufung nach BNatSchG und BayBNatSchG Fragezeichen gesetzt! Denn es handelt sich um bewirtschaftete, etablierte Bestände. Ebenso ist für die Einstufung der Kriterien der BayKompV insbesondere der Natürlichkeitswert aus den naturnahen Beständen übernommen, was hier für die Paludikulturen streng genommen nicht gilt. Daher wird die Anwendbarkeit dieser Bewertungsmaßstäbe in Kap 2.2.1.5 ausführlich diskutiert.

2.2.1.5 DISKUSSION

Die Auswertungen zeigen, dass die Begleitartenzahlen in der Regel gering sind, insgesamt aber noch über den naturnahen Vergleichsbeständen liegen. Hintergrund ist einerseits, dass hier alle Plots in die Gesamtartenauswertung mit einbezogen wurden, nicht nur die nassen Optimalbestände. Andererseits befinden sich die Bestände immer noch in Entwicklung, auch wenn sich diese zusehends stabilisiert. Insgesamt bestätigt sich, dass die typischen monodominanten Bestände der Zielkulturen, ebenso wie die Naturnahen Bestände durch floristische Artenarmut charakterisiert sind. Zudem haben sich bisher keine naturschutzfachlich wertvollen bzw. geschützten Pflanzenarten als Begleitarten eingestellt. Dies ist auch in den kartierten naturnahen Vergleichsbeständen der Fall. Insofern ist das Schutzgut hier der Bestand (s.u. BayKompV) und nicht die Einzelart. Deutlich Abhängigkeiten konnten zwischen den Begleitartenzahlen und den Deckungen der Zielart vom Wasserstand gefunden werden. Dies ist nicht überraschend, denn der Wasserstand prägt die Vitalität und damit die Deckung der Zielarten und diese wiederum ist Ausdruck der ausgeübten Konkurrenz. Was aber auffällig wurde, ist, dass *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* auch bei nicht optimalem Wasserstand zu Bestandsschluss kommen und damit als Paludikulturarten flexibel in der Bestandgründung sind und daher auch für die Anwendung im Landschaftsmaßstab, mit nicht immer und überall optimierbaren Wasserständen als besonders geeignet erscheinen. Ebenso zeigt sich, dass das Deckungs-Verhältnis zwischen Zielart, feuchteliebender Begleitvegetation und Störzeigern vom Wasserstand, aber auch von der Etablierungsentwicklung abhängig ist. Besonders viel Raum für Störzeiger lassen die Rohrkolben in den untersuchten Beständen, denn im MOORuse wurden bewusst die Wasserstände aus Klimaschutzgründen nicht im Überstau gefahren, wie es für Rohrkolben optimal wäre. Die Auswirkungen auf die Produktivität sind im Kap 1. dargestellt. Erneut sind es Rohrglanzgras und Sumpfschilf, aber auch Schilf im Jahr 2022, die die dichtesten Bestände bilden und damit die geringste Beteiligung an Störzeigern aufweisen. Kein systematischer Unterschied in der Deckung der Zielart und der Begleitarten zwischen 1-Schnitt und 2-Schnitt Systemen konnte bei Sumpfschilf und Rohrglanzgras gefunden werden. Hier sind offensichtlich die Wiederaufwuchsraten schnell genug, um weiterhin Konkurrenz auszuüben. Anders dagegen beim Schmalblättrigem Rohrkolben. Hier sinkt die Deckung im 2-Schnittsystem und entsprechend nehmen Begleitarten zu. Abschließend wird die Einordnung der Bestände nach BayKompV diskutiert. Grundsätzlich konnte gezeigt werden, dass es keine großen Unterschiede zwischen den naturnahen und etablierten Beständen hinsichtlich der Biodiversität und der Deckungen gibt. Aus Biodiversitätssicht sind die etablierten Bestände sogar noch artenreicher, aber hier spielen insbesondere die nicht standorttypischen Störzeiger mit herein. Hinsichtlich der Bewertungskriterien nach der BayKompV können Seltenheit und Wiederherstellbarkeit der Paludikulturen ähnlich eingestuft werden wie die der naturnahen Bestände. Aber gerade letzteres, die Naturnähe, unterscheidet sich natürlich grundsätzlich, aufgrund der Etablierung der Bestände. Daher wäre hier sicherlich eine Abstufung gegenüber naturnahen Beständen angemessen. Dennoch würde man weit über den Bewertungen der Ausgangsbestände (Acker-Wert 2 oder intensives Grünland-Wert 3) landen und damit auch nach der Kompensationsverordnung eine erhebliche Aufwertung der Flächen erreichen können. Zudem fehlt bisher völlig der Aspekt der abiotischen Aufwertung von Flächen in der BayKompV. Unter diesem Gesichtspunkt wären die Paludikulturen (bei optimalem Wasserstand) aufgrund der größten bisher nachgewiesenen Klimaschutzleistung bei Bewirtschaftung (s. Kap 2.1) eine massive Aufwertung gegenüber Acker und intensiv Grünland auf organischen Böden. Die Einstufung als geschützte Biotope ist dagegen kritisch zu betrachten, wenn diese mit Nutzungseinschränkungen einhergeht, denn das ist eine der Sorgen der Landnutzer.

2.2.1.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Zielarten der Paludkulturen eine hohe Konkurrenzkraft besitzen und weitgehend monodominante Bestände ausbilden. Dies insofern, wenn der Wasserstand auf optimalem Wiedervernässungsniveau eingestellt ist. Weiterführender Forschungsbedarf besteht in einem längerfristigen Monitoring der Bestandesentwicklung, um zu klären, wie sich die Zielarten ggf. auch gegenseitig beeinflussen und die Bestände dann in sich diverser werden. Für bestimmte Produktschienen ist aber eine möglichst artenreiche Kultur der verschiedenen Paludikultur-Pflanzen erwünscht, weshalb eine aktive Mischung und z.B. gezielte Schaffung von Nischen für feuchtigkeitsliebende Begleitarten derzeit nicht sinnvoll erscheint. Ein noch umfassenderes und längerfristiges Monitoring im Vergleich mit naturnahen Parallel-Beständen wäre aber sehr sinnvoll, um die bisherige Einschätzung einer vergleichbaren Artenvielfalt zwischen etablierten und naturnahen Beständen abzusichern. Erst im Laufe der Entwicklung wird sich beispielweise eine Schicht an niederen Pflanzen (insbesondere Moose) einstellen, die das Artenset in Richtung naturnaher Bestände vervollständigen.

2.2.2 FAUNISTISCHE BIODIVERSITÄT

C. MONING

Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung wurden Vögel, Heuschrecken und Laufkäfer eingehender untersucht. Daneben wurden auch Libellen betrachtet und es gelangen interessante Beibeobachtungen zu Säugetieren und Amphibien. Insgesamt konnten 95 Vogelarten nachgewiesen werden. Von diesen wiesen 39 Arten einen direkten Zusammenhang zu den Paludikulturen auf. Unter den wertgebenden Vogelarten zeigten Wachteln, Tüpfelralen, Sumpfrohrsänger, Blaukehlchen, Wiesenschafstelzen und Rohrammern Zunahmen. Kiebitze und Feldlerchen haben abgenommen. Insgesamt konnten 56 Laufkäferarten nachgewiesen werden, davon 12 Arten, die auf der Roten Liste Bayerns aufgeführt sind, wovon eine Art den Status „0 - ausgestorben oder verschollen“ hat. Zudem konnten 15 Arten mit Lebensraumbindung an Moorlebensräume nachgewiesen werden. Paludikulturen sind im Durchschnitt deutlich artenärmer als angrenzende Grünländer oder Brachen. Die Anzahl der Arten mit hoher Lebensraumbindung war in Rohrkolbenbeständen am höchsten. Die Anzahl der gefährdeten Laufkäferarten pro Vegetationstyp war insgesamt einstellig. In Rohrglanzgras, Schilf und Rohrkolbenbeständen fanden sich etwas mehr gefährdete Arten. Rohrglanzgras, Schilf und extensive Grünländer wiesen die höchsten Anteile der Flächen auf, auf der mindestens eine gefährdete Art nachgewiesen wurde. Grundsätzlich war die Anzahl der Laufkäferarten je Fallenleerung höher je trockener die untersuchten Flächen waren. Weiterhin konnten 12 Heuschreckenarten nachgewiesen werden. Es wurde deutlich, dass die Heuschreckenfauna innerhalb der Paludikulturen wenig differenziert und eher artenarm sowie arm an gefährdeten Arten ist. Im Durchschnitt zeigten sich die Artenzahlen je Probetranssekt in den Paludikulturen deutlich niedriger als in den verglichenen Grünländern, Brachen und Hochstaudenfluren entlang von Gräben. Die Heuschreckenfauna ist wesentlich von der Vegetationshöhe und -dichte beeinflusst. Während die Vegetationsdichte hinsichtlich der Individuenzahl je Probetranssekt keinen eindeutigen Trend zeigt, nimmt die Anzahl der Arten mit zunehmender Vegetationsdichte und mit zunehmender Vegetationshöhe deutlich ab. Im Vergleich zu umgebenden Grünländern waren Kurzfühlerschrecken wesentlich weniger in Paludikulturen vorhanden. Langfühlerschrecken waren hingegen in teilweise hohen Dichten vorhanden. Als Beibeobachtungen konnten insgesamt 15 Libellenarten beobachtet werden. Darunter mehrere hochgradig gefährdete Arten.

2.2.2.1 EINLEITUNG

Die im Rahmen des Projektes angelegten Paludikulturen sind die ersten größeren auf Niedermoorböden im süddeutschen Raum. Schon aus früheren Versuchen deuteten sich Effekte für die Fauna an (z.B. Gaudig et al. 2014, Wichmann & Wichmann 2011). Da Paludikulturen potenziell erhebliche positive Effekte für bestimmte Arten entwickeln können, war es wichtig, die Flächen auf solche Effekte hin zu untersuchen. Dabei soll herausgearbeitet werden, inwieweit positive Nebeneffekte für bestimmte Artengruppen entstehen können, denn die hier entwickelten Paludikulturen dienen in erster Linie dem Klimaschutz sowie dem Nachweis ökonomisch relevanter Perspektiven und dienen nicht in erster Linie dem Naturschutz. Im Wesentlichen wurden Vögel, Heuschrecken und Laufkäfer eingehender untersucht. Daneben wurden auch Libellen betrachtet und es gelangen interessante Beibeobachtungen zu Säugetieren und Amphibien.

Heuschrecken

Als eine durch die Vegetationsstruktur, Bodenbeschaffenheit und das Mikroklima beeinflusste und zugleich relativ mobile Artengruppe eignen sich Heuschrecken als Indikatoren für die positiven Effekte von Paludikulturen auf die Biodiversität. Gerade in der Gruppe der Feuchtgrünland besiedelnden Arten finden sich viele bestandsgefährdete Arten (Schlumprecht & Waeber 2003). Zugleich bestehen bei entsprechendem Besiedlungspotenzial aus der Umgebung gute Chancen, entsprechende Effekte zeitnah nachweisen zu können. Heuschrecken sind gut untersucht und im Vergleich zu anderen Artengruppen einfach zu erfassen. Die Artenspektren können nicht nur nach Anzahl und Gefährdung beurteilt werden, sondern auch nach speziellen Ansprüchen mancher Arten wie Nutzungsabhängigkeit (z.B. Mahdzeitpunkt), Eiablageplätze oder notwendige Größe des Lebensraums (Schlumprecht & Waeber 2003). Das Untersuchungsdesign ist so

ausgelegt, dass in dem jeweils angrenzenden Grünland Vergleichsflächen untersucht werden, um das Besiedlungspotenzial nachzuweisen und einen Vergleich zu der Wirkung der Paludikulturen zu haben.

Laufkäfer

Laufkäfer haben bei Untersuchungen zu Feuchtgrünländern zum Teil gegenläufige Trends zu Heuschrecken und anderen Artengruppen gezeigt, so dass es sinnvoll ist, diese in eine entsprechende Betrachtung mit einzubeziehen. Aufgrund ihrer relativ hohen Artenzahl sind Laufkäfer besonders gut als Indikatoren für Habitatveränderungen geeignet (Koivula, 2011). So finden sich in dieser Artengruppe zahlreiche hochgradig stenotope Arten, insbesondere auch in Niedermooren (Müller-Motzfeld, 2005). Brose (2003) betrachtet zwei Hypothesen zur Artenvielfalt von Laufkäfern in Feuchtgebieten: die Abhängigkeit von der taxonomischen Diversität der Vegetation und die Abhängigkeit von der strukturellen Heterogenität der Vegetation. Die taxonomische Diversität zeigt bei Brose nur einen schwachen Effekt, wohingegen er die strukturelle Vielfalt als Ursache für 55% der Laufkäfer-Diversität identifiziert. Außerdem bevorzugen bei Brose große Laufkäfer dichte Vegetation, was ebenfalls eine Abhängigkeit von Struktur zeigt. Lessel et al. (2011) untersuchen im Rahmen des Integrierten Rheinprogramms die Auswirkungen von Überflutungen auf die Diversität von Laufkäfern. Sie stellen fest, dass die Anzahl hygrophiler Laufkäferarten mit gesteigerter Feuchtigkeit nach Überflutungen zunimmt, während die Anzahl der Individuen der jeweiligen Arten konstant bleibt. Ohne Überflutungen nimmt die Anzahl der Arten stark ab. Görn (2016) untersucht die Eignung verschiedener Bewirtschaftungsformen für den Schutz gefährdeter Niedermoortiergemeinschaften anhand von Vögeln, Tagfaltern, Heuschrecken und Laufkäfern. Görn et al. (2014) setzen sich mit der Frage auseinander, wie sich die verschiedenen Nutzungsregime Intensivgrünland, Feuchtwiese, Sommermahd, Wintermahd und Brache in ihren Habitateigenschaften unterscheiden. Sie zeigen, dass sich hohe und dichte Vegetation negativ auf Heuschrecken, aber positiv auf Laufkäfer auswirkt.

Libellen

In dem Moment, in dem Gräben und flache zumindest länger überflutete Niedermoorbereiche vorhanden sind, stellen sich Libellen ein. Darunter befinden sich potenziell wertgebende Arten, die hier Sekundärhabitats zum einen in den flach überstauten vegetationsreichen Fehlstellen und Randbereichen in den Paludikulturen finden und zum zweiten in den Gräben, in den Arten der Niedermoorquellbäche Ersatzlebensraum finden. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich wertgebende Arten einfinden, hängt von der Modifikation und Bewirtschaftung der Paludikulturen ab, so dass auch diese Artengruppe in die Betrachtungen mit einbezogen wurde.

Avifauna

Bestimmte lebensraumtypische und bestandsgefährdete Vogelarten profitieren von Paludikulturen. Beispielsweise ist das Vorkommen von Wasserrallen (*Rallus aquaticus*) und Blaukehlchen (*Luscinia svecica*) in Paludikulturen bekannt (Bauer et al. 2005). Andere Arten, die für Feuchtgrünländer typisch und bestandsgefährdet sind, halten Abstand von vertikalen Strukturen, so dass Meidungseffekte für Arten wie Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Großer Brachvogel (*Numenius arquata*) auftreten können. Um diese aus Naturschutzsicht ambivalenten Effekte beurteilen zu können, wurden avifaunistische Kartierungen im Rahmen des Projektes durchgeführt. Auf den Untersuchungsflächen im Freisinger Moos, Langenmosen und Riedhausen erfolgten Übersichtskartierungen nach dem Muster von Revierkartierungen, die den „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel in Mitteleuropa“ (Südbeck et al. 2005) entsprechen².

²Südbeck et al. (2005) definieren einheitliche Erfassungsstandards, die auf einer breiten fachlichen Basis in einem Gemeinschaftswerk des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten, der Vogelschutzwarten der Länder, des Bundesamtes für Naturschutz und einer Vielzahl von ehrenamtlichen Artspezialisten entstanden ist. Die Methode der Revierkartierung liefert genaue Angaben über die Anzahl und Verteilung von Brutrevieren in einem Wirkraum.

2.2.2.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Bei den faunistischen Erfassungen ging es im Wesentlichen darum, nachzuweisen ob naturschutzfachlich positive Synergieeffekte für die faunistische Biodiversität erkennbar sind. Effekte sollen im Vergleich zu angrenzenden Referenznutzungen wie Intensivgrünland oder ackerbauliche Nutzung auf Niedermoorböden bewertet werden.

Dabei sollen für die oben aufgeführten Artengruppen folgende Fragen geklärt werden:

- Wie artenreich sind Paludikulturen?
- Kommen bestandsgefährdete oder für Niedermoores lebensraumtypische Arten vor?
- Gibt es naturschutzfachlich bedeutende Arten, die durch Paludikulturen verdrängt werden?
- Welchen Einfluss haben die Art der Kultur und der Wasserstand auf die Zusammensetzung der Arten?
- Welchen Einfluss haben die Bewirtschaftungsweisen auf das Vorkommen von Arten?
- Sind bedeutende Begleitstrukturen identifizierbar, die einen wesentlichen Beitrag für positive faunistische Effekte leisten? Welche Bedeutung hat die Ausprägung solcher Strukturen für positive faunistische Effekte?

Aus der Beantwortung dieser Fragen lassen sich Empfehlungen für die Ausgestaltung von Paludikulturen ableiten, die einen naturschutzfachlich relevanten Beitrag für Biodiversitätsaspekte leisten sollen.

2.2.2.3 MATERIAL UND METHODIK

Die einzelnen Artengruppen wurden auf den Flächen in folgenden Jahren untersucht (Tabelle 17).

Tabelle 17 Darstellung wann welche Artengruppen auf welchen Probeflächen untersucht wurden. Abkürzungen: Freisinger Moos: FSM, Riedhausen: RH, Langenmosen: LM.

Untersuchungsjahr	Vögel			Heuschrecken			Laufkäfer		Libellen	
	FSM	LM	RH	FSM	LM	RH	FSM	LM	LM	RH
2017	X			X						
2018	X			X						
2019	X			X						
2020	X	X		X	X	X	X	X		
2021		X	X	X	X	X			X	X
2022		X		X	X				X	

Vögel

Für die Beurteilung des Vorkommens gefährdeter Vogelarten wurden im Vorfeld der Kartierungen folgende Daten ausgewertet:

- Artenschutzkartierung: ASK-Daten Stand Mai 2017 bis Mai 2022
- Mündliche Auskunft zum relevanten Artenbestand durch die Untere Naturschutzbehörde Landkreis Freising (Herr Schweiger und Herr Steiner, Januar 2016)
- Scholz (2015): Untersuchungen zu Bestand, Nistplatzwahl und Bruterfolg des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) und des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) und Ergreifung von Schutzmaßnahmen im Freisinger Moos 2015. – Nicht veröffentlichtes Gutachten.

Aus diesen Angaben geht hervor, dass die Arten Kiebitze und Große Brachvögel sowie Feldlerchen im Bereich der Untersuchungsflächen im Freisinger Moos aktuell nicht mehr regelmäßig vorkommen. In Langenmosen waren vor Beginn des Projektes Vorkommen von bestandsgefährdeten bodenbrütenden Vogelarten, insbesondere Kiebitz und Großer Brachvogel bekannt. Es erfolgte eine quantitative Erfassung des Brutvogelartenspektrums mittels einer Revierkartierung für bestandsbedrohte und gebietsbedeutsame Arten. Diese wurden im Ergebnis punktgenau mit Status (Brutverdacht/Brutnachweis) kartographisch dargestellt. Allgemein häufige Arten wurden qualitativ erfasst. Es erfolgten drei Begänge je Untersuchungsfläche an drei Terminen von April bis Juni bei windarmen, trockenem Wetter und im Zeitfenster zwischen Sonnenaufgang und 11 Uhr. Die Kartierflächen wurden so ausgewählt, dass Reviere, die nur zum Teil in den Paludikulturen lagen, vollständig erfasst wurden. Das heißt die Untersuchungsflächen waren deutlich größer als die eigentlichen Paludikulturen. Zwischen 22. Mai und 4. Juni 2022 wurden zum Nachweis von seltenen Rallen in Langenmosen zwei Horchboxen eingesetzt (Song Meter Mini). Von wertgebenden Arten wurden alle Sichtbeobachtungen berücksichtigt. Gesondert registriert wurden revieranzeigende Aktivitäten wie Gesang, Futter tragen, Revierkämpfe usw. In der Auswertung wurden die Einzelbeobachtungen möglichen Revieren zugeteilt. Stellen, an denen mehrfach Revieraktivitäten

festgestellt wurden oder Präsenz über eine längere Zeit festgestellt werden konnte, wurden im Ergebnis als Revier festgehalten (sog. „Papierreviere“). Dabei wurden die Wertungszeiträume nach Südbeck et al. (2005) berücksichtigt. Diese definieren u.a. Mindestabstände zwischen den einzelnen Beobachtungen, um wahrscheinliche Reviere zu identifizieren, als auch Maßstäbe zur Zuordnung der Art der Beobachtung. Es zeigte sich deutlich, welche Reviere besetzt waren und welche nur kurzfristig z.B. auf dem Durchzug verteidigt wurden. Die angewandte Kartiermethodik der Revierkartierung ist bei Südbeck et al. (2005) im Detail beschrieben und diente als Arbeitsgrundlage.

Laufkäfer

Die Hauptaktivitätszeit bei Laufkäfern beginnt überwiegend im April und endet im Oktober. Die Untersuchungen erfolgten mittels Barberfallen. Sie eignet sich, um bodengebunden lebende Arten nachzuweisen. Der Fallentyp lockt keine Tiere an und ist somit geeignet Aktivitätsdichten zu ermitteln. Im Freisinger Moos und in Langenmosen wurden jeweils drei Durchgänge durchgeführt. Der erste fand Ende April / Anfang Mai 2020 statt, der zweite Ende Juni / Anfang Juli 2020, der dritte Ende August/Anfang September 2020. Die Fangzeit betrug jeweils 14 Tage. Als Fangflüssigkeit wurde Wasser mit Ethylenglycol im Verhältnis 3:1 verwendet. Regen wurde durch eine einfache Dachkonstruktion aus Plexiglas abgeführt. Um den Fang von Wirbeltieren zu minimieren, wurden die Becher mit einem groben Gitter als Abdeckung versehen. Auf der Versuchsfläche im Freisinger Moos wurden 26 Barberfallen ausgebracht, in Langenmosen 34. Die Fallen werden stets in der Mitte der jeweiligen Vegetations-Versuchsflächen platziert. Die in die Untersuchung einbezogenen Flächenkategorien hingen von der Verfügbarkeit unterschiedlicher Habitate ab. Abbildung 33 zeigt die Verteilung der Fallenstandorte auf die Kategorien der Paludikulturen.

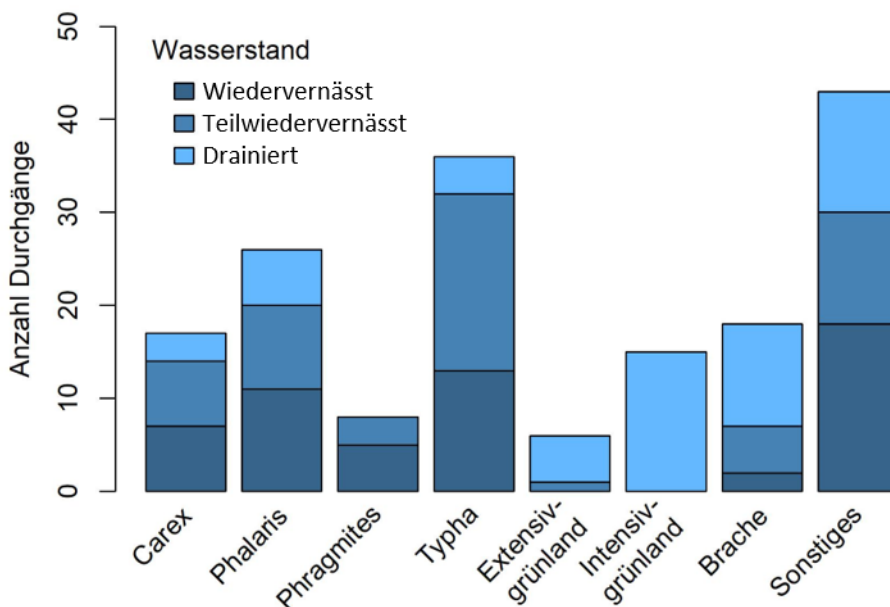


Abbildung 33 Verteilung der Fallenstandorte (Mehrfachnennung über die drei Fangperioden inklusive) für die Erfassung der Laufkäfer auf die angelegten Paludikulturen unterteilt nach untersuchten Wasserständen.

Die Fänge wurden nach Leerung im Labor sortiert und feucht gewogen (KERN 440-35A, Genauigkeit 0,01 Gramm). Für die Bestimmung wurden Binokularen (Nikon SMZ 745) und der Bestimmungsschlüssel von Trautner et al. 1984 sowie von Müller-Motzfeld 2004 verwendet. Es werden lediglich Imagos bestimmt. Seltene Arten wurden durch Herrn Dr. Müller-Kroehling und Herrn Peter Schäfer (*Amara (Zezea) chadoiri ssp. incognita*) nachbestimmt. Die Daten wurden dann mit Hilfe des Programms R ausgewertet. Es erfolgte eine überwiegend Deskriptive Datenanalyse. Daneben kam auch die Darstellung der Laufkäferdaten mittels einer Nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS) zum Einsatz (Package labdsv version 2.0-1, Kruskal 1964, Cox & Cox 1994).

Heuschrecken

Es wurden ausgewählte Transekte drei Mal je Jahr begangen. Jedes Transekt hat eine Länge von 10 m. Der Heuschreckenbestand 3 m rechts und links der Transektlinie wurde ergänzend durch Kescherfang akustisch erfasst. In der Folge beziehen sich die ermittelten Individuenzahlen auf 30 m² große Probeflächen. Im Freisinger Moos wurden 36 Transekte, in Riedhausen 20 und in Langenmosen 18 Transekte also in Summe 74 Transekte begangen. Bei den Kartierungen wurden singende Männchen entlang der Transekte erfasst. Für leise oder sehr hoch rufende Arten wurde ein Batcorder eingesetzt. Zusätzlich wurden sehr leise oder nicht singende Arten auch visuell erfasst. Dazu wurde die Anzahl der flüchtenden Individuen notiert. Die Kartierungen erfolgten bei sonnigem und windstillem Wetter und im Zeitfenster zwischen 10:30 und 16:00 Uhr. Der Zeitpunkt der Kartierungen war geeignet, das jeweils maximale Auftreten der hier relevanten Heuschreckenarten zu erfassen. Neben den Heuschrecken selbst wurden die Strukturparameter Vegetationshöhe (Zollstock) und Vegetationsdichte (gezählte Stabkontakte) auf jedem Transekt erfasst. Für die Ergebnisdarstellung wurde für jede Art und jedes Transekt das jeweilige Maximum der drei Begänge verwendet. Die Daten wurden analog wie die Laufkäferdaten ausgewertet (s.o.).

Libellen

Die Libellenfauna wurde am Standort Langenmosen untersucht. 2021 und 2022 fanden jeweils drei Begänge an geeigneten Gewässerstrukturen statt. Dabei erfolgte die Aufzeichnung von Imagos an geeigneten Gewässerstrukturen an drei Terminen in den Monaten Juni, Juli und August bei sonnigem und windstillem Wetter und im Zeitfenster zwischen 10:30 und 16 Uhr. Es wurden Strukturparameter wie Vegetationsdeckung im und randlich zum Gewässer, Gewässertiefe, Gewässersubstrat und ggf. Fließgeschwindigkeit erfasst. Nachweise, die auf Bodenständigkeit hinweisen, wie Eiablagen wurden gesondert erfasst.

2.2.2.4 ERGEBNISSE

Vögel

Tabelle 18 Artenzahlen, die durch die ornithologischen Erfassungen ermittelt werden konnten. Tabelle 18 fasst die Kartiererergebnisse zusammen. Insgesamt konnten 95 Vogelarten nachgewiesen werden. Von diesen wiesen 39 Arten einen direkten Zusammenhang zu den Paludikulturen auf: Sei es als Brutvögel, Nahrungsgäste oder Durchzügler, die die Flächen zur Nahrungsaufnahme genutzt haben. Von den Arten mit Zusammenhang zu den Paludikulturen konnten 37 Arten in Langenmosen, 21 Arten im Freisinger Moos und 3 Arten auf der Fläche bei Riedhausen nachgewiesen werden. Tabelle 70 im Anhang fasst das Vorkommen aller nachgewiesenen Arten auf den Untersuchungsflächen zusammen. Von den nachgewiesenen Vogelarten konnten 42 als Brutvögel dokumentiert werden (Tabelle 71 im Anhang). Tabelle 19 fasst die ermittelten Artenzahlen bei den Brutvögeln zusammen.

Tabelle 18 Artenzahlen, die durch die ornithologischen Erfassungen ermittelt werden konnten.

Probefläche	Gesamtartenzahl	Arten mit Zusammenhang zu Paludikulturen	davon RLB - V	davon RLB - 3	davon RLB - 2	davon RLB - 1	davon RLB - 0
Langenmosen	67	37	4	4	2	4	2
Freisinger Moos	61	21	5	2		1	-
Riedhausen	5	3	-	1	1	-	-
alle Flächen zu- sammen	95	39	5	4	2	4	2

RLB - Rote Liste Bayern (Rudolph et al. 2016), 0 - Ausgestorben oder verschollen, 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste.

Tabelle 19 Artenzahlen bei den Brutvögeln, die durch die ornithologischen Erfassungen ermittelt werden konnten.

Probefläche	Gesamtartenzahl der Brutvögel	Arten mit				
		Zusammenhang zu Paludikulturen	davon RLB - V	davon RLB - 3	davon RLB - 2	davon RLB - 1
Langenmosen	18	12		3	1	2
Freisinger Moos bei Riedhausen	28	0		-	-	-
alle Flächen zusammen	5	3		-	1	-
	42	13		3	2	2

RLB - Rote Liste Bayern (Rudolph et al. 2016), 0 - Ausgestorben oder verschollen, 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste.

Tabelle 20 fasst die Brutdichten relevanter Arten bezogen auf die wichtigsten Typen der Paludikulturen zusammen. Sie gibt ebenso wider, wie der Trend der Besiedelung über den Kartierzeitraum von 2020 bis 2022 war.

Tabelle 20 Durchschnittliche Dichten relevanter Brutvogelarten auf der Versuchsfläche in Langenmosen und angrenzenden Referenzflächen.

wiss. Artnamen	deutscher Artnamen	RL BY	RL D	<i>Typha</i>	<i>Carex</i>	Rohrglanzgras - nass mit Überstau	Rohrglanzgras - ohne Überstau	Intensivgrünland	Feuchtgrünlandbrache	Acker auf Niedermoorboden	Trend in den Paludikulturen
Flächengröße im Untersuchungsgebiet in ha				0,41	0,42	0,79	2,01	7,90	1,11	12,01	
<i>Coturnix coturnix</i>	Wachtel	3	n.g.	-	1,60	0,42	-	0,04	-	-	Zunahme
<i>Porzana porzana</i>	Tüpfelralle	1	1	-	0,80	-	-	-	-	-	Zunahme
<i>Gallinula chloropus</i>	Teichhuhn	n.g.	V	0,81	-	-	-	-	-	-	Zunahme
<i>Vanellus vanellus</i>	Kiebitz	2	2	1,61	3,21	0,85	0,33	0,04	0,30	0,36	Abnahme
<i>Charadrius dubius</i>	Flussregenpfeifer	3	n.g.	-	-	0,42	-	-	-	-	Abnahme
<i>Alauda arvensis</i>	Feldlerche	3	3	-	0,80	-	0,17	0,08	-	0,53	Abnahme
<i>Acrocephalus palustris</i>	Sumpfrohrsänger	n.g.	n.g.	0,81	-	-	0,17	-	-	-	Zunahme
<i>Luscinia svecica</i>	Blaukehlchen	n.g.	V	2,42	0,80	1,27	-	-	-	-	Zunahme
<i>Motacilla flava</i>	Wiesenschafstelze	n.g.	n.g.	2,42	0,80	0,85	0,33	0,04	0,90	0,17	Zunahme
<i>Anthus pratensis</i>	Wiesenpieper	1	V	-	2,40	-	-	-	-	-	gleichbleibend
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Rohrhammer	n.g.	n.g.	4,83	-	1,27	-	-	-	-	Zunahme

RLB - Rote Liste Bayern (BayLfU 2016), 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste, n.g. - nicht gefährdet. die Zahlen geben an: Revierdichte pro ha pro Jahr.

Unter den angelegten Paludikulturen weist Rohrkolben hohe Dichten bei Kiebitz (im zeitigen Frühjahr, niedrig abgeerntet), Sumpfrohrsänger, Blaukehlchen, Wiesenschafstelze und Rohrhammer auf. In den Seggen-Beständen erreichten Wachtel, Tüpfelralle, Kiebitz, im ersten Jahr auch Feldlerche sowie Wiesenschafstelze und Wiesenpieper höhere Dichten. Rohrglanzgras zeigte bei Überstau und vegetationsarmen Fehlstellen und bei abgeerntetem Zustand im Frühjahr gewisse Dichten bei Wachtel, Kiebitz, Blaukehlchen, Wiesenschafstelze und Rohrhammer. Geringe Dichten oder keine Nachweise zeigte Rohrglanzgras ohne Überstau und ohne Fehlstellen. Im Vergleich zu den typischen Kulturen des Bayerischen Donaumooses zeigten Intensivgrünland und Äcker auf Niedermoorböden geringere Dichten als Seggen-, Rohrkolben- und überstaute Rohrglanzgrasbestände, auch wenn Intensivgrünland und Äcker auf Moorböden größere Populationsanteile von Kiebitzen, Feldlerchen und Wiesenschafstelzen aufweisen. Über den

Untersuchungszeitraum zeigten von den relevanten Arten sieben Arten Zunahmen, eine Art blieb gleich und drei Arten zeigten Abnahmen. Zugenommen haben Arten die auf höhere Vegetationsstrukturen angewiesen sind. Abgenommen haben Kiebitz, Flussregenpfeifer und Feldlerche. Die Brutdaten von Kiebitzen konnten teilweise auf den Paludikulturen in Langenmosen erfasst werden (Tabelle 21).

Tabelle 21 Erfasste Brutdaten von Kiebitzen auf den Paludikulturen in Langenmosen.

Jahr	Brutplatz in Paludikultur	Anzahl Eier	Anzahl geschlüpfte Junge	Anzahl Flüge Junge
2020	feuchte Brache	4	>1	?
2020	Rohrglanzgras	?	3	?
2020	Rohrglanzgras	?	>1	?
2021	Rohrglanzgras	?	3	?
2021	Rohrglanzgras	4	4	>3
2021	Rohrglanzgras	?	>1	?
2022	Rohrglanzgras	4	?	?
2020	Rohrkolben	4	4	>2
2020	Rohrkolben	4	>1	?
2022	Rohrkolben	4	>1	>2
2021	Seggen	3	3	>2

Laufkäfer

Insgesamt konnten 56 Laufkäferarten nachgewiesen werden, davon 12 Arten, die auf der Roten Liste Bayerns (Lorenz & Fritze 2020) aufgeführt sind. 15 Arten mit Lebensraumbindung an Moorlebensräume (Klaiber et al. 2017) konnten nachgewiesen werden. Deutschlandweit sind 553 und bayernweit 489 Laufkäferarten nachgewiesen (Lorenz & Fritze 2020). Tabelle 72 im Anhang fasst die Funde zusammen. Die Summen der Arten sind in den Paludikulturentypen ähnlich wie in den angrenzenden Extensiv- und Intensivgrünländern oder Brachen. Ähnliches gilt für die Summe der Arten mit Lebensraumbindung. Die Summen der gefährdeten Arten ist in Paludikulturen durchschnittlich höher (Tabelle 22).

Tabelle 22 Die Anzahl der Laufkäferarten bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.

Vegetationstyp	Artenzahl	stenotop	RLB
Carex	18	2	1
Phalaris	27	4	5
Phragmites	14	4	4
Typha	29	8	5
Extensivgrünland	19	3	1
Intensivgrünland	18	4	2
Brache	21	4	3
Sonstiges	37	7	4

RLB: Rote Liste Bayern (Lorenz & Fritze 2020); zur Ordnung zu Stenotopie aus Klaiber et al. (2017)

Wenn man jedoch je Fallenleerung die durchschnittliche Anzahl der Arten betrachtet, wird deutlich, dass Paludikulturen im Durchschnitt deutlich artenärmer sind als angrenzende Grünländer oder Brachen (Abbildung 34a). Betrachtet man die Biomasse der Laufkäfer, so ergibt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 34b)

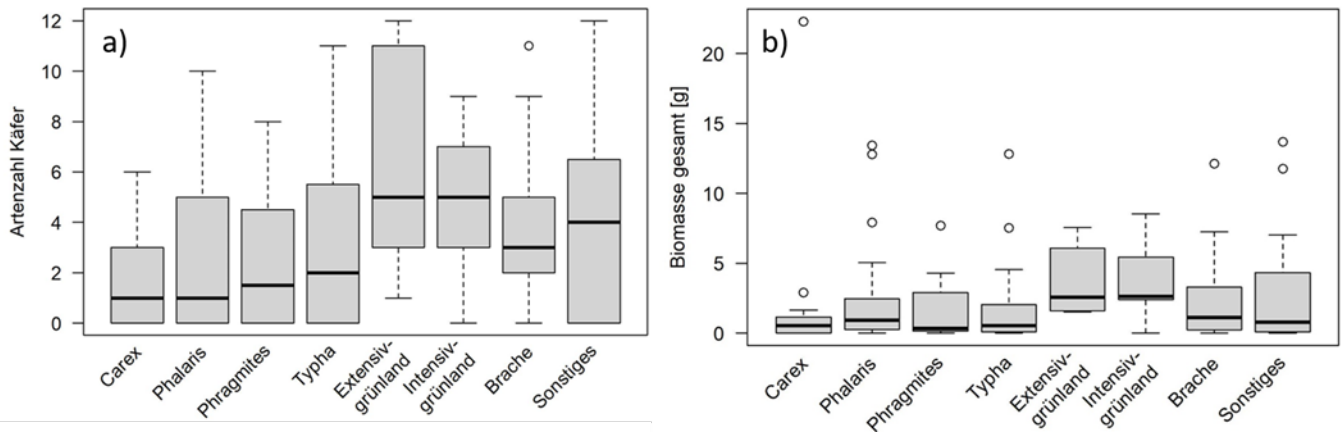


Abbildung 34 a) Durchschnittliche Zahl der Laufkäferarten je Fallenleerung bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen. b) Gesamtbiomasse der Laufkäferarten je Fallenleerung bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.

Die Anzahl der Arten mit hoher Lebensraumbindung (Klaiber et al. 2017) war in Rohrkolbenbeständen am höchsten (Abbildung 35a). Die Anzahl der gefährdeten Laufkäferarten (Lorenz & Fritze 2020) pro Vegetationstyp war insgesamt einstellig. In Rohrglanzgras, Schilf und Rohrkolbenbeständen fanden sich etwas mehr gefährdete Arten (Abbildung 35b). Rohrglanzgras, Schilf und extensive Grünländer wiesen die höchsten Anteile der Flächen auf, auf der mindestens eine gefährdete Art nachgewiesen wurde (Abbildung 36).

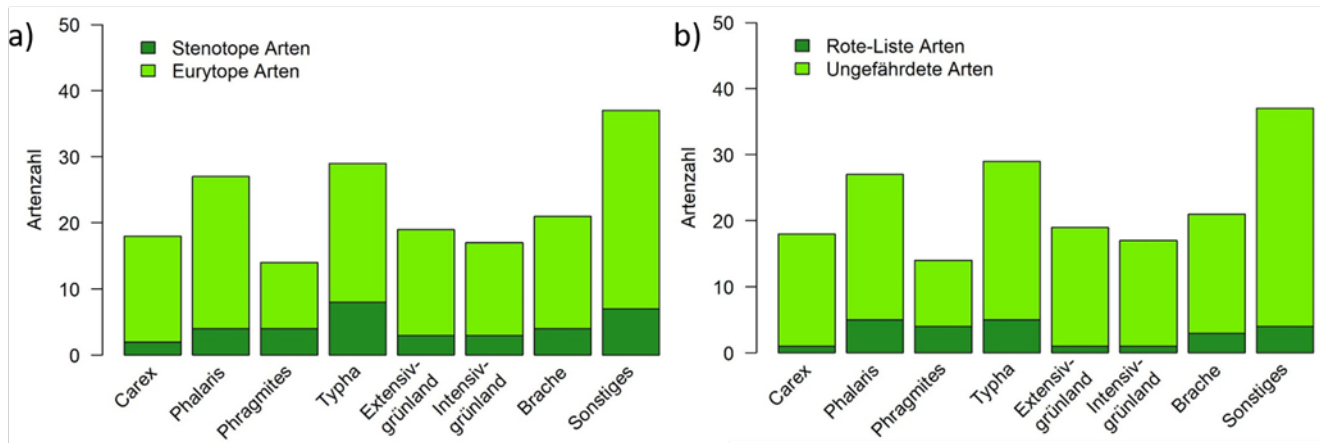


Abbildung 35 a) Summen der Laufkäferarten aufgegliedert nach Arten mit geringer (eurytope) und hoher (stenotope) Lebensraumbindung bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen. b) Summen ungegefährdeter und gefährdeter Laufkäferarten bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.

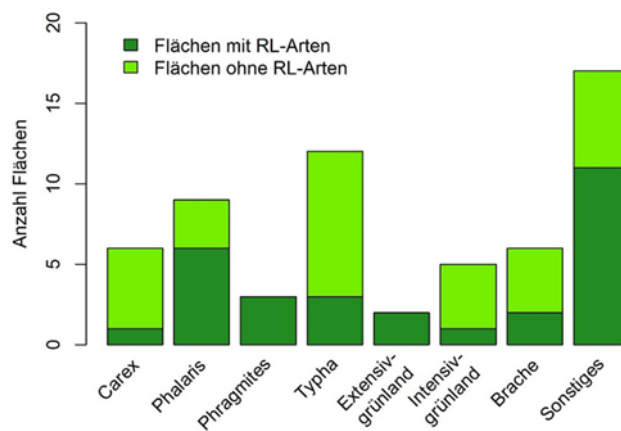


Abbildung 36 Anzahl der untersuchten Fallenleerungen, unterteilt nach Leerungen ohne und mit Nachweis von gefährdeten Laufkäferarten bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen.

Grundsätzlich war die Anzahl der Laufkäferarten je Fallenleerung höher je trockener die untersuchten Flächen waren (Abbildung 37a). Das gleiche Muster ergab sich für die Biomasse der Laufkäfer je Fallenleerung (Abbildung 37b).

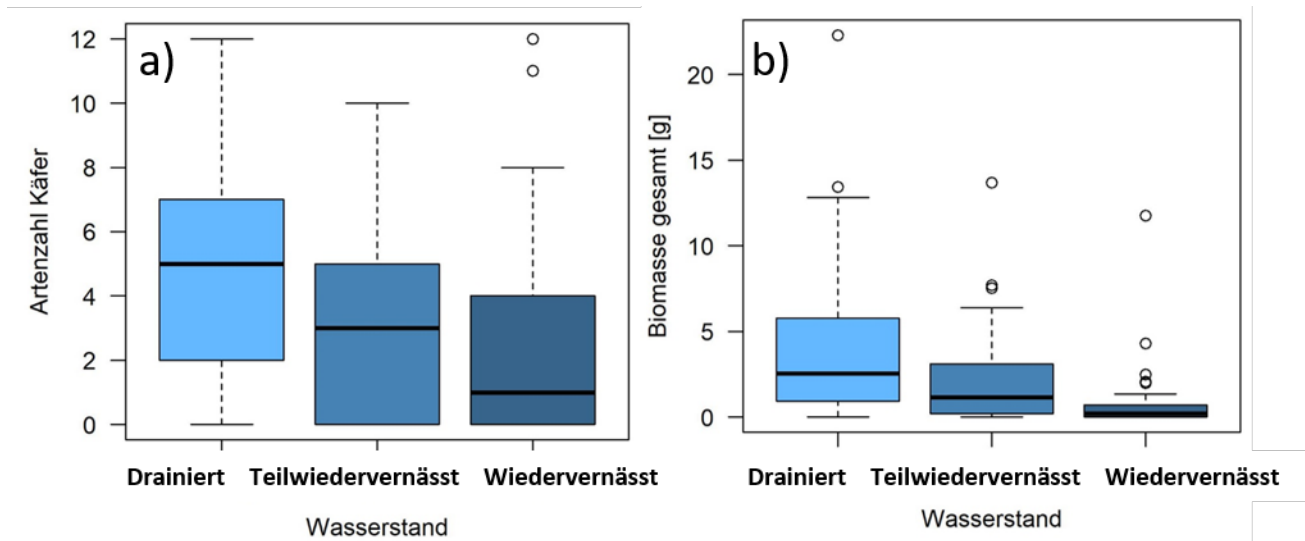


Abbildung 37 Durchschnittliche Anzahl der Laufkäferarten (a) und die durchschnittliche Biomasse von Laufkäfern (Abtropfgewicht, b) je Fallenleerung bezogen auf die untersuchten Wasserstandsstufen.

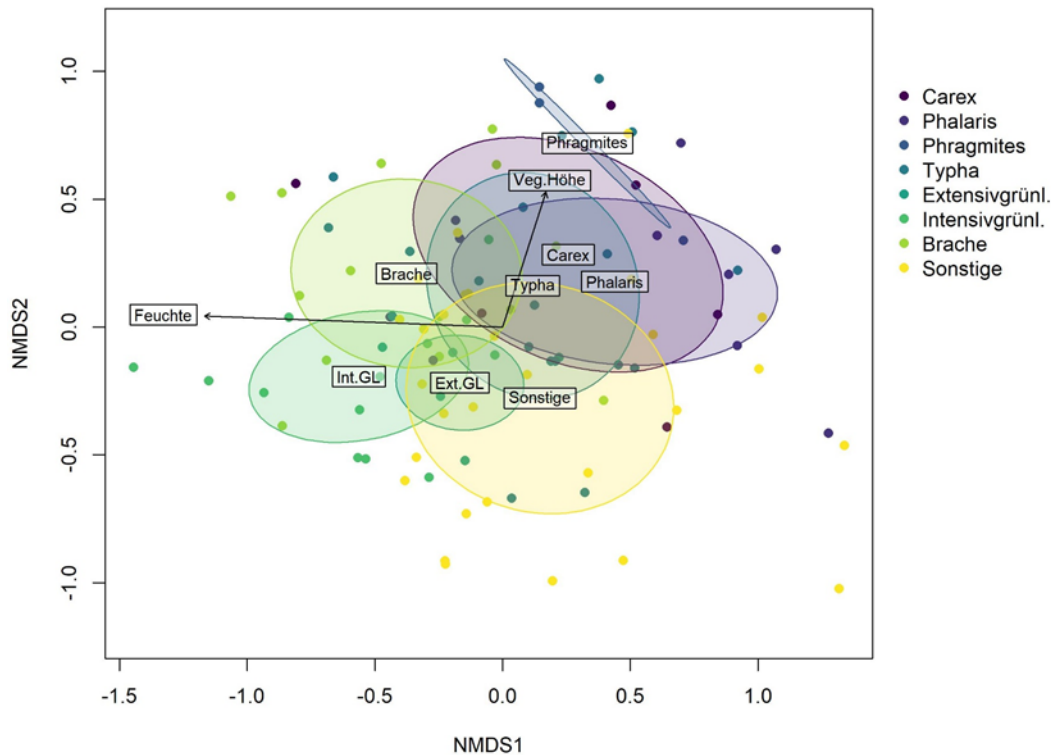


Abbildung 38 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS), welche die Artengemeinschaften der Laufkäfer je Fallenstandort darstellt.

Stellt man die Artengemeinschaft der Laufkäfer der Fallenleerungen in einer Nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) gegenüber, so zeigt sich, dass die Artenzusammensetzung wesentlich von Feuchte und Vegetationstyp beeinflusst wird (Abbildung 38). Im Ergebnis unterscheiden sich die Paludikulturen von den umgebenden Vergleichskulturen wie Intensivgrünland, Brache und Extensivgrünland deutlich. Je weiter die Punkte auseinanderliegen, desto unterschiedlicher sind die Artengemeinschaften. Die Pfeile zeigen in die Richtung der schnellsten Änderung der Umweltvariablen. Oft wird dies als Richtung des Gradienten bezeichnet. Die Länge des Pfeils/der Pfeile ist proportional zur Korrelation zwischen Ordination und Umweltvariable. Oft wird dies als Stärke des Gradienten bezeichnet.

Explizit erwähnenswert ist der Fund der Art *Amara (Zezea) chaudiroi ssp. incognita*. Diese gilt in Bayern als ausgestorben. Der letzte dokumentierte Nachweis ist in der Roten Liste der Laufkäfer für Bayern auf 1924 datiert (Lorenz & Fritze 2020).

Bei den Untersuchungen wurde diese Art auf den Flächen der Intensivwiese in Langenmosen entlang eines wasserführenden Grabens direkt angrenzend an die untersuchte Paludikulturfläche nachgewiesen.

Heuschrecken

Insgesamt konnten 12 Heuschreckenarten nachgewiesen werden, davon 2 Arten, die auf der Vorwarnliste der Roten Liste Bayerns (Voith et al. 2016) aufgeführt sind. Bayernweit sind 73 Heuschreckenarten nachgewiesen (Voith et al. 2016). Tabelle 23 fasst die Funde zusammen. Es wird deutlich, dass die Heuschreckenfauna innerhalb der Paludikulturen wenig differenziert und eher artenarm sowie arm an gefährdeten Arten ist.

Tabelle 23 Liste der nachgewiesenen Heuschreckenarten auf den Probeflächen Langenmosen, Freisinger Moos und bei Riedhausen mit Darstellung, in welchen der untersuchten Vegetationstypen diese Arten nachgewiesen wurden.

Art	deutscher Name	RLB									
			Carex	Phalaris	Phragmites	Typha	Extensivgrünland	Intensivgrünland	Brache	Graben	
<i>Conocephalus fuscus</i>	Langflügelige Schwertschrecke	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Metrioptera roeselii</i>	Rösels Beißschrecke	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gryllus campestris</i>	Feldgrille	V	-	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Tetrix undulata</i>	Gemeine Dornschröcke	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Chrysochraon dispar</i>	Große Goldschrecke	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Euthystira brachyptera</i>	Kleine Goldschrecke	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	Weißrandiger Grashüpfer	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus dorsatus</i>	Wiesengrashüpfer	V	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus parallelus</i>	Gemeiner Grashüpfer	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Nachtigallgrashüpfer	-	-	-	X	-	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus brunneus</i>	Brauner Grashüpfer	-	-	X	-	-	X	X	X	X	-
Anzahl Arten gesamt			8	9	9	8	10	10	12	9	

RLB: Rote Liste Bayern (Voith et al. 2016)

Im Durchschnitt zeigten sich die Artenzahlen je Probetranspekt in den Paludikulturen deutlich niedriger als in den verglichenen Grünländern, Brachen und Hochstaudenfluren entlang von Gräben (Abbildung 39a). Dieser Befund gilt auch für die Individuendichten (Abbildung 39b). Die Heuschreckenfauna ist wesentlich von der Vegetationshöhe und -dichte beeinflusst. Während die Vegetationsdichte hinsichtlich der Individuenzahl je Probetranspekt keinen eindeutigen Trend zeigt, nimmt die Anzahl der Arten sowie die Individuenzahl mit zunehmender Vegetationsdichte und Vegetationshöhe deutlich ab (nicht dargestellt).

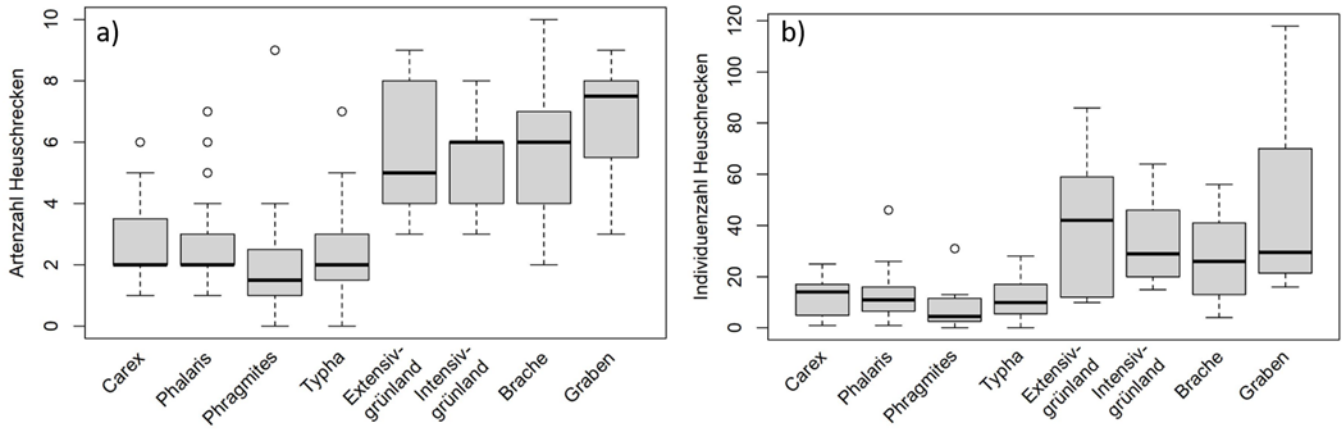


Abbildung 39 Durchschnittliche Zahl der Heuschreckenarten je Probetranssekt bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen (a). Durchschnittliche Zahl der Heuschreckenindividuen je Probetranssekt bezogen auf die untersuchten Vegetationstypen (b).

Stellt man die Artengemeinschaft der Heuschrecken der Transektbegehungen in einer Nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) gegenüber, so zeigt sich, dass die Artenzusammensetzung wesentlich von der Vegetationshöhe beeinflusst wird (Abbildung 40). Im Ergebnis unterscheiden sich die Paludikulturen von den umgebenden Vergleichskulturen wie Intensivgrünland, Extensivgrünland, Brache und Grabensaumvegetation deutlich.

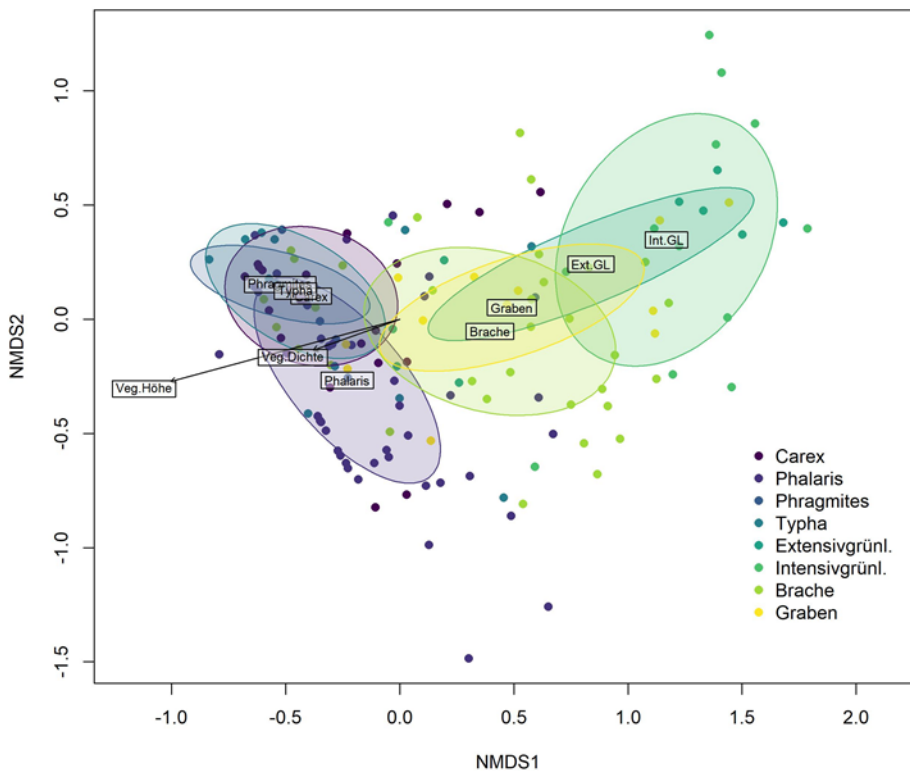


Abbildung 40 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS), welche die Artengemeinschaften der Heuschrecken je Probetranssekt darstellt.

Je weiter die Punkte auseinanderliegen, desto unterschiedlicher sind die Artengemeinschaften. Die Pfeile zeigen in die Richtung der schnellsten Änderung der Umweltvariablen. Oft wird dies als Richtung des Gradienten bezeichnet. Die Länge des Pfeils/der Pfeile ist proportional zur Korrelation zwischen Ordination und Umweltvariable. Oft wird dies als Stärke des Gradienten bezeichnet. Im Vergleich zu umgebenden Grünländern waren Kurzfühlerschrecken wesentlich weniger in Paludikulturen vorhanden. Dies betraf vor allem Weißrandige Grashüpfer (*Chorthippus albomarginatus*), Wiesengrashüpfer (*C. dorsatus*), Gemeinen Grashüpfer (*C. parallelus*) und Nachtigallgrashüpfer (*C. biguttulus*). Langfühlerschrecken waren hingegen in

teilweise hohen Dichten und vor allem durch die Langflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus fuscus*) und Rösels Beißschrecke (*Metrioptera roeselii*) vorhanden (Abbildung 41a & b).

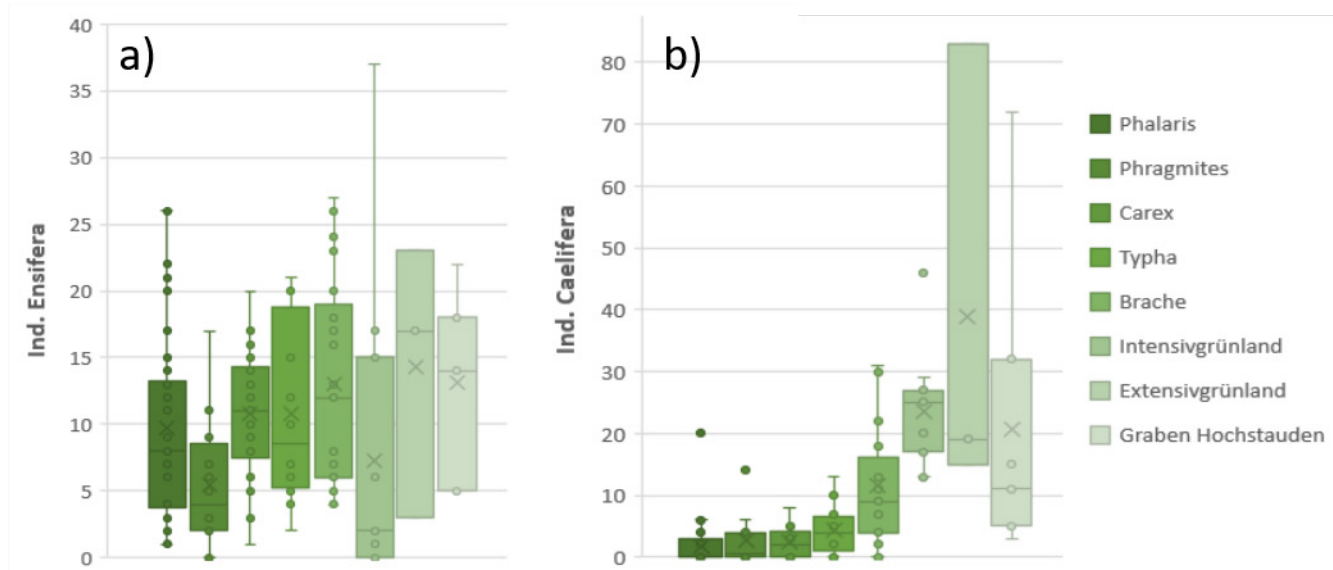


Abbildung 41 a) Verteilung der Individuendichten der Langfühlerschrecken in den untersuchten Vegetationstypen. b) Verteilung der Individuendichten der Kurzfühlerschrecken in den untersuchten Vegetationstypen.

Libellen

Libellen wurden durch Beibeobachtungen und im Jahr 2022 gewässerweise auf der Untersuchungsfläche in Langenmosen erfasst. Insgesamt konnten 15 Libellenarten beobachtet werden. Die ermittelten Maximalwerte sind in Tabelle 24 dargestellt. Tabelle 25 schlüsselt die vorgefundenen Artvorkommen nach den vorgefundenen Gewässertypen auf.

Tabelle 24 Libellen auf den untersuchten Flächen. Ermittelte Maximalwerte 2021 und 2022.

Art wiss.	Art deutsch	RL. Bay	RL D.	Freising	Langenmosen	Riedhausen
<i>Anax imperator</i>	Große Königslibelle	-	-	-	2	-
<i>Aeshna affinis</i>	Südliche Mosaikjungfer	-	-	-	2	3
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer	-	-	-	10	-
<i>Coenagrion ornatum</i>	Vogel-Azurjungfer	2	2	-	2	-
<i>Ischnura elegans</i>	Große Pechlibelle	-	-	3	5	-
<i>Orthetrum brunneum</i>	Südlicher Blaupfeil	-	-	-	10	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	Großer Blaupfeil	-	-	5	10	-
<i>Orthetrum coerulescens</i>	Kleiner Blaupfeil	3	V	-	15	-
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch	-	-	-	2	-
<i>Libellula fulva</i>	Spitzenfleck	V	-	-	5	-
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Vierfleck	-	-	-	6	-
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	Sumpf-Heidelibelle	1	1	-	4	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle	-	-	10	30	15
<i>Sympetrum striolatum</i>	Große Heidelibelle	-	-	-	2	-
<i>Sympetrum vulgatum</i>	Gemeine Heidelibelle	-	-	5	30	5

Datengrundlage: Eigene Bestandsaufnahmen. RLB - Rote Liste Bayern (BayLfU 2017), RLD - Rote Liste Deutschland (Ott et al. 2015), 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste. Sortierung nach wissenschaftlichen Artnamen.

Tabelle 25 Libellen auf den untersuchten Flächen. Ermittelte Maximalwerte 2021 und 2022.

Art wiss.	Art deutsch	RL. Bay	RL D.	Gräben	flache Senken, Fehlstellen, große Fahrspuren
<i>Anax imperator</i>	Große Königslibelle	-	-	-	X
<i>Aeshna affinis</i>	Südliche Mosaikjungfer	-	-	-	X
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer	-	-	B	B
<i>Coenagrion ornatum</i>	Vogel-Azurjungfer	2	2	X	-
<i>Ischnura elegans</i>	Große Pechlibelle	-	-	B	B
<i>Orthetrum brunneum</i>	Südlicher Blaupfeil	-	-	B	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	Großer Blaupfeil	-	-	X	B
<i>Orthetrum coerulescens</i>	Kleiner Blaupfeil	3	V	B	-
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch	-	-	-	X
<i>Libellula fulva</i>	Spitzenfleck	V	-	X	-
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Vierfleck	-	-	-	X
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	Sumpf-Heidelibelle	1	1	-	X
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle	-	-	B	B
<i>Sympetrum striolatum</i>	Große Heidelibelle	-	-	-	B
<i>Sympetrum vulgatum</i>	Gemeine Heidelibelle	-	-	B	B

Datengrundlage: Eigene Bestandsaufnahmen. RLB - Rote Liste Bayern (BayLfU 2017), RLD - Rote Liste Deutschland (Ott et al. 2015), 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste. Sortierung nach wissenschaftlichen Artnamen. X = Anwesenheit festgestellt; B = Bodenständigkeit wahrscheinlich oder festgestellt

Amphibien

Neben den größeren Vorkommen von Teichfrosch (*Pelophylax kl. esculentus*) und Seefrosch (*Rana ridibunda*) in den Paludikulturen von Langenmosen brachten die Untersuchungen mittels Horchboxen, die für den Nachweis von Vögeln aufgehängt waren, im Zeitraum zwischen 22.05.2022 und 04.06.2022 ein größeres Kreuzkrötenvorkommen (*Epidalea calamita*) zutage.

Säugetiere

Am 23. April 2022 konnte am Rand des Typha-Bestandes³ in Langenmosen das besetzte Nest einer Zwergmaus gefunden werden. Die Art gilt in Bayern als gefährdet (BayLfU, 2017).

2.2.2.5 DISKUSSION

Im Folgenden werden die Ergebnisse hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Optimierung von Paludikulturen für positive Biodiversitätsaspekte beleuchtet.

Bedeutung von Paludikulturen für die Avifauna

Die Untersuchungen konnten zeigen, dass Paludikulturen unter gewissen Voraussetzungen Potenzial für die Besiedlung durch bestandsgefährdete Vogelarten bieten. Dabei kommt es wesentlich auf die Flächenkonfigurationen an. So wurden auf den Paludikulturen im Freisinger Moos 2017 bis 2020 keine Brutvögel nachgewiesen. Dies dürfte in erster Linie durch rege Forschungsaktivität begründet sein, die in Kombination mit der Kleinflächigkeit der Probeflächen verhindert, dass sich Vogelarten ansiedeln. Die angrenzende Avifauna ist durch Gehölz-besiedelnde Arten gekennzeichnet. Ein Einfluss der Paludikulturen auf die Avifauna lässt sich nicht ableiten. Auch auf den Flächen bei Riedhausen konnten kaum relevante Artvorkommen nachgewiesen werden. Auch diese Flächen sind in ihren flächigen Ausdehnungen zu begrenzt, um eine Wirkung auf die Avifauna zu entfalten. Zudem scheinen reine Rohrglanzgraskulturen kaum für Vogelarten von Bedeutung zu sein, solange keine überstauten oder offenen Flächen verfügbar sind. Dies verändert sich mit der Einbeziehung von Gehölzen (hier ein Brutvorkommen von Bluthänflingen) oder Gräben (z.B. Brutvorkommen von Sumpfrohrsängern). Ganz anders stellen sich die Flächen in Langenmosen dar. Grundsätzlich weisen die untersuchten Paludikulturen im Vergleich zu angrenzend vorherrschenden Acker- und Intensivgrünlandkulturen keine geringere Zahl von Vogelarten auf. In Langenmosen konnten 12 Arten

³ KOORDINATEN: 48.62555789312595, 11.2162195721514

mit direktem Zusammenhang zu den Paludikulturen nachgewiesen werden. Hinsichtlich lebensraumtypischer und bestandsgefährdeter Arten lassen sich folgende Rückschlüsse ziehen:

Wachtel (*Coturnix coturnix*): Wachteln besiedeln strukturreiches Feuchtgrünland, wenn es reich an krautigen Nahrungspflanzen ist und lückige Vegetationsbestände aufweist (Bauer et al. 2005). Abhängig von der Vegetationsstruktur im Frühjahr könnten großflächige Paludikulturen dieser Art grundsätzlich Lebensraum bieten. Bei den Untersuchungen konnten jedes Jahr singende Wachtelmännchen festgestellt werden. Dabei wurden mit den Seggen- und den überstauten Rohrglanzgraskulturen Bestände aufgesucht, die zumindest zu Beginn der Brutzeit eine günstige, das heißt lückige Struktur mit feuchten Stellen aufwiesen. Die Meidung der hoch aufgewachsenen Rohrglanzgrasbestände und der Rohrkolbenbestände lassen ableiten, dass für das Vorkommen von Wachteln zu Beginn der Brutzeit ein niedriger und lückiger Vegetationsstand vorteilhaft ist. Die Lücken entstehen durch Überstau beispielsweise in den Fahrrinnen. Ob es zu Bruten auf der Probefläche in Langenmosen kam, lässt sich aus den Untersuchungen nicht ableiten.

Rohrweihe (*Circus aeruginosus*): Ein Rohrweihenpaar konnte regelmäßig auf der untersuchten Fläche in Langenmosen festgestellt werden. Eine erfolgreiche Brut konnte nicht nachgewiesen werden. Ein Brutvorkommen lag jedes Untersuchungsjahr westlich der Untersuchungsflächen. Bei ungestörter Vegetationsentwicklung ist damit zu rechnen, dass Rohrweihen in Rohrkolben- und Schilfbeständen erfolgreich brüten können. Voraussetzung wäre hier, dass in gewissen Umfang Rohrkolbenbestände über den Winter stehen bleiben und im April zu Beginn der Brutzeit als potenzielle Brutstandorte zur Verfügung stehen. Diese müssten dann auch bis in den Juli hinein relativ ungestört stehen bleiben. Dies ist wahrscheinlich in den überwiegenden Fällen der Nutzung von Rohrkolben nicht möglich, bzw. bedürfte eines eigenen Nistmonitorings, bei den Bruten von der Ernte ausgespart bleiben. Dies scheint nicht zwingend praktikabel zu sein, weshalb Paludikulturen zwar als Nahrungsflächen für Rohrweihen in Frage kommen, weniger jedoch als Brutplatz.

Tüpfelralle (*Porzana porzana*): Zwischen 22.05. und 04.06.2022 konnte durch den Einsatz von Horchboxen ein ausdauernd singendes Tüpfelrallemännchen in den Carex-Beständen festgestellt werden. Die Art gilt in Bayern als vom Aussterben bedroht (Rudolph et al. 2016). Da dieses Tier bis zum Ende der Aufnahmen kontinuierlich sang, ist eher nicht von einer Verpaarung auszugehen. Tüpfelralen könnten nasse Carex-Bestände als Ersatzlebensraum annehmen. Die Brutzeit dieser Art erstreckt sich von Mitte April bis Ende Juli (Bauer et al. 2005). Für eine erfolgreiche Brut dürften in dieser Zeit keine regelmäßigen Störungen und keine Ernte auftreten.

Kiebitz (*Vanellus vanellus*): Auffällig ist das starke Vorkommen von Kiebitzen auf den Probeflächen in Langenmosen. Regional stellt die Fläche ein Kernvorkommen für die Art dar. Zugleich haben Kiebitze auf den Untersuchungsflächen in den Paludikulturen recht hohen Bruterfolg, zumindest von den Daten her, die ermittelt werden konnten (nicht alle Bruten konnten bis zum Flüge werden der Jungen verfolgt werden). Während auf benachbarten Ackerkulturen zur Brutzeit regelmäßige Befahrungen und Bodenbearbeitungsschritte erforderlich sind, die mit Brutverlusten einhergehen, war dies bei den Paludikulturen nicht der Fall. Zudem standen die Flächen zum Zeitpunkt der Brut entweder vor erneuter Einsaat und waren somit sehr kurzgrasig (z.B. Rohrglanzgras) oder sie standen vor dem Auflaufen und waren z.T. mit Streu überdeckt (z.B. Rohrkolben). Die feuchte Brache war 2020 strukturell kurz und lückig. In diesem Zustand bieten die feuchten Bodenverhältnisse in Kombination mit strukturierter aber niedriger Vegetation sehr günstige Voraussetzungen für Kiebitze. In der Folge kamen die großen Erstbruten (in der Regel 4 Eier) zum Schlupf, was in einer erhöhten Reproduktionsrate mündete. Zwar gab es aufgrund hoch auflaufender Vegetation bald nach der Erstbrut kaum Nachbruten, jedoch lag der Erfolg der Erstbruten, die zugleich die größten Gelege haben, relativ hoch bei $>2,8$ Junge/Paar ($n=9$). Um einen Kiebitzbestand stabil zu halten, ist ein Bruterfolg von mind. 0,8 flüggen Jungvögeln pro Brutpaar und Jahr nötig (Bauer et al. 2005). Die feuchte Brache entwickelte sich ab 2021 recht hochwüchsig und somit ungünstig für Kiebitze. Auffällig war die negative Entwicklung der Brutpaarzahlen. Insgesamt haben Kiebitze von 11 Paaren 2020 über 7 Paare 2021 zu 9 Paaren 2022 in der gesamten Untersuchungsfläche, also umgebende Äcker und Grünländer sowie Paludikulturen abgenommen. Dabei verlief die Abnahme innerhalb der Paludikulturen von 5 über 4 auf 2 Paare. Je etablierter die Vegetationsbestände waren, desto dichter waren sie zu Beginn der Brutzeit. Folgende Parameter können für die Abnahme der Brutpaarzahlen abgeleitet werden:

- im Projektverlauf zunehmend sehr schnelle dichte Vegetationsentwicklung zu Beginn der Brutzeit,
- durch die Etablierung der Vegetationsbestände zunehmende Abnahme offener nasser Bodenstellen zu Beginn der Brutzeit,
- aus der vorhergehenden Vegetationsperiode stehen gebliebene Vegetationsbestände, zu denen Abstand gehalten wird.

Wenn zu Beginn der Brutzeit benachbart vegetationsarme oder -freie Bestände zur Verfügung stehen, so haben diese eine ungemein höhere Anziehungskraft für Kiebitze als vegetationsreiche Bestände, da Kiebitze hier eine Prädationsvermeidungsstrategie verfolgen. Positiv auf Kiebitze wirken niedrige, nasse, streubedeckte Vegetationsbestände Ende März bis Anfang April zu Beginn der Brutzeit, zur Ansiedelungsphase. Wandernde Kiebitze werden so zur Brut animiert. Auch wenn die Zahl der Bruten in den Paludikulturen abnehmend war, so führten Kiebitze ihre Jungen regelmäßig in die nassen offenen Bereiche der Paludikulturen. In der Zusammenschau mit den benachbarten Flächen haben Paludikulturen in der Brutzeit eine wichtige Funktion für die Nahrungssuche junger Kiebitze, solange größere nasse Fehlstellen vorhanden sind. Die hier gemachten Beobachtungen haben aufgrund der geringen Stichprobenzahl keine statistisch belastbare Aussage. Die beschriebenen Trends sind dennoch deutlich ablesbar.

Großer Brachvogel (*Numenius arquata*): Im weiteren Umfeld der Untersuchungsflächen von Langenmosen konnten westlich der Untersuchungsfläche in allen Untersuchungsjahren zwei Reviere Großer Brachvögel festgestellt werden. Die Art ist in Bayern vom Aussterben bedroht (Rudolph et al. 2016). Große Brachvögel sind im Untersuchungsgebiet regelmäßige Nahrungsgäste. Regelmäßige Forschungsaktivitäten auf den Untersuchungsflächen könnten dazu beigetragen haben, dass sich die Art im Gegensatz zu Kiebitzen nicht angesiedelt hat. Allerdings lag bei Voruntersuchungen auch kein Brutvorkommen vor. Grundsätzlich ist denkbar, dass Große Brachvögel von Paludikulturen aufgrund hoher Grundwasserstände und bei günstigen, d.h. niedrigen Vegetationsstrukturen im Frühjahr profitieren. Mehr als Nahrungssuche konnte auf den Paludikulturen in Langenmosen jedoch nicht festgestellt werden.

Feldlerche (*Alda arvensis*): Auch wenn im ersten Untersuchungsjahr 2020 noch zwei Feldlerchenreviere in den Paludikulturen festgestellt werden konnten, so gelangen 2021 und 2022 keine Nachweise revieranzeigender Feldlerchen mehr in den Paludikulturen bei Langenmosen. Dahingegen lag die Population in der umgebenden Feldflur bei kontinuierlich 7 Revieren. Es ist anzunehmen, dass die dichte Vegetation zu Beginn der Brutzeit, die nassen Böden mit ungünstigem Mikroklima und die sehr dichte und hohe Vegetationsentwicklung während der Brutzeit eine Besiedlung verhindert. Es ist zu erwarten, dass Feldlerchen durch die Anlage von Paludikulturen zurückgehen.

Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*): Sumpfrohrsänger besiedelten 2022 erstmals mit zwei Revieren die Paludikulturen in Langenmosen. Die Art präferiert feuchte, nasse Hochstaudenfluren. Die Einbeziehung von strukturreicher Hochstaudenfluren entlang von Gräben können wesentlich zur Besiedlung der Art beitragen. Die Paludikulturen selbst entwickeln erst im Laufe der Vegetationsperiode eine gewisse Eignung als Brutplatz. Insofern bedarf es der angrenzenden Vegetation in den Gräben, damit eine Ansiedlung dieser spät ankommenden Zugvogelart (kommt ab Anfang Mai) möglich ist. Sehr wahrscheinlich positiv wirken Grabenaufweitungen der angrenzenden Gräben sowie eine Rücknahme aufkommender Gehölze, die diese Art eher meidet. Die Art brütet von Anfang Mai bis Mitte August (Bauer et al. 2005). Eine Ernte in diesem Zeitraum führt zu Verlusten von Bruten.

Blaukehlchen (*Luscinia svecica*): In dem Maße wie Kiebitze eine Abnahme zeigten, haben Blaukehlchen eine Zunahme gezeigt. 2021 konnten erstmals zwei und 2022 dann fünf Reviere festgestellt werden. Die Reviere lagen stets in Zusammenhang mit stehen gebliebenen Vegetationsbeständen (Rohrkolben und Rohrglanzgras). Dies ist ein Indiz dafür, dass wenn in feuchten Senken und Gräben Röhrichtstrukturen über den Winter stehen bleiben, eine Ansiedlung von Blaukehlchen möglich ist. Dies kann entweder gezielt innerhalb der Paludikulturen oder entlang von Gräben erfolgen. Die im April noch zur Verfügung stehenden Vegetationsbestände hatten oft eine geringe Ausdehnung von nur rund 10 x 20 m. dies schien initial für eine Ansiedlung zu genügen. 2022 konnte eine erfolgreiche Brut dokumentiert werden. Diese fand in den Seggenbeständen angrenzend zu Rohrkolbenbeständen statt. Die Art brütet von Mitte April bis Ende Juli (Bauer et al. 2005). Eine Ernte in diesem Zeitraum führt zu Verlusten von Bruten.

Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*): Wiesenschafstelzen haben von vier Revieren 2020 und 2021 auf sieben Reviere 2022 in den Paludikulturen bei Langenmosen zugenommen. Besonders dicht besiedelt wurden Seggenbestände angrenzend an Rohrkolbenbestände. Paludikulturen können dieser Art bei einer Mischung von verschiedenen Kulturen und der Einbeziehung strukturreicher Hochstaudenfluren entlang von Gräben einen günstigen Lebensraum bieten. Die Art brütet von Mitte April bis Mitte August (Bauer et al. 2005). Eine Ernte in diesem Zeitraum würde zu Verlusten von Bruten führen.

Wiesenpieper (*Anthus pratensis*): Bemerkenswert ist ein Revier des Wiesenpiepers, der in Bayern als vom Aussterben bedroht gilt (Rudolph et al. 2016). Einst weit verbreitet, besiedelt die Art noch vereinzelt strukturreiche aber baumarme sehr feuchte bis nasse Standorte. Dazu zählen typischerweise Kernflächen von Hochmooren. In Feuchtgrünland ist die Art heute in Bayern weitgehend verschwunden. Das Revier bestand 2020 bis 2022, lag in den Seggenbeständen und dürfte durch hohe Grundwasserstände und zu Beginn der Brutzeit durch eine günstige Vegetationsstruktur begründet sein. Dieses Vorkommen zeigt das

hohe Potenzial der Paludikulturen. Die Art brütet von Mitte April bis in den August. Eine Ernte in diesem Zeitraum würde zu Verlusten von Bruten führen.

Rohrhammer (*Emberiza schoeniclus*): Rohrhammern zeigten eine Bestandszunahme von zwei Revieren 2002 über drei Reviere 2021 zu vier Revieren 2022. Die Brutvorkommen sind weitgehend auf die Rohrkolbenbestände konzentriert. Auch in stehen gebliebenen nassen Rohrglanzgrasinseln erfolgte eine Brutansiedlung. Beide Strukturelemente bedingen die Ansiedlung der Art. Nicht überstaute Rohrglanzgrasbestände und reine Seggenbestände wurden nicht besiedelt. Besonders günstig wirken sich Reste von Vegetationsbeständen aus, wenn diese zu Beginn der Brutzeit im April noch vorhanden sind. Die Art brütet von Ende März bis Ende Juli (Bauer et al. 2005). Eine Ernte in diesem Zeitraum würde zu Verlusten von Bruten führen.

Zugvögel: Während der Kartierungen konnten einige bemerkenswerte Rastvogelbeobachtungen gemacht werden. Nasse offene Paludikulturenflächen, insbesondere gemähte Seggenflächen sind bevorzugte Rastplätze für Bekassinen. Am 15.08.2021 konnten alleine 186 Bekassinen auf den zentralen nassen und gemähten Seggenbeständen gefunden werden. Dies war nach Angaben von Ornitho.de zu diesem Zeitpunkt die größte Ansammlung dieser Art in Deutschland. Bekassinen rasten regelmäßig auf der Fläche bei Langenmosen. Bei Vorkommen Deckung-gebender Strukturen und störungsarmer Bewirtschaftung wäre theoretisch auch mit Bruten dieser Art zu rechnen. Insgesamt nutzten neun Limikolenarten die Paludikulturen bei Langenmosen. Unter der Voraussetzung, dass es flach gemähte und somit niedrige Vegetationsbestände gibt, die an überstaute Senken angrenzen, können sich nennenswerte Rastvogelansammlungen bilden. Unter anderem am 04.05.2021 konnten vier Rotkehlpieper rastend beobachtet werden. Diese in Tundren brütende Art rastet selten und nur in kleiner Zahl in Bayern. Die offenen nassen Flächen scheinen gute Raststrukturen für diese Art zu bieten. Insgesamt 37 Arten konnten direkt, bzw. überfliegend auf den Paludikulturen in Langenmosen beobachtet werden. Darunter Schilfrohrsänger, Hohltaube (regelmäßig), Rotmilan (regelmäßig) und Bienenfresser (Mai 2020). Sumpfohreulen zeigten im Winter 2020/2021 eine bemerkenswerte Ansammlung mit bis zu acht Vögeln. Sie nutzten das reiche Kleinnagerangebot an den Grabenrändern angrenzend an die Paludikulturen.

Risiken von Paludikulturen für die Avifauna - Rahmenbedingungen für einen Mehrwert von Paludikulturen für die Avifauna

Summarisch betrachtet bieten Paludikulturen Risiken für die Abnahme von im Offenland brütenden Vogelarten wie Feldlerchen und unter bestimmten Voraussetzungen auch Kiebitzen genauso wie Chancen für die Zunahme relevanter Offenlandarten wie Blaukehlchen und Wiesenschafstelzen. Aus diesen Betrachtungen ergeben sich Hinweise für die Praxis für die Anlage von Paludikulturen:

1. Generell bedarf es offensichtlich einer gewissen Flächenausdehnung von Paludikulturen, damit diese ihre Wirkung für im Offenland brütenden Arten entfalten können. So waren im Wesentlichen die Flächen in Langenmosen besiedelt. Weiterhin bedarf es einer gewissen Ungestörtheit zur Brutzeit, damit Bruten von Vögeln erfolgreich abgeschlossen werden können.

2. Die Typen von Paludikulturen wirken unterschiedlich auf die Vogelarten. Seggenbestände bieten potenziellen Brutlebensraum für Tüpfelrallen und in Kombination zum Beispiel mit Rohrkolbenbeständen auch für Wiesenschafstelzen, Blaukehlchen und Rohrhammern. Rohrkolbenbestände beherbergen Blaukehlchen, Wiesenschafstelzen (an den Übergängen) und Rohrhammern. Wenn Teile der Rohrkolbenbestände über den Winter stehen bleiben, entstehen stärkere Potenziale, theoretisch auch für Rohrweihen und Wasserrallen, die bei den Untersuchungen nicht als Brutvögel nachgewiesen werden konnten. Reine Rohrglanzgrasbestände ohne offene überstaute Bestände bieten kaum Lebensraum für wertgebende Vogelarten.

3. Hohe Wasserstände wirken grundsätzlich positiv für den überwiegenden Teil der wertgebenden Arten. Für die Ansiedlung von Kiebitzen sind sie im März und April Voraussetzung für die Ansiedlung. Bedingungen ohne oberflächlich stehendes Wasser führen zu deutlich geringerer Nutzung abgeernteter Paludikulturen durch rastende Limikolen, Pieper, Stelzen und andere Vogelarten. Niedrige Wasserstände bewirken eine eher höhere Kleinnagerdichte, die wiederum für beutgreifende Artengruppen wie Greifvögel und Eulen positiv wirkt.

Von großer Bedeutung ist, ob oberflächlich Wasser auf der Fläche zur Verfügung steht; sei es kleinflächig in Fahrspuren, sei es großflächig in Fehlstellen. Fast alle als wertgebend nachgewiesenen Arten profitieren davon. Kiebitze siedelten sich nur dort an, wo solche offenen Wasserflächen in Verbindung mit großflächig vegetationsarmen oder in Verbindung mit sehr niedriger Vegetation zur Verfügung standen. Flächen ohne oberflächlich stehendes Wasser werden kaum von wertgebenden Arten besiedelt.

4. Der Grad des Belassens von Streuaufgabe hat einen Einfluss wie attraktiv die Flächen für brütende Kiebitze ist. Diese haben ihre Nester oft in Resten verbliebener Streuaufgabe in den sehr nassen Flächen angelegt.

5. Der Erntezeitpunkt hat wesentlichen Einfluss auf die Attraktivität von Paludikulturen als Rastflächen von Zugvögeln. Hochstehende Rohrkolbenbestände werden beispielsweise gerne von durchziehenden Rohrsängern von Ende Juli bis Anfang September genutzt. Durchziehende Limikolen, Pieper und Stelzen fanden sich fast nur auf abgeernteten Flächen von August bis Oktober und von März bis April ein. Wenn zur Zugzeit nasse abgeerntete Flächen zur Verfügung stehen, ist mit einer stärkeren Nutzung durch Zugvögel zu rechnen.

Einflüsse der Ernte während der Brutzeit waren in der vorliegenden Studie von untergeordneter Bedeutung, weil keine Ernteaktivitäten in die Brutzeit der vorgefundenen Arten fielen. Wenn es zur Ansiedlung von Kiebitzen kommen soll, ist es erforderlich, dass Paludikulturen großflächiger im März als nasse und abgeerntete Flächen zur Verfügung stehen.

6. Die Höhe der verbliebenen Stoppeln hat einen Einfluss wie attraktiv eine Fläche für Zugvögel ist. Höhen von 10-15 cm wurden in Kombination mit oberflächlich stehendem Wasser gerne von Bekassinen, Zwergschnepfen, Piepern und Stelzen angenommen. Dahingegen werden sehr niedrige Vegetationsreste in Kombination mit Wasserflächen gerne von Wasserläuferarten auf dem Zug angenommen und auch Kiebitze präferieren diese ganz niedrigen Bereiche für ihre Brut.

7. Das Belassen von höherer Vegetation bei der Ernte kann als erstes Revierzentrum für Blaukehlchen, Wiesenschafstelzen und Rohrammern dienen, wenn anderweitig nur abgeerntete Bereiche zur Verfügung stehen. Im Laufe der Vegetationsperiode kommt dann mehr besiedelbares Habitat hinzu. In Langenmosen waren dies sehr nasse nicht aberntbare Bereiche mit Rohrkolben und Rohrglanzgras. Es ist allerdings zu beachten, dass Kiebitze im zeitigen Frühjahr bei der Wahl des Brutplatzes Abstand von vertikalen Strukturen wie hohen Rohrkolbenbeständen halten. Es bedarf hier also eines räumlich definierten Konzeptes der Ernte, wenn sowohl Arten, die höhere Vegetation brauchen, als auch Arten, die möglichst niedrige Vegetation brauchen, auf derselben Fläche vorkommen sollen.

8. Die Einbeziehung von Gräben als Begleitstrukturen von Paludikulturen ist von großer Bedeutung. Nasse Hochstaudenfluren, die auch zu Beginn der Brutzeit im April noch zumindest in Teilen in ungemähten Zustand zur Verfügung stehen, sind Ansiedlungskerne für Wiesenschafstelzen, Blaukehlchen, Sumpfrohrsänger und Rohrammern. In diesem Zusammenhang haben sich in Langenmosen die aufgeweiteten Grabenstrukturen im Süden des Untersuchungsraumes als wichtige Zusatzstrukturen erwiesen.

9. Die Art der angrenzenden Kulturen und Nutzungen hat einen wesentlichen Einfluss auf die Vogelarten, die sich auf Paludikulturen ansiedeln können. So verhindern direkt angrenzende Gehölze die Ansiedlung von Kiebitzen. Direkt angrenzende Äcker hingegen werden von Kiebitzen zur Anlage von Nestern präferiert. Diese führen dann gerne ihre Jungen an den Rand der Paludikulturen oder in die Paludikulturen, wenn offene nasse Senken dort vorhanden sind. Paludikulturen können so zu einer Erhöhung des Bruterfolges von Kiebitzen in angrenzenden Ackerflächen beitragen.

10. Weiterhin wirkt sich eine weithin offene Gebietskulisse ohne Gehölze oder viel begangenen und befahrene Straßen und Wege positiv auf die Wahrscheinlichkeit der Ansiedlung bestandsgefährdeter Vogelarten aus.

Bedeutung von Paludikulturen für die Laufkäferfauna

Wie bei der Avifauna konnten die Untersuchungen zeigen, dass Paludikulturen Potenzial für die Besiedlung durch bestandsgefährdete Laufkäferarten bieten. Dabei kommt es wesentlich auf den Wasserhaushalt an. Die untersuchten Paludikulturen sind hinsichtlich der Bedeutung für bestandsgefährdete Arten nicht gleich. Fallenstandorte in Rohrkolbenbeständen zeigten den höchsten Anteil von Arten mit hoher Lebensraumbindung. Im Vergleich zu den umgebenden Kulturen fanden sich mehr gefährdete Arten in Rohrkolben-, Rohrglanzgras- und Schilfbeständen. Neben der Bodenfeuchte hat die Vegetationshöhe den höchsten Einfluss auf die Laufkäferartenzusammensetzung. Damit Paludikulturen erfolgreich durch gefährdete oder niedermoorspezifische Laufkäferarten besiedelt werden können, ist die Einbeziehung von angrenzenden potenziellen Habitaten von Bedeutung, da die betreffenden Arten oft ausbreitungsschwach sind. Sie finden in einer intensiv ackerbaulich genutzten Landschaft wie dem Bayerischen Donaumoos in erster Linie entlang der Entwässerungsgräben Refugialräume. Es ist also von besonderer Bedeutung diese in die Planung von Paludikulturen einzubeziehen, indem man diese beispielsweise durch Grabenaufweitungen und Pufferstreifen substanziell strukturell aufwertet.

Die beiden nach der Roten Liste Bayerns (Lorenz & Fritze 2020) als stark gefährdet eingestuft Arten *Elaphrus uliginosus* und *Pterostichus gracilis* konnten in Rohrglanzgras, Schilf- und Rohrkolbenbeständen nachgewiesen werden. *Pterostichus gracilis* besiedelt Röhrichte und Uferbereiche mit Vegetation. Hohe

Wasserstände sind eine wichtige Voraussetzung für das Vorkommen dieser Art. Hingegen sind die *Elaphrinae* alle Bewohner offener Bodenstellen nasser Standorte. *Elaphrus uliginosus* profitiert erheblich von offenen Bodenstellen, die an Nassstellen bzw. offenen Wasserflächen liegen (Schulz & Reck, 2004). Heijermann & Turin (1994) bezeichnen die Art als paludicol, hygrophil und schattenliebend. Auch nach Reck (1991) werden zumindest anmoorige Böden bevorzugt. Alle auswertbaren Angaben stimmen darin überein, dass für eine Besiedlung ein hoher Bodenwassergehalt vorhanden sein muss. So sind es zum einen die zahlreichen Funde an Uferhabitaten, zum anderen gibt es vielerlei weitere Funde auf hydromorphen Böden. Weitere Fundorte dieser Art charakterisiert Trautner (1987) als Flutmulden in unterschiedlichen Vegetationseinheiten bzw. als Nassbrachen, jeweils in Anlehnung an den hohen Grundwasserstand. Für diese Art wie auch andere gefährdete Laufkäferarten, die in den Paludikulturen nachgewiesen wurden, sind offene Bodenstellen durch sehr nasse bis temporär überstaute Bereiche von besonderer Bedeutung. Die Fundstellen der Art lagen entweder angrenzend zu permanent gefluteten Grabenbereichen oder an sehr nassen und temporär überstaute vegetationsarmen Senken. Die Art wurde nicht an Stellen ohne solche Strukturen gefunden. So lässt sich auch für die Laufkäfer feststellen, dass die Integration von offenen nassen Bodenstrukturen durch Fahrinnen und offene nasse, im Idealfall temporär überstaute Fehlstellen ein wichtiger strukturbestandteil von Paludikulturen sein müssen, damit seltene Arten vorkommen können. Für die in der Roten Liste Bayerns (Lorenz & Fritze 2020) als ausgestorben oder verschollen eingestufte Art *Amara (Zezea) chaudoiri ssp. incognita* werden ebenfalls feuchte bis nasse Standorte, vor allem auf Feuchtwiesen und Auengrünland, als Lebensraum beschrieben (Müller-Motzfeld 2006, Joanea Zoologie 2015).

Bedeutung von Paludikulturen für die Heuschreckenfauna

Bei den Untersuchungen zeigte sich, dass Langfühlerschrecken, insbesondere die Langflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus fuscus*) und Rösels Beißschrecke (*Metrioptera roeseli*) schnell zur Dominanz in Paludikulturen gelangen. Kurzfühlerschrecken nehmen hingegen stark ab. Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) und Kleine goldschrecke (*Euthystira brachyptera*) können Paludikulturen bis zu einem gewissen Grad besiedeln. Insgesamt konnten keine gefährdeten Heuschreckenarten festgestellt werden. Zumindest durch die gegenständlichen Untersuchungen konnte kein erhebliches naturschutzfachliches Potenzial von Paludikulturen für die Heuschreckenfauna ermittelt werden. Als Ressource für die Besiedelung von Paludikulturen spielen die Hochstaudenfluren entlang von Gräben eine wichtige Rolle. Die Einbeziehung von Gräben in die Gestaltung von Paludikulturen beispielsweise durch Grabenaufweitungen mit artenreicher Hochstaudenvegetation kann eine wichtige Rolle bei der Besiedelung von Paludikulturen insbesondere durch Langfühlerschrecken spielen.

Bedeutung von Paludikulturen für die Libellenfauna

Bemerkenswert ist das Auftreten der Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*) auf den Untersuchungsflächen bei Langenmosen. Die Art wird sowohl in der Roten Liste Deutschlands als auch in der Roten Liste Bayerns in der Kategorie vom Aussterben bedroht geführt. Die Sumpf-Heidelibelle bevorzugt ausgedehnte Flachwasserzonen zur Eiablage. Die Eier werden unter anderem in feuchte, schlammige Bereiche mit Moospolstern oder auf nahezu vegetationsfreien Schlammböden von trocken gefallen Schlenken abgeworfen. Dieses Vorkommen unterstreicht die Bedeutung der Integration von Flachwasserbereichen in Paludikulturen, die hier als wichtige Ersatzlebensräume fungieren können. Die flachen Senken, tiefen Fahrspuren, offenen Fehlstellen könnten wichtige Libellenlebensräume sein. Hier wurden elf Libellenarten festgestellt. Für das Vorkommen dieser Arten von Bedeutung ist, dass zum Zweck der Ernte, die Wasserstände abgesenkt werden und somit die flachen Gewässer weitgehend trockenfallen. Dies ertragen die meisten Larven der festgestellten Arten nicht, so dass eine gewisse Gefahr einer ökologischen Falle entsteht. Es ist jedoch denkbar, größere Flachwasserbereiche im Zusammenhang mit dem Grabensystem zu etablieren, die dann von diesen Arten zur Fortpflanzung genutzt werden können. Dies würde voraussetzen, dass hier kein fließendes Wasser, eine reiche Unterwasserstruktur und sonnige Bedingungen herrschen. Dies wiederum wird langfristig nur gelingen, wenn diese Flächen in die Mahd oder Erntevorgänge soweit mit eingebunden werden, als dass damit eine Gehölzentwicklung unterbunden wird. Die Gräben können weiterhin ebenso eine wichtige Funktion übernehmen. Während der Untersuchungen in Langenmosen wurden hier neun Arten festgestellt. Darunter bemerkenswerte Arten wie Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*) und Kleiner Blaupfeil (*Orthetrum coerulescens*). Beide Arten sind typisch für Niedermoorgräben, die vegetationsreich mit Vegetationsstrukturen unter der Wasseroberfläche sowie sonnig sind und sauberes, sauerstoffreiches Wasser aufweisen. Sie kamen ursprünglich in Kalkquellmoorbächen vor und finden hier lokal einen Ersatzlebensraum. Für Paludikulturen können diese Gräben gezielt mit in das

Management mit einbezogen werden. Grabenaufweitungen können für diese Arten eine wichtige Strukturanreicherung bieten.

Bedeutung von Paludikulturen für die Amphibienfauna

Amphibien wurden bei den vorliegenden Untersuchungen nicht systematisch einbezogen. Es gelangen nur eine Reihe von Zufallsbeobachtungen. Neben Grasfröschen, Teich- und Seefröschen konnte in Langenmosen ein größeres Kreuzkrötenvorkommen nachgewiesen werden (in Bayern stark gefährdet, Beutler & Rudolph 2003). Dies scheint zunächst überraschend, da die Kreuzkröte eine klassische Pionierart des offenen bis halboffenen, trocken-warmen Geländes mit lockeren und sandigen Böden ist. Dennoch fanden sich in den Paludikulturen bei Langenmosen größere vegetationsarme besonnte ephemere Gewässer in Fehlstellen (Fahrspuren und zu nasse Stellen für eine Vegetationsentwicklung), die von der Art genutzt wurden. Zum Laichen bevorzugt die Art ephemere fischfreie und sonnige Gewässer, meist flache Pfützen und Tümpel ohne oder nur mit spärlichem Pflanzenbewuchs, aber auch größere Gewässer, wenn sie ähnliche Flachwasserzonen aufweisen und fischfrei sind. Eine strenge Bindung an das Geburtsgewässer ist nicht bekannt. Kreuzkröten haben - als Anpassung an das hohe Austrocknungsrisiko der Laichgewässer - mit knapp drei Wochen die kürzeste Entwicklungszeit aller heimischen Froschlurche (Andrä et al. 2019). Wie groß die Bedeutung von Paludikulturen für Amphibien sein kann, bedarf der weiteren Untersuchung. Schon jetzt zeigt sich, dass sich Amphibienpopulationen nur durch die Einbeziehung von Gewässerstrukturen und sei es kleine ephemere Gewässer, in Paludikulturen vermehren könnten. Zugleich besteht für Amphibien durch die Mahd der Flächen ein erhöhtes Mortalitätsrisiko (vgl. z.B. Liczner 1999). Die Masse der Amphibien konnte nach Senken der Wasserstände zur Vorbereitung der Mahd ab August nicht mehr nachgewiesen werden. Für das Bestehen von Amphibienpopulationen kann es zugleich von Bedeutung sein, dass die Tiere in angrenzende Gewässer ausweichen können. Dies würde vor allem für die Grünfrösche gelten. Zum Zeitpunkt der Wasserabsenkung ab August halten sich Wechselkröten beispielsweise nicht mehr an den Fortpflanzungsgewässern auf.

2.2.2.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Grundsätzlich hat die begrenzte Zahl der untersuchten Flächen, von denen nur die Fläche in Langenmosen eine größere Ausdehnung hat, zur Folge, dass die Ergebnisse nicht überregional statistisch belastbar sind. Dennoch zeigen sich zum Teil sehr eindeutige Tendenzen, die Gegenstand weiterer Untersuchungen sein sollten.

Zum einen wäre es wichtig eine größere Zahl von Flächen - idealerweise mehr als 30 - faunistisch zu untersuchen, um eine größere statistische Belastbarkeit aber auch überregionale Übertragbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Schon jetzt zeigt sich, dass nur die großen Flächen in Langenmosen im Kontext zu einer strukturarmen Feldflur in größerem Umfang wertgebende Arten beherbergen. Insofern wäre es wichtig weitere Paludikulturflächen in ähnlicher Kulisse mit mehreren Hektar Größe und mehr zu betrachten.

Bei weiteren Untersuchungen wäre es besonders wichtig, dass gezielt wertgebende Strukturen in neue Paludikulturenflächen integriert werden. Dazu zählen die Integration des Grabensystems durch Grabenaufweitungen und Pufferstreifen zu angrenzender intensiver landwirtschaftliche Nutzung aber auch die gezielte Integration von Fehlstellen und zumindest ephemeren Flachwasserbereichen. Auch das Zulassen von vernässten Reifenstrukturen und randlich stehen gelassene Vegetationsbestände aus dem Vorjahr wären von Bedeutung.

Aus faunistischer Sicht wäre auch interessant weitere Vegetationsbestände zu testen und die Struktur zu Beginn der Brutzeit zu modifizieren: Ganz niedrig gemäht, niedrig gemäht mit Streu, Integration von Vegetationsstreifen randlich im Kontrast zu großen niedrigen nassen abgeernteten Bereichen, usw.

Die Einbeziehung von Flachwasserbereichen bietet Potenzial auch seltene Amphibien- und Libellenarten in Paludikulturen zu integrieren. Diese sollten bei Vorhandensein in Paludikulturen ebenfalls gezielt untersucht werden.

Die Untersuchung weiterer Artengruppen wie Spinnen verspricht weitere Erkenntnisse zu positiven Biodiversitätsaspekten zu generieren.

3 MODUL

VERWERTUNGSPOTENZIALE VON PALUDIKULTUR-BIOMASSE

Im Modul 3 wurden unterschiedliche energetische und stoffliche Verwertungsoptionen für die sechs untersuchten Paludikulturen getestet (Arbeitspaket 3.2.1 – 3.3.4). Zum Projektbeginn gab es lediglich einige wenige Produkte aus Paludikulturbiomasse, die bereits auf dem Markt etabliert waren (z.B. Produkte der Hiss Reet GmbH) bzw. traditionell schon über einen langen Zeitraum verwendet wurden (z.B. Schilf für Dachreet). Während der Projektlaufzeit sind diverse neue Produkte entstanden bzw. begonnen worden zu entwickeln. Aktuell gibt es eine Vielzahl von vielversprechenden Produkten, für die allerdings noch keine wirtschaftlich tragfähigen Produktionslinien aufgebaut wurden (u.a. z.B. Produkte der istraw GmbH & Co.KG, der BIO- LUTIONS International AG, der Zelfo Technology GmbH, der Creapaper GmbH, Moor- and- more). Eine gute Übersicht über alle potentiellen Verwertungsmöglichkeiten gibt Nordt et al. (2022).

Alle getesteten Verwertungsoptionen dienen einer Substitution von fossilen Energieträgern und leisten somit eine zusätzliche Klimaschutzwirkung. Besonders langlebige Produkte (z.B. Dämm- und Baustoffplatte), bei denen eine langfristige Einbindung von C und zudem eine Kaskadennutzung (z.B. Baustoffplatte -> thermische Verwertung) erfolgen kann, bieten hier große Potentiale. Eine dauerhaft gesicherte Ertragsleistung der Paludikulturen ist dabei der Schlüsselfaktor, da die jährliche generierbare Biomassemenge im Wesentlichen den Deckungsbeitrag einer Kulturpflanze sowie die Förderhöhe der geplanten Förderinstrumente bestimmen wird. Die Ertragsmessungen wurden im Arbeitspaket 3.1 umgesetzt.

3.1 ERTRAGSLEISTUNG VON PALUDIKULTUREN

T. EICKENSCHIEDT UND M. DRÖSLER

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie liefert erstmalig langfristige Ertragsdaten für sechs unterschiedliche Paludikultur-Pflanzenarten, die in einem teilrandomisierten Blockexperiment entlang eines Grundwasserstandsgradienten mit unterschiedlichen Etablierungsmethoden angebaut und kontinuierlich als Paludikultur bewirtschaftet wurden. Alle untersuchten Paludikulturarten zeigen eine signifikante Ertragszunahme mit steigendem Grundwasserstand. Die höchsten Erträge wurden in den wiedervernässten Varianten bei einer Einschnitt-Nutzung im Winter ohne Entzugsdüngung nachgewiesen. Dabei wurden Trockenmasseerträge von bis zu $9,76 \pm 2,23 \text{ t ha}^{-1}$ für *Carex acuta*, $12,42 \pm 2,24 \text{ t ha}^{-1}$ für *Carex acutiformis*, $12,31 \pm 3,83 \text{ t ha}^{-1}$ für *Phalaris arundinacea*, $11,59 \pm 4,08 \text{ t ha}^{-1}$ für *Phragmites australis*, $8,83 \pm 4,44 \text{ t ha}^{-1}$ für *Typha angustifolia* und $9,90 \pm 2,37 \text{ t ha}^{-1}$ für *Typha latifolia* gemessen. Während die beiden Arten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* bereits im dritten Standjahr ihre maximale oberirdische Biomasseproduktion erreichen, benötigen Arten wie *Carex acuta* und *Phragmites australis* bis zu ihrem sechsten Standjahr oder länger. Für die beiden Pflanzenarten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* konnte ab dem dritten Standjahr am Versuchsstandort FSM ein signifikanter Rückgang der Ertragsleistung in den Folgejahren beobachtet werden. Für die Art *Phalaris arundinacea* konnte dieser Ertragsrückgang durch eine Düngung in Höhe der N-P-K-Entzüge im April- Mai ausgeglichen werden. Nach aktueller Rechtslage (Düngemittel- Gesetz und Düngemittel- Verordnung (DüMV)) ist eine Düngung von Paludikulturen bisher nicht erlaubt, da Paludikulturen dauerhaft wassergesättigt sind! In den vorliegenden Versuchen zeigt sich, dass selbst der geringe Anteil an Nitrat im ENTEC Perfekt® einem hohen Risiko unterliegt unmittelbar im Torfprofil verlagert bzw. ausgewaschen zu werden. Um langfristig konstant hohe Erträge für Paludikulturen zu garantieren, bedarf es weiterführender Untersuchungen hinsichtlich des Bestandesmanagement (Schnittfrequenz und Nährstoffrückführung) auf unterschiedlich nährstoffversorgten Standorten.

3.1.1 EINLEITUNG

In zahlreichen Veröffentlichungen (z.B. Wichtmann et al., 2016, diverse Flyer zu Paludikulturarten des Greifswald Moor Centrum (www.greifswaldmoor.de), Nordt et al., 2022) werden Ertragsdaten für unterschiedliche Paludikulturpflanzen aggregiert aufgeführt. In der Regel sind die angegebenen Ertragsspannen für alle Arten relativ groß. In einigen Fällen handelt es sich um natürliche Bestände, die nicht explizit als Paludikultur angelegt und bewirtschaftet wurden. Die große Variabilität spiegelt vermutlich standortsbedingte Unterschiede in der Nährstoffversorgung, dem mittleren Grundwasserflurabstand sowie der Grundwasserstandsschwankungen im Jahresverlauf, der Bewirtschaftungsintensität, dem Alter der Kultur, sowie klimatische Unterschiede wieder. Methodisch fundierte Ertragsversuche in großangelegten randomisierten Blockexperimenten, wie sie im landwirtschaftlichen Kontext üblich sind, wurden bisher für Paludikulturen nicht durchgeführt. Abgesehen von *Phragmites australis* für die Dachreet Gewinnung fehlen für alle anderen Paludikulturen fundierte Studien zur langfristige Ertragsentwicklung bei kontinuierlicher Bewirtschaftung als Paludikultur. Um zukünftig Paludikulturen ökonomisch tragfähig in den landwirtschaftlichen Betrieb zu integrieren, bedarf es gesicherter Aussagen zur potentiellen Ertragsleistung sowie Aussagen zu den Hauptsteuerungsgrößen, die den Ertrag maßgeblich beeinflussen (z.B. Nährstoffbedarfe, Management, Grundwasserführung). Zudem ist für einige Verwertungsoptionen neben der reinen Quantität auch die Qualität von entscheidender Bedeutung in der Weiterverarbeitung. Bevor Paludikulturen großflächig in der Landschaft etabliert werden gilt es noch diverse Fragen zu klären. Eine der Hauptaspekte ist die Ertragsstabilität. Viele durchgeführte Projekte haben in der Regel Laufzeiten von 2-3 Jahren. Somit stammen die meisten Ertragsdaten aus diesem Zeitfenster. Langfristige Untersuchungen fehlen vollständig. Da die Ernte der oberirdischen Biomasse teilweise mit einem erheblichen Nährstoffexport von der Anbaufläche einhergeht ist zu vermuten, dass es mit zunehmender Bewirtschaftungsdauer zu Ertragsrückgängen kommen kann. Hier muss im Vorfeld geklärt werden, inwieweit eine Nährstoffrückführung so umgesetzt wird, dass daraus keine Risiken für die Umwelt resultieren.

3.1.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Neben den reinen Ertragsmessungen lag ein Schwerpunkt der vorliegenden Studie auf der Untersuchung der folgenden Fragestellungen:

- 1) Welche Biomasseerträge liefern die sechs unterschiedlichen Paludikultur-Pflanzenarten?
- 2) Welchen Einfluss hat der Wiedervernässungsgrad auf die Biomasseproduktion der sechs unterschiedlichen Paludikultur-Pflanzenarten?
- 3) Wie verändern sich die Biomasseerträge der sechs unterschiedlichen Paludikultur-Pflanzenarten mit fortschreitender Bewirtschaftungsdauer?
- 4) Kann eine Entzugsdüngung die Biomasseerträge der sechs unterschiedlichen Paludikultur-Pflanzenarten über eine längere Bewirtschaftungsdauer stabilisieren? – Welche Umweltrisiken ergeben sich daraus?

3.1.3 MATERIAL UND METHODIK

3.1.3.1 VERSUCHSAUFBAU IM FREISINGER MOOS, LANGENMOSEN UND RIEDHAUSEN

Der Versuchsaufbau ist ausführlich in Kapitel 1.2.3.1 und 1.2.3.4 beschrieben.

3.1.3.2 MONITORING DER ERTRAGSENTWICKLUNG IM FREISINGER MOOS

Für jede Pflanzenart wurden je Wasserstands-Variante Pflanzverband bzw. Aussaatstärke und Aussaatzeitpunkt Dauerquadrate (Grundfläche 1 x 1 m) mit jeweils vier Wiederholungen eingerichtet (n=264). Zur Bestimmung der Ertragsleistung wurden die Dauerquadrate im Winter (Januar bis Februar) entsprechend der späteren Nutzung 15 cm hoch über dem Boden abgeerntet und im feldfrischen Zustand gewogen. Anschließend wurden Teilproben entnommen und für 48 Stunden bei 60°C bis zur Gewichtskonstanten getrocknet, um den Trockenmasseanteil zu bestimmen. Die Ertragsbestimmungen wurden für den Zeitraum 2017 bis 2022 jährlich durchgeführt.

3.1.3.3 MONITORING DER ERTRAGSENTWICKLUNG IN LANGENMOSEN UND RIEDHAUSEN

Am Standort Langenmosen und Riedhausen wurden in Abhängigkeit des Etablierungszeitraums Ertragsmessungen je Pflanzenart und Bestandesmanagement-Variante durchgeführt. Dazu wurden randomisiert über die Fläche verteilt, jeweils neun 1 m² große Bereiche 15 cm hoch über dem Boden abgeerntet und für 48 Stunden bei 60°C bis zur Gewichtskonstanten getrocknet, um den Trockenmasseanteil zu bestimmen. Die Ertragsbestimmungen wurden für den Zeitraum 2020 bis 2022 jährlich durchgeführt.

3.1.3.4 DÜNGEEXPERIMENT

Zusätzlich zu den Pflanzen- Etablierungsversuchen wurde im Frühjahr 2019 ein Düngeexperiment innerhalb des teilrandomisierten Blockexperiments im Freisinger Moos angelegt. Dabei wurde jeweils die Hälfte eines Blocks im April der Jahre 2019, 2020 und im Mai 2021 gedüngt, während die andere Hälfte als ungedüngte Referenz diente. Die Düngung wurde auf Basis der entzogenen Haupt- Nährstoffe (Stickstoff, Kalium und Phosphor) aus der Winterernte berechnet. Aufgrund der beobachteten K- Unterversorgung der Untersuchungsflächen (evtl. durch Kaliumfixierung) wurden in den Jahren 2019 und 2020 die applizierte Kaliummenge jedoch für jede Pflanzenart auf 100 kg ha⁻¹ unabhängig vom K- Entzug erhöht (Tabelle 26).

Die Applikation erfolgte manuell in Form eines gemischten Mineraldüngers, der aus zwei unterschiedlichen stickstoffstabilisierten Düngern sowie Patentkali® zusammengestellt wurde. Als stickstoffstabilisierte Dünger wurden zum einen ENTEC Perfekt® (14 – 7 – 17) und zum anderen ALZON 46N® verwendet. Ein wesentlicher Vorteil von ENTEC Perfekt® liegt in der raschen Startwirkung bedingt durch den Anteil des schnell wirkenden Nitratstickstoffs (NO₃ = 6,1%, NH₄ = 7,9%). ALZON 46N® enthält als Trägerdünger ausschließlich Carbamid Stickstoff (über Harnstoff). Als Ammoniumstabilisator dient bei ALZON 46N® ein Gemisch aus Dicyandiamid und 1H-1,2,4, Triazol. Da hier die Nitrat-N-Komponente fehlt, hat Alzon 46® eine langsame Anfangswirkung. Für ENTEC Perfekt® ist der Nitrifikationshemmstoff 3,4-Dimethyl-1H-pyrazolphosphat (DMPP). Die Wirkungsdauer des Nitrifikationshemmstoffes von ENTEC Perfekt® liegt in Abhängigkeit von Klima, Witterung und Boden bei 4-10 Wochen.

Zur Überprüfung der Risiken von Nährstoffausträgen ins Oberflächenwasser wurden im März 2019 in den Pflanzversuchen der Pflanzenarten *Carex acutiformis*, *Typha latifolia*, *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* der wiedervernässten Variante je Block sechs Grundwasserbeobachtungsrohre zur Entnahme von Wasserproben mittig innerhalb der Parzellen installiert (drei Rohre innerhalb der Düngung und drei Rohre in der ungedüngten 0-Variante). Unmittelbar vor jeder Düngeapplikation wurden je Rohr eine Wasserprobe als 0- Probe entnommen. Nach der Applikation erfolgte die Beprobung in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen nach 2, 6, 10, 16 (bzw. 14), 19, 23 und 34 Tagen im Jahr 2019 und 2020 sowie nach 2, 4, 8, 12, 16, 23 und 30 Tagen im Jahr 2021. Die Wasserproben wurden am Institut für Gartenbau auf NH₄⁺, NO₃⁻, P₂O₅, K₂O, Mg, Ca, Na, und SO₄ analysiert. Am Tag vor jeder Probenahme wurde jedes Rohr vollständig entleert, um zu garantieren, dass am Beprobungstag frisches Oberflächenwasser entnommen wurde.

3.1.3.5 STATISTIK

Zur quantitativen Beurteilung der Ertragsentwicklung je Paludikultu- Pflanzenart wurden generalisierte additive gemischte Modelle (GAMM) berechnet. Als Erklärungsvariablen („Fixed effect“) wurden das Etablierungsverfahren (Pflanzung versus Aussaat), der mittlere Grundwasserflurabstand im Jahr, das Standjahr nach der Etablierung, die Düngung, sowie die Anzahl der Vegetationstage im Jahr in den Modellen berücksichtigt. Nicht signifikante Terme wurden aus den Modellen entfernt. Da es sich bei den Ertragsmessungen um Wiederholungsmessungen innerhalb derselben Parzellen handelt (Pseudoreplikat), wurde jedes Replikat als „Random Effect“ im Modell berücksichtigt. Die Ergebnisse zur Veränderung der NO₃⁻, P₂O₅- und SO₄-Konzentrationen wurden bisher nicht statistisch ausgewertet, da die Datensätze aufgrund ihrer Verteilungsform nur mittels „Zero- inflated models“ verarbeitet werden können und diese komplexen Modelle aus Zeitgründen nicht mehr angewendet werden konnten.

Tabelle 26 Applizierte Düngermengen der Jahre 2019 bis 2021 in den Pflanzblöcken der wiedervernässten Variante. Hervorgehoben sind die Varianten, in denen die Bodenwasserproben entnommen wurden.

Jahr	Pflanzenart	N-Entzug [kg ha ⁻¹]	Applizierte Düngermenge						
			Gesamt-N (davon NO ₃ ⁻) [kg ha ⁻¹]	P ₂ O ₅ [kg ha ⁻¹]	K ₂ O [kg ha ⁻¹]	S [kg ha ⁻¹]	MgO [kg ha ⁻¹]	B [kg ha ⁻¹]	Zn [kg ha ⁻¹]
2019	<i>Carex acuta</i>	61.4	61.4 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Carex acutiformis</i>	139.1	139.1 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Phalaris arundinacea</i>	89.7	89.7 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Phragmites australis</i>	34.1	41.2 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Typha angustifolia</i>	40.5	41.2 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Typha latifolia</i>	94.1	94.1 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
2020	<i>Carex acuta</i>	55.4	55.4 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Carex acutiformis</i>	81.6	81.6 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Phalaris arundinacea</i>	64.0	64.0 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Phragmites australis</i>	41.2	41.2 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Typha angustifolia</i>	59.0	59.0 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
	<i>Typha latifolia</i>	48.8	48.8 (17.9)	20.6	100.0	54.8	22.5	0.06	0.03
2021	<i>Carex acuta</i>	113.7	113.7 (17.9)	20.65	134.49	74.34	34.01	0.06	0.03
	<i>Carex acutiformis</i>	84.4	84.3 (13.4)	15.33	99.81	55.17	25.24	0.04	0.02
	<i>Phalaris arundinacea</i>	115.7	115.7 (9.3)	10.71	43.48	23.67	8.88	0.03	0.02
	<i>Phragmites australis</i>	90.8	90.8 (5.8)	6.65	38.57	21.25	9.37	0.02	0.01
	<i>Typha angustifolia</i>	102.2	102.2 (10.3)	11.83	67.38	37.11	16.26	0.03	0.02
	<i>Typha latifolia</i>	81.6	81.6 (8.2)	9.45	53.82	29.64	12.99	0.03	0.01

3.1.4 ERGEBNISSE

3.1.4.1 ERTRAGSENTWICKLUNG

Wie vermutet zeigen die unterschiedlichen getesteten Pflanzenarten deutliche Unterschiede in ihrer Ertragsentwicklung sowie ihrer maximalen Ertragsleistung in Abhängigkeit vom Grundwasserstand, Standjahr nach der Etablierung, Etablierungsverfahren, Nährstoffrückführung und der Nutzungsintensität. Hinzu kommen Unterschiede in den klimatischen Bedingungen, die sich auf das Pflanzenwachstum innerhalb der sechs Untersuchungsjahre auswirken (siehe Tabelle 27).

Wie in Kapitel 1.2.4.3 beschrieben, kommt für *Carex acuta* nach aktuellem Erkenntnisstand nur die Pflanzung von Ballenpflanzen für die Etablierung in Betracht. *Carex acuta* erzielte im Untersuchungszeitraum je nach Grundwasserstandvariante Trockenmasseerträge von bis zu $9,76 \pm 2,23 \text{ t ha}^{-1}$ in den nicht gedüngten Varianten (Abbildung 42). Ein signifikanter Unterschied zwischen den wiedervernässten Varianten „W“ und „T“ konnte als parametrischer Term im GAMM nicht nachgewiesen werden. Lediglich die Erträge in der drainierten Variante lagen mit durchschnittlich $2,56 \pm 0,25 \text{ t ha}^{-1}$ signifikant niedriger als in den beiden Varianten „W“ und „T“. Bei der Integration des mittleren jährlichen Grundwasserstands als „smoother“ im GAMM zeigt sich, dass mit steigendem GWL der Ertrag prinzipiell zunimmt ($p < 0.001$, edf = 7,06). Ab dem dritten Standjahr bildet *Carex acuta* Trockenmasseerträge von über 5 t ha^{-1} vorausgesetzt, dass die Fläche zumindest teilwiedervernässt (GWL < 20 cm unter GOK) ist. Generell zeigt sich, dass die Trockenmasseerträge mit zunehmendem Standjahr fast linear ($p < 0.0001$; edf = 1.65) zunehmen. Da in der vorliegenden Untersuchung lediglich die ersten sechs Standjahre berücksichtigt sind, gilt es herauszufinden inwieweit dieser Trend anhält. Die Länge der Vegetationsperiode wirkt sich ebenfalls linear auf den Ertrag aus ($p < 0.0001$; edf = 1.163). Dahingegen konnte kein signifikanter Effekt der Entzugsdüngung auf den Ertrag nachgewiesen werden, auch wenn in einzelnen Jahren leicht gesteigerte Erträge beobachtet werden konnten (Abbildung 42).

Die Etablierung von *Carex acutiformis* kann aktuell ebenfalls nur als Pflanzung von Ballenpflanzen empfohlen werden, da alle Aussaatversuche bisher gescheitert sind. Am Standort FSM erzielte *Carex acutiformis* innerhalb des Untersuchungszeitraums die höchsten Trockenmasseerträge ohne Düngung von allen Pflanzenarten mit bis zu $12,42 \pm 2,24 \text{ t ha}^{-1}$ im dritten Standjahr (Abbildung 42). Einen signifikanten Unterschied zwischen den wiedervernässten Varianten „W“ und „T“ konnte als parametrischer Term im GAMM nicht nachgewiesen werden. Lediglich die Erträge in der drainierten Variante lagen mit durchschnittlich $6,27 \pm 1,69 \text{ t ha}^{-1}$ signifikant niedriger als in den beiden wiedervernässten Varianten. Bei der Integration des mittleren jährlichen Grundwasserstands als „smoother“ im GAMM zeigt sich, dass mit steigendem GWL der Ertrag signifikant zunimmt ($p < 0.001$, edf = 2,99). Innerhalb der ersten drei Standjahre konnte eine signifikante ($p < 0.0001$) Zunahme im Ertrag beobachtet werden. Nach dem dritten Standjahr konnte im Freisinger Moos eine sehr stark ausgeprägte Ertragsdepression in allen Grundwasserstandsvarianten bis zum fünften Standjahr beobachtet werden. Auch die Düngung hatte keinen signifikanten Effekt auf den Ertrag und konnte diesen auch nicht auf dem Niveau des dritten Standjahrs stabilisieren (Abbildung 42). Am Standort Langenmosen bildete *Carex acutiformis* aufgrund des späten Pflanzzeitpunktes im Jahr 2019, analog zu den Versuchen im FSM, keine nennenswerte oberirdische Biomasse im Etablierungsjahr aus. In den zwei Folgejahren stiegen die Trockenmasseerträge auf $3,24 \pm 1,49 \text{ t ha}^{-1}$ bzw. $10,36 \pm 2,69 \text{ t ha}^{-1}$ im zweiten und dritten Standjahr an. Dahingegen lag der Trockenmasseertrag in der Zweischnittnutzung-Variante im dritten Standjahr bei lediglich $8,79 \pm 2,80 \text{ t ha}^{-1}$. Am Standort Riedhausen konnte bereits durch den angepassten Pflanztermin Ende Mai, im ersten Standjahr ein Trockenmasseertrag von $1,08 \pm 0,65 \text{ t ha}^{-1}$ erzielt werden. In den zwei folgenden Standjahren stieg der Trockenmasseertrag auf $10,69 \pm 1,00 \text{ t ha}^{-1}$ bzw. $11,62 \pm 2,00 \text{ t ha}^{-1}$ an. Wie in LM beobachtet, lagen die Trockenmasseerträge in der Zweischnittnutzungs-Variante mit $7,42 \pm 0,78 \text{ t ha}^{-1}$ bzw. $9,78 \pm 2,36 \text{ t ha}^{-1}$ im zweiten bzw. dritten Standjahr niedriger als in der Einschnitt-Nutzung.

Tabelle 27 Klimadaten für den Zeitraum der Ertragsmessungen im FSM (Daten der naheliegenden LfL Wetterstationen Freising)

Jahr	Lufttemperatur 2m Mittelwert (Min/Max) [°C]	Niederschlag Jahressumme [mm]	Globalstrahlung [kWh m ⁻²]	Vegetationstage [Tage]	Klimatische Wasserbilanz [mm]
2016	9,1 (-13,7/31,7)	776	1161,7	239	102,1
2017	9,0 (-19,3/33,7)	811	1203,7	246	113,5
2018	10,2 (-15,9/33,8)	745	1287,3	258	-29,0
2019	9,8 (-10,8/34,4)	725	1230,3	257	9,3
2020	9,6 (-7,3/34,9)	767	1248,2	254	59,8
2021	8,6 (-15,5/31,9)	914	1230,1	234	239,5

Für die Pflanzenart *Phalaris arundinacea* konnte zwischen den beiden Etablierungsmethoden Pflanzung und Aussaat kein signifikanter Unterschied in den Erträgen über den Beobachtungszeitraum nachgewiesen werden. Trotz des relativ späten Pflanzzeitpunkts zeigt *Phalaris arundinacea* noch im Jahr seiner Etablierung einen erheblichen Biomassenzuwachs von bis zu $1,56 \pm 0,33 \text{ t ha}^{-1}$ im FSM (Abbildung 42). In den parallel angelegten Spätsommersaatversuchen konnte aufgrund der geringen oberirdischen Biomasseentwicklung keine Ernte im Jahr der Etablierung durchgeführt werden. Für alle durchgeführten Aussaatversuche im Frühsommer lagen die Biomasseerträge im Etablierungsjahr bei bis zu $2,82 \pm 0,89 \text{ t ha}^{-1}$ im FSM (Abbildung 43), $4,78 \pm 2,35 \text{ t ha}^{-1}$ in LM und $3,75 \pm 1,00 \text{ t ha}^{-1}$ in RH. Im FSM lagen die maximale Erträge in den ungedüngten Varianten bei bis zu $12,31 \pm 3,83 \text{ t ha}^{-1}$. In RH und LM wurden mit bis zu $10,19 \pm 1,78 \text{ t ha}^{-1}$ bzw. $11,11 \pm 1,45 \text{ t ha}^{-1}$ ähnlich hohe Trockenmasseerträge bereits im zweiten Standjahr erzielt. Bei der Integration des mittleren jährlichen Grundwasserstands als „smoother“ im GAMM zeigt sich, dass mit steigendem GWL der Ertrag signifikant zunimmt ($p < 0.001$, edf = 8,19) bis er bei einem mittleren GWL von -7cm ein Ertragsmaximum erreicht. Höhere Grundwasserstände führen dann zu niedrigeren Erträgen. Ähnlich wie für *Carex acutiformis* konnte für *Phalaris arundinacea* ein Ertragsmaximum im zweiten und dritten Standjahr der ungedüngten Varianten, gefolgt von einem signifikanten ($p < 0.0001$, edf. 3.63) Ertragsrückgang bis zum sechsten Standjahr beobachtet werden. Die gedüngten Varianten zeigen im Mittel signifikant ($p < 0.0001$) höhere Erträge als die ungedüngten Varianten. Mit Hilfe der Entzugsdüngung konnten somit die Erträge ab 2019 in allen Grundwasserstandsvarianten gegenüber den ungedüngten Varianten in etwa auf dem Niveau des ungedüngten, dritten Standjahres stabilisiert werden (Abbildung 42 & Abbildung

43). Zudem konnte beobachtet werden, dass sich die Länge der Vegetationsperiode signifikant ($p < 0.003$) auf das Wachstum von *Phalaris arundinacea* auswirkt. Bezüglich der unterschiedlichen Managementvarianten konnte beobachtet werden, dass die Zweischnittnutzung von *Phalaris arundinacea* in LM mit $11,24 \pm 2,67 \text{ t ha}^{-1}$ den gleichen Ertrag wie die Einschnittnutzungsvariante im zweiten Standjahr aufweist, wohingegen in RH die Zweischnittnutzung mit $8,26 \pm 2,39 \text{ t ha}^{-1}$ niedrigere Erträge liefert.

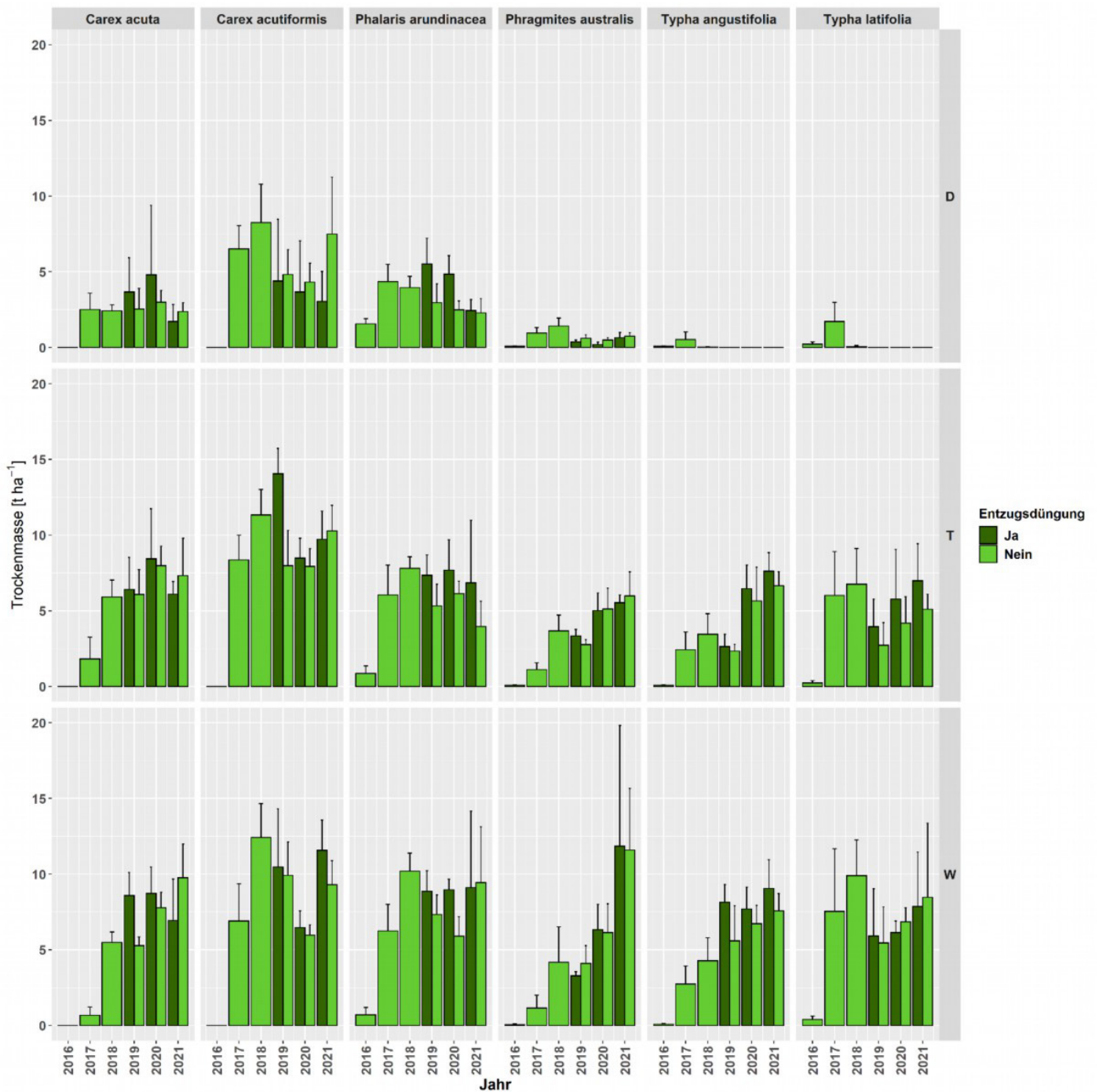


Abbildung 42 Ertragsentwicklung in den Pflanzversuchen am Standort FSM mit und ohne Düngung in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der rechten Y-Achse stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.

Für *Phragmites australis* konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den zwei Etablierungsmethoden auf die Erträge nachgewiesen werden. Verglichen mit *Carex* spp. und *Phalaris* zeigt *Phragmites australis* eine deutlich langsamere Bestandesentwicklung. Aus dem nichtlinearen „smoother“ im GAMM Modell zeigt sich, dass eine signifikante ($p < 0.0001$) Ertragszunahme erst ab dem vierten Standjahr erreicht wird. Die höchsten Erträge von bis zu $11,59 \pm 4,08 \text{ t ha}^{-1}$ wurden erst im sechsten Standjahr im FSM erreicht (Abbildung 42). Deutlich ausgeprägt ist der Einfluss des mittleren Grundwasserstands auf die Ertragsleistung. So lagen die mittleren Erträge der Grundwasserstandsvariante „W“ signifikant ($p < 0.0001$) über denen der teilwiedervernässten-Varianten und der drainierten-Varianten, welche sich ebenfalls signifikant unterscheiden. Besonders in den Aussaatversuchen zeigt sich das ein Anbau von *Phragmites australis* in den Grundwasservarianten „T“ und „D“ zu keinen ökonomisch vertretbaren Erträgen führt (Abbildung 43). Einen signifikanten Einfluss der Entzugsdüngung auf die Ertragshöhe konnte für *Phragmites australis* im Untersuchungszeitraum nicht nachgewiesen werden.

Typha angustifolia benötigt für die Etablierung mittels Aussaat Grundwasserstände nahe der Oberfläche. In der Grundwasserstandsvariante „D“ konnte die Art nicht mittels Aussaat etabliert werden (Abbildung 43). Ebenso hat sich in der Grundwasserstandsvariante „T“ kein geschlossener, produktiver Bestand entwickelt. Auch in den Pflanzversuchen ist die Art in der Variante „D“ ab dem zweiten Standjahr vollständig ausgefallen (Abbildung 42). Die Erträge der Grundwasserstandsvariante „W“ liegen signifikant ($p < 0.0001$) über denen der Varianten „T“ und „D“. Bei der Integration des mittleren jährlichen Grundwasserstands als „smoother“ im GAMM zeigt sich das mit steigendem GWL der Ertrag signifikant zunimmt ($p < 0.0001$, edf = 6,84). Die höchsten beobachteten Erträge im FSM mit $7,56 \pm 1,14 \text{ t ha}^{-1}$ wurden erst im sechsten Standjahr erreicht. Generell zeigt sich, dass die Trockenmasseerträge für diese Art im FSM mit zunehmendem Standjahr in der wiedervernässten Variante fast linear ($p < 0.0001$) zunehmen. Am Standort LM konnte dieser Trend nicht bestätigt werden. Hier wurde schon im zweiten, dritten und vierten Standjahr Trockenmasseerträge von $5,52 \pm 2,91 \text{ t ha}^{-1}$, $8,83 \pm 4,44 \text{ t ha}^{-1}$ und $8,19 \pm 4,96 \text{ t ha}^{-1}$ erzielt. Im FSM konnte zudem eine schwach signifikante ($p < 0.033$) Steigerung der Erträge von *Typha angustifolia* durch die Düngung nachgewiesen werden (Abbildung 42). In der Variante „W“ der Frühsommersaatversuche führte die Düngung im fünften Standjahr zu einem Trockenmasseertrag von $10,60 \pm 3,63 \text{ t ha}^{-1}$.

Für *Typha latifolia* zeigt sich für die Etablierungsmethoden und Grundwasserstandseffekt ein ähnliches Bild wie für *Typha angustifolia* beschrieben. In der Grundwasserstandsvariante „D“ konnte die Art nicht mittels Aussaat etabliert werden (Abbildung 43). Ebenso hat sich in der Grundwasserstandsvariante „T“ kein geschlossener, produktiver Bestand entwickelt. Auch in den Pflanzversuchen ist die Art in der Variante „D“ ab dem zweiten Standjahr vollständig ausgefallen (Abbildung 42). Die Erträge der Grundwasserstandsvariante „W“ liegen signifikant ($p < 0.0001$) über denen der Varianten „T“ und „D“. Bei der Integration des mittleren jährlichen Grundwasserstands als „smoother“ im GAMM zeigt sich das mit steigendem GWL der Ertrag signifikant zunimmt ($p < 0.0001$, edf = 3,15). Die höchsten Trockenmasseerträge von $9,90 \pm 2,37 \text{ t ha}^{-1}$ wurden in den ungedüngten Pflanzversuchen im dritten Standjahr beobachtet. In den Folgejahren nahm die Ertragsleistung in den Pflanzversuchen deutlich ab (Abbildung 42). Dahingegen nahm die Ertragsleistung in den Aussaatversuchen der Variante „W“ mit zunehmendem Standjahr fast linear auf $8,64 \pm 2,35 \text{ t ha}^{-1}$ zu (Abbildung 43). Eine signifikante Ertragssteigerung oder Stabilisierung der Erträge in den Pflanzversuchen durch die Entzugsdüngung konnte für *Typha latifolia* im Untersuchungszeitraum nicht nachgewiesen werden.

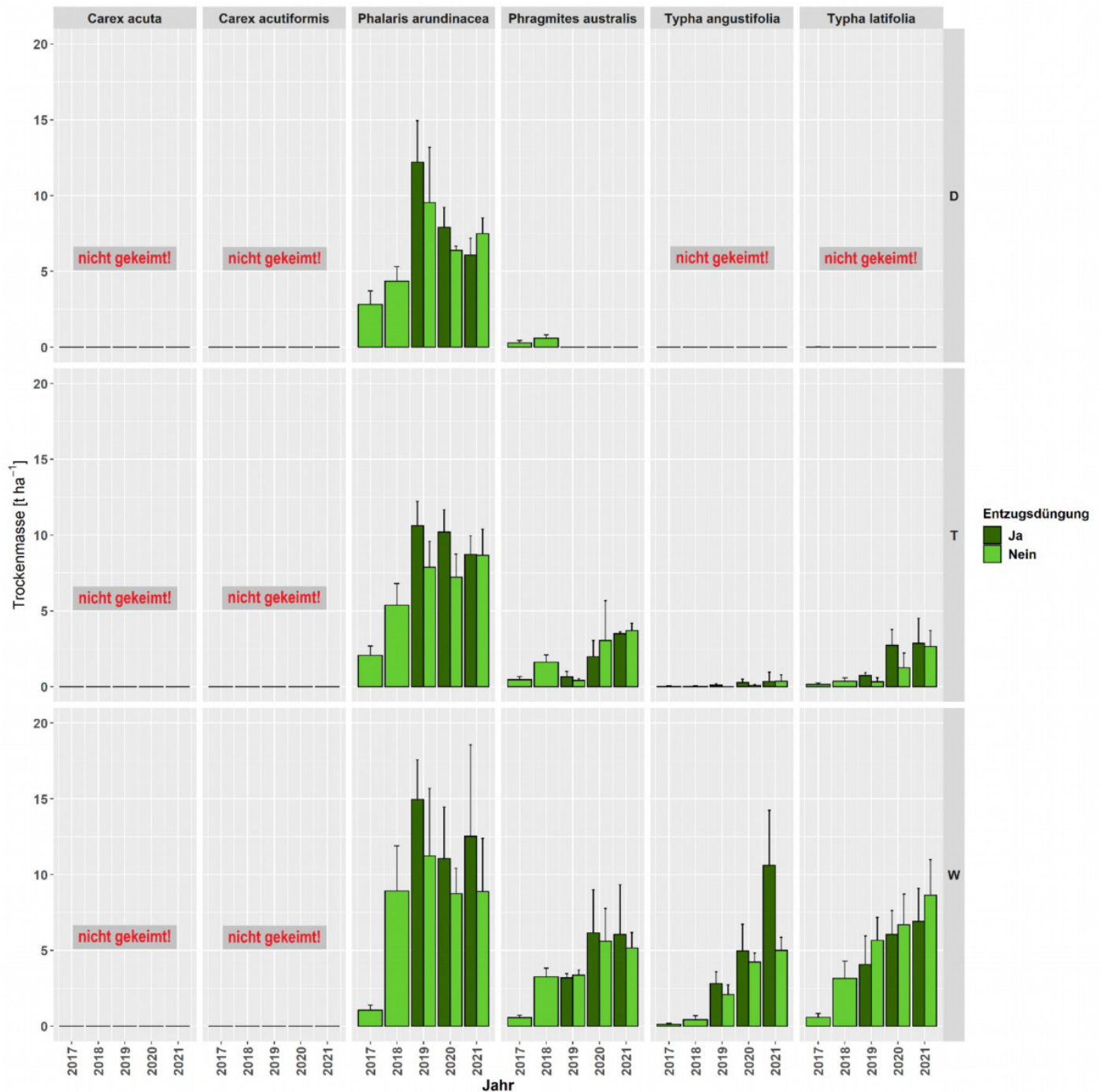


Abbildung 43 Ertragsentwicklung in den Aussaatversuchen am Standort FSM mit und ohne Düngung in den Standjahren nach der Etablierung. Die Abkürzungen der rechten Y-Achse stehen für die drei unterschiedlichen Wasserstandsklassen (W = Wiedervernässt, T = Teilwiedervernässt, D = Drainiert). Der Fehlerbalken gibt die Standardabweichung wieder.

3.1.4.2 AUSWIRKUNG DER DÜNGUNG AUF DAS BODENWASSER

Abbildung 44 zeigt den Verlauf der Nitrat- Konzentrationen im Bodenwasser nach der Düngerapplikation in den Jahren 2019 bis 2021. Für das Jahr 2019 und 2021 konnte für fast alle Varianten in den ersten zwei bis vierzehn Tagen ein Anstieg der Nitrat-Konzentration in den gedüngten Varianten gegenüber den ungedüngten Varianten nachgewiesen werden. Für alle ungedüngten Varianten lag die natürliche Nitrat-Konzentration im Bodenwasser nahe Null. In keiner Variante führte die Düngung zu einem überschreiten des Grenzwerts für Nitrat im Trinkwasser von 50 mg l^{-1} . Obwohl in den Jahren 2019 und 2020 die applizierte Nitratmenge in allen Varianten 17.9 kg ha^{-1} entsprach, lag die Nitratkonzentration im Jahr 2020 in allen Varianten deutlich unter denen des Jahres 2019. Mit Ausnahme von *Carex acuta* lag die applizierte Nitratmenge im Jahr 2021 teilweise deutlich unter denen der Jahre 2019 und 2020. Trotzdem lagen die

gemessenen Nitratkonzentrationen im Bodenwasser über denen im Jahr 2020. Obwohl eine statistisch abgesicherte Aussage bisher fehlt, zeigt sich das die Variante *Phragmites australis* im Mittel über die drei Untersuchungsjahre die geringsten Nitratkonzentrationen im Bodenwasser nach Düngerapplikation aufweist. Der Verlauf der P_2O_5 - Konzentration im Bodenwasser ist generell auf einem niedrigen Niveau. Vereinzelt kommt es zu einem deutlichen Anstieg der P_2O_5 - Konzentration nach der Düngerapplikation (Abbildung 45). Im Vergleich zum Anstieg der Nitratkonzentration ist die Zunahme der P_2O_5 - Konzentration allerdings nicht so deutlich ausgeprägt.

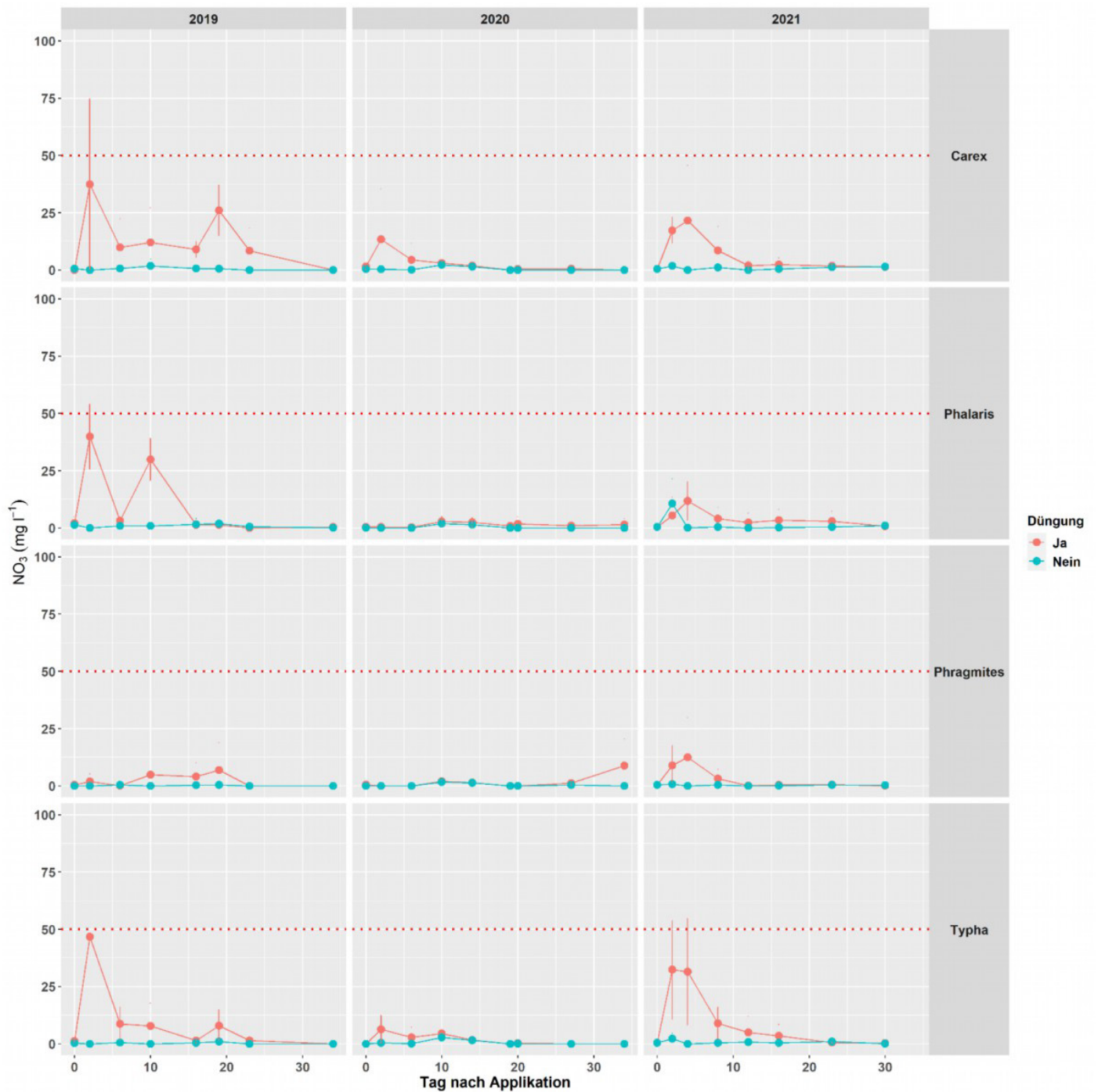


Abbildung 44 Verlauf der Nitrat (NO_3) Konzentration im Bodenwasser nach Düngerapplikation in den Jahren 2019, 2020 und 2021. Die gestrichelte rote Linie zeigt den aktuellen NO_3 Grenzwert für Trinkwasser.

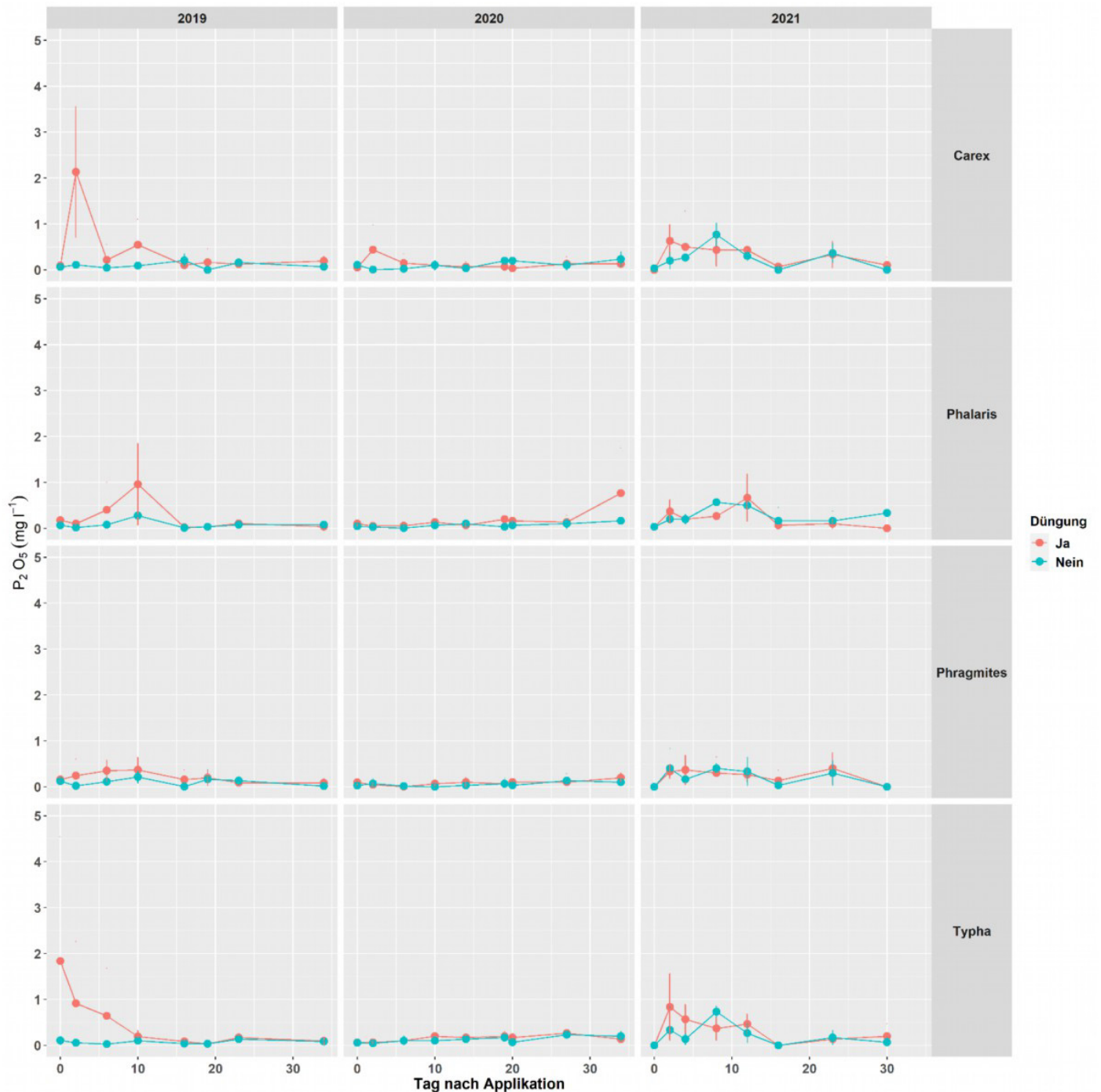


Abbildung 45 Verlauf der Diphosphorpentoxid (P_2O_5) Konzentration im Bodenwasser nach Düngerapplikation in den Jahren 2019, 2020 und 2021.

Abbildung 46 zeigt den Verlauf der Sulfat-Konzentration nach Düngerapplikation in den drei Untersuchungs Jahren. In allen Untersuchungsvarianten konnte ein Anstieg der SO_4 -Konzentration über den gesamten Beprobungszeitraums nach der Düngerapplikation nachgewiesen werden. In keiner Untersuchungsvariante wurde der Grenzwert für SO_4 im Trinkwasser von 250 mg l^{-1} überschritten. Wie schon für NO_3 beobachtet lag die mittlere SO_4 -Konzentration im Jahr 2020 unter der der Jahre 2019 und 2021. Deutliche Unterschiede zwischen den betrachteten Pflanzenarten können nicht nachgewiesen werden.

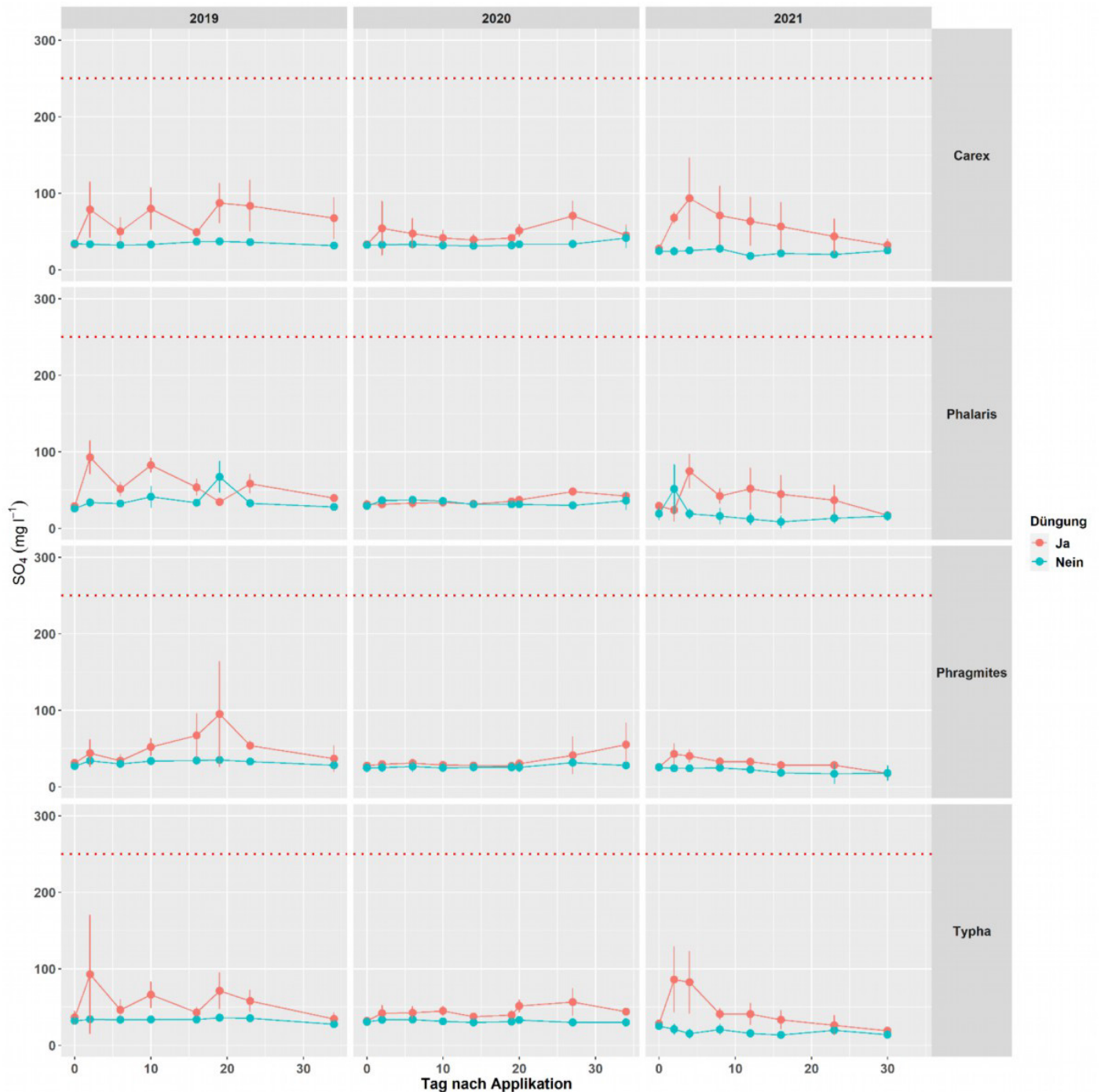


Abbildung 46 Verlauf der Sulfat (SO_4) Konzentration im Bodenwasser nach Düngerapplikation in den Jahren 2019, 2020 und 2021. Die gestrichelte rote Linie zeigt den aktuellen SO_4 Grenzwert für Trinkwasser.

3.1.5 DISKUSSION

3.1.5.1 ERTRAGSENTWICKLUNG

Die vorliegende Studie liefert erstmalig langfristige (6 Jahre) Ertragsdaten für sechs unterschiedliche Paludikultur-Pflanzenarten, die in einem teilrandomisierten Blockexperiment entlang eines Grundwasserstandsgradienten angebaut und kontinuierlich als Paludikultur bewirtschaftet wurden. Zudem wird der vorliegende Datensatz durch die Ertragsdaten der zwei Standorten LM und RH hinsichtlich unterschiedlicher Nährstoffausgangs- und Wiedervernässungssituationen gestützt.

Wie zu erwarten konnte für alle untersuchten Arten eine signifikante Ertragszunahme mit steigendem Grundwasserstand nachgewiesen werden. Um ökonomisch tragfähig zu sein, ist es somit unabdingbar, dass eine vollständige Wiedervernässung mit einem mittleren Grundwasserstand < 10 cm unter der

Geländeoberfläche für den Anbau der Paludikulturarten umgesetzt wird. *Carex* spp. und *Phalaris* zeigen auch unter suboptimalen Wiedervernässungsbedingungen noch hohe Ertragsleistungen. Diese Arten könnten somit auch ökonomisch vertretbar auf Flächen etabliert werden, bei denen im Vorhinein abzusehen ist, dass eine vollständige Wiedervernässung eine längere Zeit in Anspruch nimmt bzw. mit stärker schwankenden Grundwasserständen zwischen den Jahren zu rechnen ist. Generell zeigen alle Arten in den wiedervernässten Varianten bei einer Einschnitt- Nutzung im Winter ohne Entzugsdüngung eine hohe Biomasseproduktion von bis zu $9,76 \pm 2,23 \text{ t ha}^{-1}$ für *Carex acuta*, $12,42 \pm 2,24 \text{ t ha}^{-1}$ für *Carex acutiformis*, $12,31 \pm 3,83 \text{ t ha}^{-1}$ für *Phalaris arundinacea*, $11,59 \pm 4,08 \text{ t ha}^{-1}$ für *Phragmites australis*, $8,83 \pm 4,44 \text{ t ha}^{-1}$ für *Typha angustifolia* und $9,90 \pm 2,37 \text{ t ha}^{-1}$ für *Typha latifolia*. Die im Projekt erhobenen Erträge passen somit gut in die Ertragsspanne die Nordt et al. (2022) für Schilf ($3\text{-}15 \text{ t ha}^{-1}$), Rohrkolben ($4\text{-}22 \text{ t ha}^{-1}$) und Rohrglanzgras ($1,6\text{-}13 \text{ t ha}^{-1}$) angeben. Wichtmann et al. (2016) geben für die Sommerernte von *Carex acutiformis* Ertragsspannen von $4,2 - 7,6 \text{ t ha}^{-1}$ und für *Carex acuta* von $3,8 - 4,9 \text{ t ha}^{-1}$ an. Überraschenderweise liefert die Zweischnittnutzung von *Carex acutiformis* auf allen Standorten im Mittel $2,23 \text{ t ha}^{-1}$ weniger Biomasse als die Einschnitt- Nutzung. Für *Phalaris arundinacea* konnten nur am Standort RH niedrigere Erträge in der Zweischnitt- Nutzung beobachtet werden, während die Erträge am Standort LM identisch waren. Für *Phalaris arundinacea* spiegelt sich vermutlich die unterschiedliche Nährstoffversorgung und Nährstoffnachlieferung der beiden Standorte in diesem Ergebnis wieder, während der Aufwuchs von *Carex acutiformis* im Juli offensichtlich nicht durch die Nährstoffnachlieferung limitiert ist. Jede Art erreicht ihre maximale Ertragsleistung nach einer unterschiedlich langen Standzeit nach der Etablierung. Während die beiden Arten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* bereits im dritten Standjahr ihre maximale oberirdische Biomasseproduktion erreichen, benötigen Arten wie *Carex acuta* und *Phragmites australis* bis zu ihrem sechsten Standjahr oder länger. Bei *Typha* spp. scheint für die Entwicklung vornehmlich die Nährstoffausgangssituation von entscheidender Bedeutung zu sein. Die unterschiedliche Entwicklungsdynamik gilt es bei der Neuanlage von Paludikulturen sowie den geplanten landwirtschaftlichen Förderprogrammen (z.B. bayrische Moorbauernprogramm) zu berücksichtigen. Für die beiden Pflanzenarten *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* konnte ab dem dritten Standjahr am Versuchsstandort FSM ein signifikanter Rückgang der Ertragsleistung in den Folgejahren beobachtet werden. Für die Art *Phalaris arundinacea* konnte dieser Ertragsrückgang durch eine Düngung in Höhe der N-P-K- Entzüge im April bis Mai ausgeglichen werden. Somit liegt nahe, dass es an diesem Standort durch die Ernten im Winter zu einer Aushagerung der Flächen kommt. Dieser Effekt würde bei einer Sommermahd für die Gewinnung von Substrat für die Biogasgewinnung noch erheblicher ausfallen, da dadurch noch erheblich größere Nährstoffmengen der Fläche entzogen würden. Für *Carex acutiformis* konnte ebenfalls ein signifikanter Ertragsrückgang am Standort FSM beobachtet werden. Hier konnte dieser Effekt mittels Entzugsdüngung nicht ausgeglichen werden. Somit scheint eine Nährstofflimitierung an den Hauptnährstoffen (N, P, K, Mg, Ca, S) nicht der auslösende Faktor zu sein. Die Integration unterschiedlicher Klimadaten (siehe Tabelle 27) in das GAMM- Modell zeigte ebenfalls keine signifikanten Abhängigkeiten. Da über die tatsächlichen Nährstoffbedarfe der Paludikulturen bisher keine Studien vorliegen, ist es allerdings auch möglich, dass der gewählte Düngetermin nicht richtig für das Pflanzenwachstum von *Carex acutiformis* gewählt war. Dies gilt ebenso für alle anderen Paludikulturpflanzen bei denen die Düngung keine signifikante Ertragssteigerung hervorgerufen hat. Zudem ist es potentiell auch möglich, dass ein essenzieller Mikronährstoff nicht in ausreichender Menge vorhanden ist. Weiterführende Untersuchungen im NAPALU-Projekt werden Aufschluss darüber geben, ob es ebenfalls an Standorten die gut nährstoffversorgt sind (z.B. Langenmosen) zu solchen Ertragseinbrüchen bei *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* kommt.

3.1.5.2 UMWELTRISIKEN DURCH DÜNGUNG VON PALUDIKULTUREN

Nach aktueller Rechtslage (Düngemittel- Gesetz und Düngemittel- Verordnung (DüMV)) ist eine Düngung von Paludikulturen nicht erlaubt, da Paludikulturen dauerhaft wassergesättigt sind! In den vorliegenden Versuchen zeigt sich, dass selbst der geringe Anteil an Nitrat im ENTEC Perfekt® einem hohen Risiko unterliegt unmittelbar im Torfprofil verlagert bzw. ausgewaschen zu werden. Zudem birgt es das Risiko von N_2O - Emissionen infolge von Denitrifikation. An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass die gemessenen Konzentrationen an NO_3 , P_2O_5 und SO_4 innerhalb der Untersuchungsflächen nicht zwangsläufig einem Austrag ins Oberflächenwasser gleichzusetzen ist, da das beprobte Wasser noch horizontal sowie lateral durch den Torfkörper fließt, bis es den Vorfluter erreicht. Innerhalb dieser Zeit kommt es besonders unter den anaeroben Bedingungen im Torfprofil von wiedervernässten Paludikulturen zu Reduktionsprozessen (z.B. Denitrifikation: $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$, oder bakterielle Sulfatreduktion, etc.). Zudem besteht ebenfalls die Möglichkeit, dass die Pflanzen einen Teil des Nitrats noch über die Wurzeln aufnehmen.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen jedoch, dass die Paludikultur-Pflanzen den Nitratstickstoff im ENTEC Perfekt® nicht so schnell einbinden wie er möglicherweise über andere Pfade verloren geht. Wie in Kapitel 3.3.4 beschrieben konnten keine erhöhten Nitrat-, Phosphor- und Sulfatkonzentrationen im Bodenwasser nach der Applikation von flüssigem Gärrest in den Versuchen zur Schnittverträglichkeit von *Phalaris* mit und ohne Düngung nachgewiesen werden. Für weiterführende Versuche sollte somit auf ENTEC Perfekt® verzichtet und stattdessen ausschließlich Versuche mit ALZON 46N® oder organischen Dünger, die nur $\text{NH}_4\text{-N}$ aufweisen, durchgeführt werden. Dies wird aktuell im NAPALU- Projekt umgesetzt.

Trotz teilweise erheblicher Gesamt- N- Applikationsmengen von bis zu 140 kg ha^{-1} wurde in keiner Variante der Nitrat Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg l^{-1} über einen Beobachtungszeitraum von 34 Tagen überschritten. Dies zeigt zum einen die Wirksamkeit der Nitrifikationsinhibitoren und zum anderen den Effekt, dass in wassergesättigten Böden die Nitrifikation deutlich gehemmt ist und somit ein Nitrataustrag aus wiedervernässten Paludikulturen natürlicherweise nicht zu erwarten ist. Die gemessenen P_2O_5 -Konzentrationen liegen alle relativ niedrig. Die derzeit gültige Trinkwasserverordnung gibt aktuell keinen Phosphatgrenzwert vor. In der Verordnung vor 2001 war der Grenzwert auf $6,7 \text{ mg P l}^{-1}$ festgelegt. Somit lagen alle gemessenen Konzentrationen deutlich unter diesem Orientierungswert. Für Sulfat gilt ein Orientierungswert von 200 mg l^{-1} . Ein gesetzlicher Grenzwert für Oberflächengewässer existiert allerdings nicht. In der Trinkwasserverordnung ist ein Grenzwert für Sulfat (SO_4) im Reinwasser von 250 mg l^{-1} (TrinkwV 2001) geregelt. Auch dieser Wert wurde in keiner der Varianten überschritten.

Inwieweit eine Düngung tatsächlich notwendig wird, lässt sich aus dem bestehenden Datensatz noch nicht belastbar ableiten. Zudem gibt es auch in der Literatur keine Studien, die sich mit der Düngung von Paludikulturen fachlich fundiert beschäftigt haben. Auf nicht so nährstoffreichen Standorten (z.B. FSM) scheint eine Entzugsdüngung die Erträge für *Phalaris arundinacea* zu stabilisieren, auch für *Typha angustifolia* scheint eine Ertragssteigerung auf solchen Standorten möglich. Dahingegen konnten keine signifikanten Änderungen durch Düngung in den Erträgen von Seggen, breitblättrigem Rohrkolben und Schilf nachgewiesen werden. Dies kann allerdings ebenso mit dem Applikationszeitraum des Düngers zusammenhängen. In den vorliegenden Versuchen wurde die Entzugsdüngung entsprechend der Pflanzenentwicklung im April bzw. Mai appliziert. Möglicherweise ist dieser Zeitpunkt für die Bestandesentwicklung von z.B. *Carex* spp. oder *Phragmites australis* nicht so günstig wie ein späterer Zeitraum in der Vegetationsperiode (z.B. Juni oder Juli). Hierzu bedarf es weiterführender Untersuchungen. Wie aus den Ertragsuntersuchungen deutlich hervorgeht, hängt die Notwendigkeit einer Entzugsdüngung ganz wesentlich von der initialen Nährstoffverfügbarkeit des Standorts, der Nährstoffzusammensetzung des eingeleiteten Bewässerungswassers, der Nutzungsintensität und des Erntezeitraums ab. Bei einem einmaligen Schnitt im November bis Februar ist der Nährstoffentzug mit der Biomasse verhältnismäßig gering, da die meisten Paludikulturarten die Nährstoffe aus der oberirdischen Biomasse in die Wurzeln und Rhizome zurückverlagert haben. Der geringe Nährstoffentzug kann dann im Normalfall vermutlich problemlos über das kontinuierlich eingeleitete Bewässerungswasser gedeckt werden. Anders verhält es sich z.B. bei einer Zweischnittnutzung von Rohrglanzgras als Substrat für die Biogasgewinnung. Hier werden sehr große Nährstoffmengen von der Fläche abgefahren. In Regionen mit nährstoffbelasteten Oberflächengewässern kann dies evtl. auch noch kompensiert werden, bei einer mäßigen Nährstofffracht wird es kurz- oder langfristig zu Aushagerungserscheinungen und Ertragsrückgängen kommen. Ein künstliches Absenken der Grundwasserstände im Sinne der DüMV zum Sommerschnitt Anfang Juli mit anschließender Nährstoffrückführung führt unmittelbar zur Reaktivierung der Torfmineralisierung, wodurch die THG-Einsparpotentiale massiv reduziert bzw. aufgehoben werden. Dabei gilt es auch hier zu bedenken, dass es sehr lange Zeiträume bedarf, bis der Torfkörper im Oberboden soweit abgetrocknet ist, um bedenkenlos organische oder mineralische Düngemittel auf- oder einzubringen. Zudem muss der niedrige Wasserstand im Anschluss der Düngerausbringung sehr lange aufrecht erhalten bleiben, damit es nicht zu erheblichen Auswaschungs- und Denitrifikationsverlusten kommt. Aktuell wird dieses Thema im Projekt „Nachhaltigkeit von Paludikulturen unter besonderer Berücksichtigung des Stoffhaushaltes (NAPALU)“ untersucht.

Bei den meisten Acker- und Grünlandstandorten liegt der initiale Nährstoffgehalt im Boden so hoch, dass es in den ersten Kulturjahren zu keinen Ertragseinbußen aufgrund eines Nährstoffmangels kommen sollte. Allerdings ist darauf zu achten, dass es beim Umbruch von Grünland auf Niedermoorstandorten zu einer Kaliumfixierung kommen kann. Dies kann bei Rohrglanzgras und den Rohrkolbenarten zu Ertragseinbußen führen, wenn der resultierende K- Mangel nicht durch das eingeleitete Bewässerungswasser gedeckt wird. Es empfiehlt sich vor der Neuanlage von Paludikulturen den Nährstoffgehalt im Boden zu ermitteln. Zudem sollte bekannt sein welche Nährstofffrachten das zukünftige Bewässerungswasser aufweisen. Darauf abgestimmt sollte die Auswahl der geeigneten Paludikulturpflanzenarten für einen gegebenen Standort erfolgen. Genaue Angaben zum Nährstoffbedarf der einzelnen Paludikulturpflanzenarten können bisher noch

nicht gegeben werden. Aus den durchgeführten Düngerversuchen kann grob folgende Reihenfolge der Nährstoffbedarfe der untersuchten Pflanzen festgelegt werden: Schmalblättriger Rohrkolben > Rohrglanzgras > Breitblättriger Rohrkolben > Schlanksegge > Sumpfsegge & Schilf.

3.1.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Aus den vorliegenden Ergebnissen lassen sich folgende offene Fragestellungen ableiten:

- Langzeitversuche (> 10 Jahre) zur Ertragsentwicklung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Nährstoffausgangssituationen sowie Nährstoffkonzentrationen im Bewässerungswasser.
- Langzeitversuche zur Ertragsentwicklung bei einer unterschiedlichen Mahd- Frequenz sowie Mahd- Zeitpunkten im Jahr.
- Versuche zu einer umweltverträglichen Nährstoffrückführung hinsichtlich THG- Emissionen sowie Nährstoffauswaschung bzw. –verlagerung (NAPALU Projekt).
- Pflanzenartenspezifische Identifikation optimaler Zeitfenster für eine Nährstoffrückführung falls erforderlich.

3.2 THERMISCHE VERWERTUNG

D. KUPTZ, C. KUCHLER, E. RIST, R. MACK, C. SCHÖN UND H. HARTMANN

Zusammenfassung

In Modul 3.2 wurden Biomassepellets aus vier Paludikulturarten (Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras und Seggen) am TFZ hergestellt und in zwei Biomassekesseln < 30 kW verbrannt. Als Rohmaterial kam Häckselgut von der Versuchsfläche Freisinger Moos zum Einsatz, das im Winter 2018, 2019 (Ausgangsmaterial für die Pelletierung) und 2020 geerntet wurde. Zur Verbesserung des Verbrennungsverhaltens wurde ein Teil der Brennstoffe mit dem Tonmineral Kaolin additiviert oder mit ENplus-Holzpellets (A1 Qualität) gemischt. Alle Brennstoffe wurden nach internationalen Standards für biogene Festbrennstoffe analysiert. Die physikalische Brennstoffqualität der Pellets erfüllte die Anforderungen der DIN EN ISO 17225-6. Die chemischen Eigenschaften des Rohrkolbens deuteten auf hohe Gesamtstaubemissionen während der Verbrennung aufgrund hoher Gehalte an Kalium und Natrium im Brennstoff hin, während für die anderen Paludi-Arten aufgrund eines hohen molaren $(\text{Si}+\text{K}+\text{Al})/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{P})$ -Verhältnisses eine starke Schlackebildung vorhergesagt wurde.

Bei der Verbrennung der Pellets waren die CO- und Gesamtstaubemissionen des Rohrkolbens erhöht, wurden jedoch durch eine Additivierung mit 2,3 m-% Kaolin leicht reduziert. Eine Mischung von Rohrglanzgras mit Holzpellets reduzierte die NO_x-, SO_x- und HCl-Emissionen aufgrund geringerer Konzentrationen an N, S und Cl im Brennstoff. Die Verschlackung war bei reinen und additivierten Pellets aus Schilf, Rohrglanzgras und Seggen hoch, wobei > 50 m-% der Gesamtasche aus Partikeln mit einem Durchmesser > 2 mm bestand. Weder mit den reinen noch mit den additivierten Brennstoffen konnte ein stationärer Kesselbetrieb erreicht werden. Insgesamt zeigte sich, dass Paludikulturen anspruchsvolle Brennstoffe für Kleinfeuerungsanlagen sind. Ihr Einsatz kann für die verwendeten Biomassekessel nicht empfohlen werden. Technische Lösungen können in mittelgroßen Verbrennungsanlagen über 100 kW einfacher umgesetzt werden.

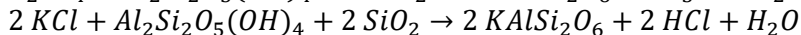
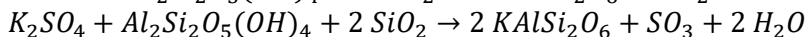
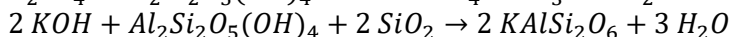
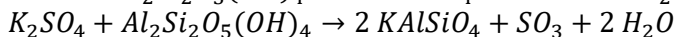
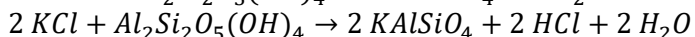
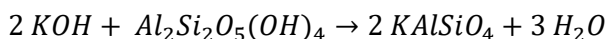
3.2.1 EINLEITUNG

Paludikulturen wie Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras oder Seggen gehören zu den halmgutartigen Biomassen nach DIN EN ISO 17225-1. Als solche lassen sie zahlreiche physikalische und chemische Brennstoffeigenschaften erwarten, die bei der Verbrennung in kleinen bis mittelgroßen Biomassefeuerungen (< 100 kW bis 1 MW) als nachteilig zu bewerten sind (Brassard et al., 2014; Carvalho et al., 2013; Chandrasekaran et al., 2013; Kaltschmitt et al., 2016; Lamberg et al., 2013; Moran et al., 2015; Oberberger und Thek, 2004; Tissari et al., 2008; Vassilev et al., 2010; Werther et al., 2000). Dazu gehören ein reduzierter Heizwert, ein erhöhter Aschegehalt und erhöhte Konzentrationen verbrennungskritischer chemischer Inhaltsstoffe wie Stickstoff (N), Kalium (K), Chlor (Cl) oder Schwefel (S). Hohe Gehalte an N können zu erhöhten Stickoxid-Emissionen (NO_x) führen (Glaborg et al., 2003; Kaltschmitt et al., 2016; Sommersacher et al., 2012). Hohe Gehalte an K und Na erhöhen die Gesamtstaubemissionen durch Bildung mineralischer Aerosole (Brunner et al., 2019; Kaltschmitt et al., 2016; Knudsen et al., 2004). Hohe Cl-Gehalte können wiederum zu Hochtemperaturkorrosion in der Anlage führen (Bozaghian et al., 2018; Kaltschmitt et al., 2016). Folglich ist anzunehmen, dass die Nutzung von Paludi-Biomasse mit erheblichen Herausforderungen für eine störungsfreie und emissionsarme Verbrennung verbunden ist.

Informationen zur Brennstoffqualität und zum Verbrennungsverhalten von Paludi-Brennstoffen sowie Empfehlungen bezüglich ihrer Verarbeitung, z. B. in Form von Pellets, sind rar und bislang existieren hierzu nur wenige Studien (Dahms et al., 2017; Giannini et al., 2016; Kabengele et al., 2020; Kask et al., 2013; Wichtmann et al., 2014). Neben konventionellen Verarbeitungsschritten wie der Trocknung und der Verdichtung der Biomasse, z. B. durch Pelletierung oder als Ganzballen, könnte die chemische Zusammensetzung der Brennstoffe durch Additivierung oder durch Mischen mit anderen, z. B. holzartigen Biomassen optimiert werden.

Die Additivierung von Agrarbrennstoffen erfolgt häufig mit aluminiumbasierten Tonmineralien wie Kaolin (Bäfver et al., 2009; Boström et al., 2009; Clery et al., 2018; Dragutinovic et al., 2019; Gehrig et al., 2019;

Höfer und Kaltschmitt, 2019; Höfer et al., 2021; Huelsmann et al., 2019; Mack et al., 2019, Steenari et al., 2009). Dieses besteht hauptsächlich aus Kaolinit ($Al_2(Si_2O_5)(OH)_4$). Ziel der Kaolin-Additivierung ist eine Reduktion der Staubemissionen, vor allem dem Anteil mineralischer Aerosole bei der Verbrennung. Für biogene Festbrennstoffe ist K das wichtigste aerosolbildende Element, gefolgt von Na, Pb und Zn (Kaltschmitt et al., 2016, Sommersacher et al., 2012). K wird bei der Verbrennung hauptsächlich als KOH und KCl, in geringen Mengen aber auch als K_2SO_4 und K_2CO_3 in die Gasphase freigesetzt. Ist ausreichend Kaolinit vorhanden, reagieren diese Verbindungen gemäß den folgenden Gleichungen zu hochschmelzenden kristallinen Produkten wie z. B. Kalsilit ($KAlSiO_4$) oder Leuzit ($KAlSi_2O_6$). In Anwesenheit von Kaolin reichert sich K demnach in der Asche an und entweicht nicht als Aerosol in die Atmosphäre.



Die erforderliche Menge an Kaolin kann unter Anwendung der Richtlinien des ERA-NET-Projekts „BioFlex!“ (Brunner et al., 2019) und unter Verwendung der Konzentrationen an K und Na im Brennstoff berechnet werden. Andere mineralische Additive wie $CaCO_3$, CaO, MgO oder Calcit könnten helfen, Probleme im Zusammenhang mit der Schlackenbildung zu verringern (Bozaghian et al., 2018; Dragutinovic et al., 2019).

Das Mischen von halmgutartiger mit holziger Biomasse zur Verbesserung des Verbrennungsverhaltens ist ebenfalls ein vielversprechendes Verfahren zur Optimierung halmgutartiger Brennstoffe. Mack et al., (2019) analysierten die Mischung von Weizenstroh und Holzpellets, was bei erhöhten Holzanteilen (> 75 m-%) zu geringeren gas- und partikelförmigen Emissionen, aber auch zu weniger verschlackungsbedingten Problemen führte. Analog berichteten Zeng et al. (2016, 2018) von Vorteilen bezüglich des Verschlackungsrisikos oder des Emissionsverhalten halmgutartiger Biomasse, wenn ein hoher Holzanteil (> 50 bis 70 m-%) dem Brennstoff zugegeben wird.

3.2.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Das Modul 3.2 „Thermische Verwertung“ fokussiert auf die Frage, in wie weit sich Biomasse aus Paludikulturen als biogene Festbrennstoffe für eine thermische Nutzung eignen? Neben Fragen zur Brennstoffqualität (Wassergehalt, Aschegehalt, Heizwert, chemische Zusammensetzung) ist ihr Verbrennungsverhalten (Emissionen, Schlackebildung) zu bewerten und es ist zu testen, in wie weit dieses durch brennstoffseitige Optimierungsmaßnahmen, z. B. durch Brennstoffmischungen mit Holz, aber auch durch den Einsatz von Additiven, verbessert werden kann.

Ziel der vorliegenden Studie war es somit, die Brennstoffqualität und das Verbrennungsverhalten von Häckselgut und Pellets aus Paludi-Biomasse zu untersuchen. Zur Verbesserung der brennstoffchemischen Eigenschaften wurden die Brennstoffe mit Kaolin additiviert oder mit Holzpellets gemischt. Die Arbeiten umfassten:

- die Analyse physikalischer und chemischer Brennstoffeigenschaften des Häckselguts,
- die Pelletierung der Materialien inkl. der Additivierung von Brennstoffen mit Kaolin und der Mischung der Brennstoffe mit ENplus-Holzpellets (A1 Qualität),
- die Analyse physikalischer und chemischer Brennstoffeigenschaften der Pellets,
- die Verbrennung der Brennstoffe in zwei Biomasse-Kleinfeuerungsanlagen (15 kW, 30 kW) inklusive Bestimmung der gas- und partikelförmigen Emissionen und
- die Bewertung der Verschlackungsneigung der Brennstoffe mittels Ascheschmelzanalyse, der PASSA-Methode („Pellet Ash and Slag Sieving Assessment“) und mittels gravimetrischer Analyse der Korngrößenverteilung der aus der Verbrennung stammenden realen Kesselaschen.

Auf Basis dieser Ergebnisse wurden allgemeine Empfehlungen zur Eignung von Paludi-Biomasse als Brennstoff für Kleinfeuerungsanlagen abgeleitet.

3.2.3 MATERIAL UND METHODIK

Eine ausführliche Darstellung der angewendeten Methodik findet sich in der Langfassung zu Modul 3.2 (TFZ-Bericht Nr. 77, siehe Kapitel 7). Die wesentlichen Arbeiten werden hier kurz wiedergegeben.

3.2.3.1 ROHMATERIAL

Während der Projektlaufzeit wurden zu drei Erntezeitpunkten (Februar 2018, Februar 2019, Februar 2020) jeweils vier Chargen an Häckselgut aus Rohrkolben (Mischung), Schilf, Rohrglanzgras und Seggen (Mischung) von der Versuchsfläche Freisinger Moos durch die HSWT geerntet. Die Materialien wurden vor der Lieferung an das TFZ durch eine Belüftungstrocknung in Containern für zwei Wochen vorgetrocknet und anschließend in einer überdachten Lagerhalle für mehrere Wochen zwischengelagert. Als Referenzbrennstoffe kamen zwei handelsübliche Holzpellet-Sortimente (ENplus A1 Qualität, Sackware, Durchmesser 6 mm) zum Einsatz. Als dritter Referenzbrennstoff wurden 6 mm Pellets aus Weizenstroh aus dem ebenfalls am TFZ durchgeführten ERA-NET Projekt „BioFlex!“ verwendet (Mack et al., 2019). Zusätzlich wurde eine Torfprobe von der Versuchsfläche „Freisinger Moos“ manuell gewonnen und analysiert. Als Additiv wurde das aluminiumbasierte Tonmineral Kaolin mit einem Kaolinit-Gehalt von 78 m-% verwendet

3.2.3.2 PELLETPRODUKTION, ADDITIVIERUNG UND BRENNSTOFFANALYTIK

Die Produktion der Paludi-Pellets erfolgte am Betriebshof des TFZ. In einem ersten Schritt wurde das Häckselgut aus der Ernte 2019 in einer Amandus Kahl 33-390 Pelletieranlage mit einer für die Zerkleinerung von Biomasse konzipierten Matritze gemahlen. Teile jedes Brennstoffs wurden mit Kaolin gemäß den Richtlinien des ERA-NET-Projekts „BioFlex!“ additiviert (Brunner et al., 2019). Die benötigte Menge an Kaolin basiert auf dem Massenanteil von K und Na in den Brennstoffen. Die Fixierung von 2 mol K erfordert ca. 1 mol $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ (siehe Abschnitt 3.2.1), woraus sich die für die stöchiometrische Fixierung von K benötigte Kaolinit-Menge berechnen lässt. Gleiches gilt für Na. Um sicherzustellen, dass genügend Kaolin in die Pellets eingearbeitet wird, wurde die errechnete Zugabemenge um 10 % erhöht. Die Berechnungen ergaben einen Additivgehalt von 2,3 m-% Kaolin für den Rohrkolben, 0,6 m-% für Schilf, 1,2 m-% für das Rohrglanzgras und 1,5 m-% für die Seggen (jeweils wasserfreie Bezugsbasis, siehe Abschnitt 3.2.4.1). Die Mischung des Häckselguts mit dem Additiv und die Einstellung des optimalen Brennstoffwassergehalts für die Pelletierung erfolgte manuell in einem Futtermittelmischer (Stockmann Landtechnik GmbH, Typ 500 ESK). Die Pelletierung zu Pellets mit einem Durchmesser von 6 mm erfolgte in derselben Amandus Kahl-Pelletieranlage, die bereits für die Zerkleinerung verwendet wurde.

Aus der zweiten Referenz-Holzpellet-Charge und den Rohrglanzgras-Pellets wurden Paludi-Holzpellet-Mischungen hergestellt (Rohrglanzgras zu Holz = 30:70 und 10:90). Insgesamt wurden für die Verbrennungsversuche 13 Pelletbrennstoffe und zwei Brennstoffe aus zerkleinertem Häckselgut (Rohrglanzgras mit und ohne Kaolin) eingesetzt (Tabelle 28). Die Analysen erfolgte nach DIN EN ISO Normen für biogene Festbrennstoffe (Tabelle 29).

Tabelle 28 Brennstoffe für die Verbrennungsversuche mit Paludi-Biomasse (X = im jeweiligen Kessel eingesetzt)

Brennstoff	Variante	Am TFZ produziert	Kessel 1, 30 kW		Kessel 2, 15 kW
			Pellets	Häckselgut	Pellets
Referenz-Holz-1	ENplus A1 Qualität	-	X	-	-
Referenz-Holz-2	ENplus A1 Qualität	-	-	-	X
Referenz-Weizenstroh	ERA-NET-BioFlex!	X	X	-	-
Rohrkolben	ohne Kaolin	X	X	-	X
	mit 2,3 m-% Kaolin	X	X	-	X
Schilf	ohne Kaolin	X	X	-	-
	mit 0,6 m-% Kaolin	X	X	-	-
Rohrglanzgras	ohne Kaolin	X	X	X	X
	mit 1,2 m-% Kaolin	X	X	X	X
	mit 70 m-% Referenz-Holz-2	X	-	-	X
	mit 90 m-% Referenz-Holz-2	X	-	-	X
Seggen	ohne Kaolin	X	X	-	-
	mit 1,5 m-% Kaolin	X	X	-	-

Tabelle 29 Angewendete Verfahren für die Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse der Brennstoffe (* = durch externe Labore durchgeführt)

Parameter	Verwendetes Gerät bzw. Verfahren	Zugehörige Norm
Probenherstellung	Schneidmühle Fritsch Pulverisette, Fritsch GmbH	DIN EN ISO 14780
Probenahme	TFZ-Probenteiler (Eigenbau); Zonensammler Spirulus, Bürkle GmbH	DIN EN ISO 18135
Wassergehalt	Trockenschrank: FED720-02-42004, Binder GmbH	DIN EN ISO 18134-1
Aschegehalt bei 550°C	Muffelofen: LT15, Nabertherm GmbH	DIN EN ISO 18122
Karbonatanteil in Aschegehaltsproben	Kohlenstoff/Wasserstoff/Feuchte-Analysator: LECO RC612, LECO Instrumente GmbH	Eigene Methode
Schüttdichte	Genormter 5 l Behälter; Plattformwaage: 32 kg MT KA32s mit ICS429, Mettler-Toledo GmbH	DIN EN ISO 17828
Mechanische Festigkeit	Abriebtester nach Norm, Sieb mit 3,15 mm Maschenweite; Präzisionswaage 8,2 kg CPA8201, Auflösung 0,1 g, Sartorius AG	DIN EN ISO 17831-1
Feinanteil	Manuelle Siebung: Sieb mit 3,15mm Maschenweite Präzisionswaage 8,2 kg, Auflösung 0,1 g, Sartorius AG	DIN EN ISO 18846
Brennwert / Heizwert	Kalorimeter IKA C 2000 basic, IKA-Werke GmbH & Co.KG	DIN EN ISO 18125
Pellet-Länge und Durchmesser	Messschieber CD-15DC, Mitutoyo Corporation	DIN EN ISO 17829
Gesamtgehalt: C, H, N*	Elemente aus der Originalsubstanz	DIN EN ISO 16948
Gesamtgehalt: S, Cl*	Elemente aus der Originalsubstanz	DIN EN ISO 16994
Gesamtgehalt: Al, Ca, Fe, Mg, P, K, Si, Na und Ti (Biomasse)*	Elemente aus dem Mikrowellendruckaufschluss	DIN EN ISO 16967
Gesamtgehalt: Spurenelemente*	Elemente aus dem Mikrowellendruckaufschluss	DIN EN ISO 16968
Ascheschmelzverhalten*	Muffelofen, Reagenzien, Ascheschmelzmikroskop, etc.	DIN EN ISO 21404
Verschlackungsneigung (PASSA-Methode)	Muffelofen: L40/11 BO, Nabertherm GmbH	Eigene Methode

3.2.3.3 VERBRENNUNGSVERSUCHE

Die Verbrennungsversuche erfolgten am Feuerungsprüfstand des TFZ. Hierzu wurden zwei Kessel verwendet, ein 30 kW Biomassekessel (Kessel 1, Treppenrostfeuerung mit seitlichem Einschub) und ein 15 kW Pelletkessel (Kessel 2, Drehrostfeuerung). Kessel 1 ist laut Hersteller für die Verbrennung von Holzhackschnittel und Pellets, aber auch für Energiekorn und Miscanthus geeignet. Er liefert nach Herstellerangaben eine Wärmeleistung von 7 bis 30 kW (für Holzhackschnittel und Holzpellets), bzw. von maximal 25 kW (Miscanthus und Energiekorn). Kessel 2 ist für die Verwendung von Holzpellets (A1 Qualität nach ENplus oder DIN EN ISO 17225-2) ausgelegt und nicht für die Verwendung von Agrarbrennstoffen. Er liefert nach Herstellerangaben eine Wärmeleistung von 4,4 bis 14,9 kW. Eine detaillierte Beschreibung der beiden Kessel findet sich in der ausführlichen Langfassung zu Modul 3.2 (TFZ-Bericht Nr. 77).

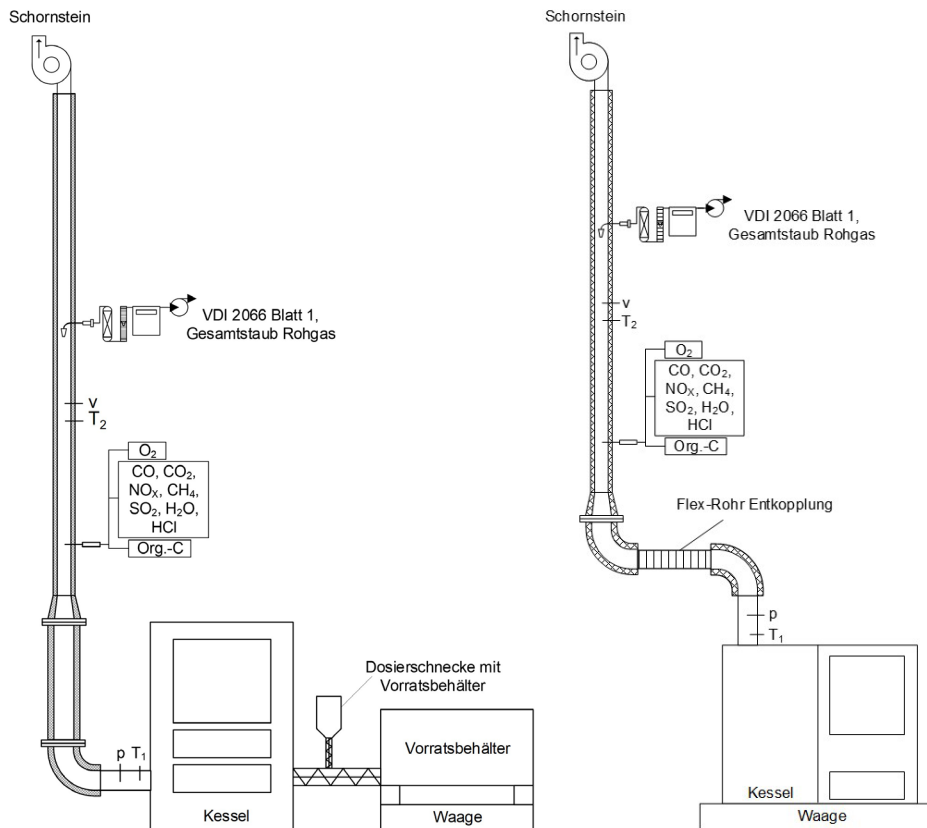


Abbildung 47 Versuchsaufbau der Abgasmessstrecke für Kessel 1 (links) und Kessel 2 (rechts) auf Feuerprüfstand des TFZ (Skizze nicht maßstäblich) T = Temperaturmessung, V = Gasgeschwindigkeitsmessung, P = Förderdruckmessung

Abbildung 47 zeigt eine schematische Darstellung der verwendeten Messstrecke sowie die Anordnung der Messgeräte. Um den Brennstoffverbrauch während der Feuerungsversuche zu bestimmen, wurde Kessel 2 auf eine Plattformwaage (Plattformwaage MT KD600, Mettler-Toledo GmbH) mit einer Auflösung von 0,005 kg platziert. Bei den Versuchen mit Kessel 1 befand sich der Vorratsbehälter auf derselben Waage. Die Abgasmessstrecken bestanden aus Edelstahlrohren (V2A). Die Messung der Staubemissionen erfolgte in Anlehnung an VDI 2066 Blatt 1 mit Quarzplanfiltern und vorgeschalteter, mit Quarzwolle gestopfter Filterhülse (Staubprobenahmeapparatur Paul Gothe GmbH). Die Staubsonden wurden stets am Ende eines Messtages ausgebaut und mit Aceton gespült. Die Rückstände aus der Spülflüssigkeit wurden nach dem Verdampfen des Acetons proportional zur Beladung der Filter auf die Einzelmessungen verteilt. Die Filtrationstemperatur während der Staubprobenahme betrug 160 °C, da bei dieser Temperatur auch die organischen Kohlenwasserstoffe (Org.-C) mittels Flammenionisationsdetektor (Mess- & Analysentechnik GmbH C_nH_m-Analysator ThermoFID) gemessen wurden. Die Messung der Gaskomponenten CO und CO₂ erfolgte mittels NDIR Einzelkomponentenmessgeräten und der Sauerstoffkonzentration paramagnetisch (ABB Automation GmbH ABB AO2020). NO_x wurde mittels eines Chemilumineszenzdetektors (Eco Physics GmbH CLD 822 Mhr Analysator) und der Wasserdampfgehalt im Abgas mittels FTIR (Ansyco GmbH FTIR DX4000N) bestimmt. Für die Messung des Abgasvolumenstromes wurde ein Flügelrad-Anemometer (Höntzsch GmbH, Flügelrad Strömungssensor ZS25/25-ZG4) verwendet. Die verwendeten Kessel wurden wasserseitig an eine Wärmeleistungsmessstrecke angeschlossen, die den Anforderungen der DIN EN 303-

5 zur Erfassung der Wärmeleistung entspricht. Die Kessel wurden soweit möglich bei Nennlast (30 kW, bzw. 15 kW) und bei einem vom Hersteller vorgegebenen, konstanten Förderdruck (Kessel 1: -15 ± 2 Pa; Kessel 2: -12 ± 2 Pa) betrieben.

Für die Versuche mit gemahlenem Häckselgut (nur an Kessel 1) wurde das Additiv während des Versuchs direkt über eine in die Förderschnecke, d. h. zwischen Brennstoffaustrag und Kessel integrierte separate Zuführung zu dem Brennstoff hinzudosiert. Die Dosierschnecke und der Austragsbehälter der Brennstoffe standen dabei zusätzlich auf einer Waage, mit welcher die genaue Additivmenge errechnet werden kann. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse innerhalb des Projekts zu gewährleisten, wurde die Prüfmethodik vor Beginn der Versuche festgelegt. Dabei wurden folgende Punkte zum Prüfablauf definiert:

- Vollständige Reinigung des Kessels (Brennkammer, Aschekasten, Wärmetauscher) und der Brennstoffzufuhr vor jedem Feuerungsversuch.
- Aufheizphase des Kessels bis auf Nennlast bzw. min. 80 % der angegebenen Nennlast (sonst Versuchsabbruch).
- Kontinuierliche Messung der gasförmigen Emissionen über den gesamten Versuch bei Nennlast exklusive der Anheizphase.
- Fünf gravimetrische Gesamtstaubmessungen bei Nennlastbetrieb je 30 min.
- Vorbehandlung der Filtermedien bei 180 °C, Filtrationstemperatur während der Staubprobenahme bei 160 °C, Nachbehandlung der Filtermedien bei 160 °C.
- Abkühlen des Kessels und Fotodokumentation der Asche in der Brennkammer: Es folgte die Entnahme der Asche aus der Brennkammer und dem Aschebehälter. Die Asche aus dem Wärmetauscher wurde verworfen.
- Erfassung der verbrauchten Brennstoffmenge und Bestimmung des Brennstoffwassergehalts.
- Siebanalyse der Aschen.

Für die Versuche am Kessel 2 musste das Versuchsprogramm aufgrund hoher Schlackebildung für die meisten der eingesetzten Brennstoffe modifiziert werden. Nach jeder Messung des Gesamtstaubs wurde manuell die Abreinigung des Rostes ausgelöst. Nach der jeweiligen Abreinigung und nach erneutem Erreichen der Nennlast (15 kW) wurden die nächste Staubmessung durchgeführt.

3.2.3.4 SCHLACKEANALYTIK

Nach jedem Verbrennungsversuch wurde der Kessel auf Raumtemperatur abgekühlt und die gesamte Menge an Asche und Schlacke gesammelt. Das Verschlackungsverhalten wurde granulometrisch analysiert. Zuerst wurde eine 2D-Siebung für 1 Minute bei 200 Umdrehungen pro Minute unter Verwendung eines Siebs mit entweder 3,15 mm oder 8 mm runden Löchern ($\varnothing = 400$ mm) durchgeführt. Die große Partikelfraktion (Partikel $> 3,15$ mm oder > 8 mm) wurde gewogen und die Masse aufgezeichnet. Anschließend wurden alle Aschepartikel innerhalb der kleineren Aschefraktion mit einer 3D-Siebmaschine bei einer Amplitude von 0,5 für 5 Minuten gesiebt. Die Siebe hatten Öffnungsweiten von 0,5 mm, 1,0 mm und 2,0 mm ($\varnothing = 200$ mm). Der sogenannte „Slag Index“ wurde berechnet, indem die Masse der Partikel > 2 mm auf die Gesamtmasse der Asche bezogen wurde. Zusätzlich wurden für die Versuche mit Kessel 2 die zwei größten Schlackepartikel pro Ascheprobe manuell ausgewählt und hinsichtlich ihrer Länge, Breite und Höhe einzeln mit einem Messschieber (CD-15DC, Mitutoyo Corporation) gemessen.

Zusätzlich zur granulometrischen Bewertung der real angefallenen Kesselaschen wurde jeder Pelletsbrennstoff nach der im EU-Projekt „AshMeIT“ entwickelten PASSA-Methode getestet (Schön et al., 2019). Hierfür wurden ca. 200 g Pellets pro Brennstoff in einen Tiegel überführt und in einem Muffelofen für 4 h bei 250 °C und anschließend für 30 min bei 1.000 °C thermisch behandelt. Die Aufheizung erfolgte mit 10 K min^{-1} . Nach dem Abkühlen wurden die Aschen unter Verwendung der gleichen 3D-Siebmaschine wie oben beschrieben analysiert. Zur Masse der Aschepartikelfraktion > 2 mm wurde jeweils die Masse der geschmolzenen Aschepartikel, die an dem Tiegel anhaften, hinzuaddiert.

3.2.4 ERGEBNISSE

Nachfolgend werden die wesentlichsten Ergebnisse aus Modul 3.2 kurz wiedergegeben. Für die ausführliche Darstellung wird auf die Langfassung verwiesen (TFZ-Bericht Nr. 77).

3.2.4.1 BRENNSTOFFQUALITÄT DES HÄCKSELGUTS

Die Brennstoffqualität der Häckselgutchargen ist in Tabelle 30 wiedergegeben. Direkt nach der Ernte variierte der Wassergehalt des Häckselguts (M_{Ernte}) zwischen 19,9 bis 48,2 m-% und zeigte hohe Standardabweichungen von bis zu 19,1 m-%. Bei Anlieferung an das TFZ hatte das Häckselgut einen Wassergehalt (M) von 6,7 bis 11,0 m-% (Tabelle 30). Die Schüttdichte (BD) lag bei 23 bis 95 kg m⁻³. Der Aschegehalt lag zwischen 3,9 und 9,9 m-% (wf = wasserfreie Bezugsbasis). Vor allem das Rohrglanzgras aus der Ernte 2019 zeigte deutlich erhöhte Aschegehalte im Vergleich zu 2018 und 2020. Gleichzeitig nahm der Siliziumgehalt von ca. 11.000 mg kg⁻¹ (wf) auf 19.600 mg kg⁻¹ (wf) zwischen den Ernten von 2018 und 2019 in diesen Brennstoffen zu. Andere verbrennungskritische chemische Inhaltsstoffe wie Stickstoff (relevant für NO_x-Emissionen) und Kalium (relevant für Aerosolbildung) schwankten zwischen 0,6 und 1,2 m-% (wf), bzw. zwischen 740 und 3.370 mg kg⁻³ (wf). Unter Verwendung der K- und Na-Gehalte der Häckselgutproben aus dem Jahr 2019 wurde die benötigte Menge an Kaolin für die Pelletierung nach den Richtlinien des ERA-NET-Projekts „BioFlex!“ berechnet (Brunner et al., 2019). Dies führte zu Additivmengen von 0,6 bis 2,3 m-% (Tabelle 31).

Tabelle 30 Brennstoffqualität von Paludi-Häckselgut aus den Ernten im Februar 2018, 2019 und 2020 (Mittelwert ± Standardabweichung; M_{Ernte} = Wassergehalt direkt nach der Ernte; M = Wassergehalt bei Anlieferung an das TFZ; A = Aschegehalt; BD = Schüttdichte; Q = Heizwert; wf = Wasserfreie Bezugsbasis; Physikalische Brennstoffqualität $n = 2$ bis 10 abhängig von der Analysemethode; chemische Brennstoffqualität $n = 1$ aus Mischproben mit $n = 3$)

Parameter	Rohrkolben			Schilf			Rohrglanzgras			Seggen		
	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
M_{Ernte} (m-%)	27,9 ± 10,5	48,2 ± 14,1	49,5 ± 10,1	24,6 ± 6,2	19,9 ± 3,0	18,5 ± 3,5	35,5 ± 13,1	33,9 ± 19,1	39,5 ± 15,3	39,8 ± 4,0	33,2 ± 9,2	45,8 ± 12,7
M (m-%)	10,3 ± 0,3	9,1 ± 0,3	7,5 ± 0,1	8,8 ± 0,0	9,3 ± 0,2	6,7 ± 0,1	10,1 ± 0,4	9,8 ± 0,2	7,3 ± 0,1	10,3 ± 0,1	11,0 ± 0,7	8,1 ± 0,1
A (m-%, wf)	5,2 ± 0,0	6,0 ± 0,1	5,2 ± 0,0	4,7 ± 0,0	4,8 ± 0,1	5,5 ± 0,1	3,9 ± 0,1	9,9 ± 0,5	4,5 ± 0,1	5,0 ± 0,1	5,1 ± 0,0	6,3 ± 0,0
BD (kg m ⁻³)	35,2 ± 0,3	23,1 ± 1,5	58,7 ± 2,3	95,3 ± 1,1	48,5 ± 1,9	81,2 ± 4,4	66,2 ± 1,5	42,7 ± 1,2	59,0 ± 1,8	78,0 ± 2,9	36,5 ± 0,3	59,6 ± 3,2
Q (MJ kg ⁻¹ , wf)	17,61 ± 0,01	17,62 ± 0,02	17,53 ± 0,01	17,89 ± 0,02	17,88 ± 0,02	17,45 ± 0,02	17,83 ± 0,00	16,88 ± 0,04	17,84 ± 0,03	17,67 ± 0,00	17,09 ± 0,00	17,62 ± 0,03
C (m-%, wf)	47,0	48,4	47,5	47,3	48,4	46,8	46,7	46,2	47,5	46,8	48,8	47,4
H (m-%, wf)	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9	5,8	5,9	5,7	5,8	5,8	5,8	5,8
N (m-%, wf)	0,95	0,99	0,89	0,82	0,59	0,63	0,88	1,24	1,16	1,12	1,17	1,15
S (m-%, wf)	0,061	0,092	0,093	0,063	0,071	0,079	0,105	0,117	0,117	0,120	0,116	0,134
Cl (m-%, wf)	0,163	0,202	0,176	0,065	0,071	0,166	0,090	0,068	0,046	0,279	0,185	0,190
Al (mg kg ⁻¹ , wf)	165	262	445	71	171	62	129	1.290	1.070	54	172	501
Ca (mg kg ⁻¹ , wf)	14.500	13.300	12.300	2.050	1.800	1640	2.590	5.270	2.860	4.330	4.660	5.410
K (mg kg ⁻¹ , wf)	1.730	1.420	3.620	1.620	740	2.130	1.080	1.910	1.760	3.370	2.460	4.010
Mg (mg kg ⁻¹ , wf)	1.980	1.740	1.310	457	637	734	775	611	932	3.300	2.530	2.350
Na (mg kg ⁻¹ , wf)	2.350	1.750	1.490	119	277	623	199	369	150	589	401	336
P (mg kg ⁻¹ , wf)	1.400	1.180	1.120	276	276	456	874	925	837	1.760	1.270	1.300
Si (mg kg ⁻¹ , wf)	836	681	4.100	14.700	11.800	20.000	11.200	19.600	12.800	9.840	9.070	46.500

Tabelle 31 Berechnung des Stöchiometrischen Kaolinebedarfs (inkl. Sicherheitszuschlag von 10 %), ausgehend von den Elementgehalten in den Häckselgut-Analyseproben aus dem Jahr 2019, nach den Guidelines des ERA-Net Projekts „Bioflex!“ (alle Angaben auf Wasserfreier Bezugsbasis)

Brennstoff	K mg kg ⁻¹	K mol kg ⁻¹	Na mg kg ⁻¹	Na mol kg ⁻¹	Stöchiometrischer Kaolinbedarf in m-% (inkl. 10 % Sicherheitszuschlag)
Rohrkolben	1.420	0,04	2.350	0,08	2,28
Schilf	740	0,02	119	0,01	0,57
Rohrglanzgras	1.910	0,05	199	0,02	1,20
Seggen	2.460	0,06	589	0,02	1,49

3.2.4.2 BRENNSTOFFQUALITÄT DER PELLETS

Die am TFZ produzierten Paludi-Pellets zeigten teils deutliche Unterschiede im Vergleich zu konventionellen Holzpellets (ENplus A1 Qualität, Tabelle 32 und Tabelle 33 C). Hierzu zählen ein verminderter Heizwert, ein erhöhter Aschegehalt, sowie ein erhöhter Gehalt an verbrennungskritischen chemischen Inhaltsstoffen wie N, K, Na, Cl, Si oder S. Die Additivierung der Pellets mit Kaolin führte meist zu einer Zunahme, die Mischung mit Holz zu einer Abnahme des Aschegehalts. Gleichzeitig verringerte die Mischung mit Holz den Gehalt an verbrennungskritischen Inhaltsstoffen, beispielsweise an N, S oder Cl.

Tabelle 32 Physikalische Brennstoffqualität der Pellets (Mittelwert \pm Standardabweichung, $n = 2$ bis > 150 , je nach Analysemethode; M = Wassergehalt; A = Aschegehalt; A_{CF} = karbonatfreier Aschegehalt; BD = Schüttdichte; Q = Heizwert; DU = mechanische Festigkeit; L = Pelletlänge; L_{MAX} = maximale Pelletlänge; D = Pelletdurchmesser; wf = wasserfreie Bezugsbasis)

Brennstoff	M m-%	A m-% wf	A _{CF} m-% wf	BD kg m ⁻³	Q MJ kg ⁻¹ wf	DU m-%	L mm	L _{max} mm	D mm
Referenz-Holz-1	7,9 \pm 0,0	0,3 \pm 0,0	0,3	684 \pm 5	18,9 \pm 0,0	99,3 \pm 0,0	12,3 \pm 5,8	32,2	6,1 \pm 0,1
Referenz-Holz-2	7,7 \pm 0,1	0,4 \pm 0,0	0,2	703 \pm 2	19,0 \pm 0,0	99,2 \pm 0,0	15,3 \pm 4,9	25,6	6,0 \pm 0,1
Referenz-Weizenstroh	8,8 \pm 0,0	4,3 \pm 0,0	4,0	625 \pm 2	17,5 \pm 0,0	96,4 \pm 0,2	13,0 \pm 5,2	23,2	6,2 \pm 0,1
Rohrkolben	7,8 \pm 0,1	6,8 \pm 0,1	5,4	781 \pm 2	17,6 \pm 0,0	99,0 \pm 0,0	15,3 \pm 6,4	27,1	6,0 \pm 0,0
+ 2,3 m-% Kaolin	5,9 \pm 0,3	6,8 \pm 0,0	6,0	787 \pm 2	17,3 \pm 0,0	98,8 \pm 0,1	11,3 \pm 6,2	25,3	6,0 \pm 0,0
Schilf	5,5 \pm 0,1	4,8 \pm 0,0	4,7	796 \pm 4	17,9 \pm 0,0	98,7 \pm 0,1	14,4 \pm 5,5	26,8	6,0 \pm 0,0
+ 0,6 m-% Kaolin	5,4 \pm 0,2	5,2 \pm 0,0	5,2	790 \pm 2	17,8 \pm 0,0	99,3 \pm 0,0	18,2 \pm 6,2	27,0	6,0 \pm 0,1
Rohrglanzgras	11,8 \pm 0,3	5,0 \pm 1,4	4,9	787 \pm 2	18,2 \pm 0,0	99,0 \pm 0,0	20,1 \pm 4,9	27,5	6,1 \pm 0,1
+ 1,2 m-% Kaolin	7,7 \pm 0,1	7,1 \pm 0,1	6,9	747 \pm 1	17,5 \pm 0,0	98,9 \pm 0,0	16,6 \pm 5,8	26,4	6,0 \pm 0,0
+ 70 m-% Holz	7,6 \pm 0,1	2,5 \pm 0,0	2,4	690 \pm 0	18,4 \pm 0,0	-	-	-	-
+ 90 m-% Holz	8,1 \pm 0,4	1,0 \pm 0,0	0,9	700 \pm 1	18,6 \pm 0,1	-	-	-	-
Seggen	6,0 \pm 0,4	5,6 \pm 0,0	5,4	780 \pm 4	17,7 \pm 0,0	98,6 \pm 0,1	15,2 \pm 6,6	27,8	5,9 \pm 0,1
+ 1,5 m-% Kaolin	8,3 \pm 0,5	7,1 \pm 0,1	6,9	772 \pm 2	18,9 \pm 0,0	99,0 \pm 0,1	18,9 \pm 6,3	27,6	6,0 \pm 0,0

Tabelle 33 Chemische Brennstoffqualität der Pellets (auf wasserfreier Bezugsbasis). Die Konzentration der additivierten oder gemischten Pellets wurden aus den Analysen der reinen Brennstoffe (^{HG} = Häckselgut, ^P = Pellet), der Zuschlagstoffe und den entsprechenden Mischverhältnissen berechnet

Brennstoff	N %	S %	Cl %	Al mg kg ⁻¹	Ca mg kg ⁻¹	K mg kg ⁻¹	Mg mg kg ⁻¹	Na mg kg ⁻¹	P mg kg ⁻¹	Si mg kg ⁻¹
Referenz-Holz-1 ^P	< 0,10	0,005	0,006	25	811	414	131	15	55	166
Referenz-Holz-2 ^P	0,07	0,007	< 0,005	< 10	677	402	129	< 10	46	245
Referenz-Weizenstroh ^P	0,44	0,072	0,209	145	2.860	8.450	767	42	638	9.460
Rohrkolben ^{HG}	0,99	0,092	0,202	262	13.300	1.420	1.740	1.750	1.180	681
+ 2,3 m-% Kaolin	0,97	0,090	0,197	4.062	13.020	1.661	1.748	1.733	1.153	5.246
Schilf ^{HG}	0,59	0,071	0,071	171	1.800	740	637	277	276	11.800
+ 0,6 m-% Kaolin	0,58	0,069	0,069	1.128	1.795	805	645	281	270	12.885
Rohrglanzgras ^P	1,27	0,139	0,094	568	4.230	2.150	1.140	292	1.160	8.460
+ 1,2 m-% Kaolin	1,24	0,136	0,092	2.568	4.191	2.268	1.152	301	1.134	10.773
+ 70 m-% Holz	0,43	0,047	0,032	177	1.743	926	432	95	380	2.710
+ 90 m-% Holz	0,19	0,020	0,014	66	1.032	577	230	38	157	1.067
Seggen ^{HG}	1,17	0,116	0,185	172	4.660	2.460	2.530	401	1.270	9.070
+ 1,5 m-% Kaolin	1,14	0,113	0,181	2.654	4.606	2.602	2.524	410	1.241	11.925

3.2.4.3 VERBRENNUNGSVERSUCHE

Die Emissionen an Kohlenstoffmonoxid (CO) in Kessel 1 schwankten für reine Paludi-Pellets zwischen 14 mg m⁻³ (Schilfrohr) und 292 mg m⁻³ (Rohrkolben) und für Kessel 2 zwischen 48 und 50 mg m⁻³ (Abbildung 48). Die mittleren Emissionen an organischem Kohlenstoff (C_{org}) zeichneten ein ähnliches Bild wie die CO-

Emissionen (Daten nicht gezeigt). Sie lagen insgesamt, wie für automatisch beschickte Feuerungen üblich, mit $\leq 11,8 \text{ mg m}^{-3}$ auf einem niedrigen Niveau.

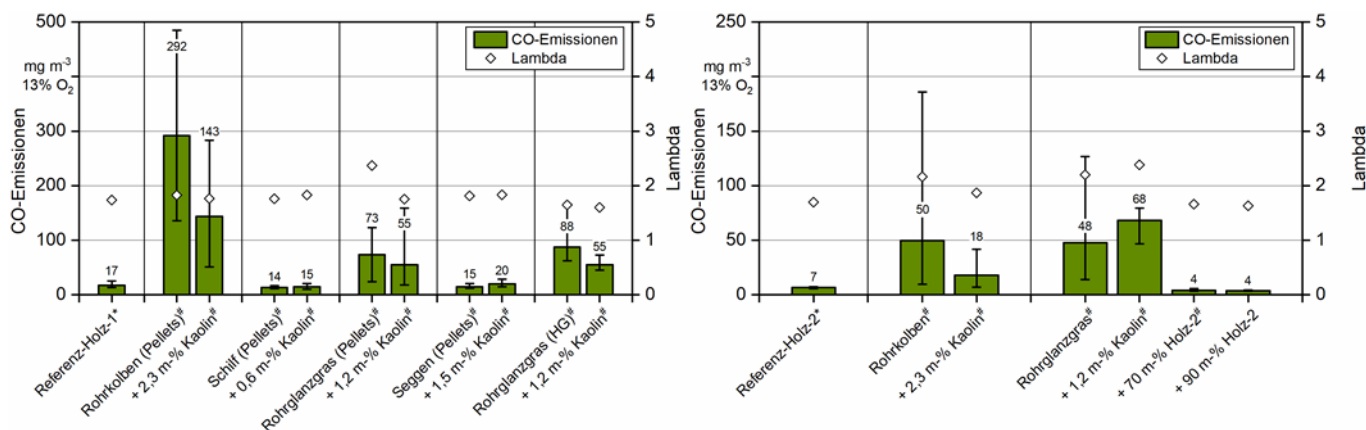


Abbildung 48 Mittlere CO-Emissionen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ (\pm Min/Max-Werte; $n = 5$; links: Kessel 1 (30 kw); rechts: Kessel 2 (15kw); HG = Häckselgut; * = Kessel ist auf diesen Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Betrieb möglich)

Die Stickoxidemissionen (NO_x) waren in beiden Kesseln gegenüber der Verbrennung von Holzpellets deutlich erhöht (Abbildung 49). Sie stiegen dabei jeweils linear mit einem zunehmenden Stickstoffgehalt im Brennstoff an (Kessel 1: $R^2 = 0,77$; Kessel 2: $R^2 = 0,97$). Analog zu NO_x nahmen die Emissionen an Schwefeloxid (SO_x) und Salzsäure (HCl) aufgrund hoher Gehalte an Schwefel und Chlor im Brennstoff zu (Daten nicht gezeigt).

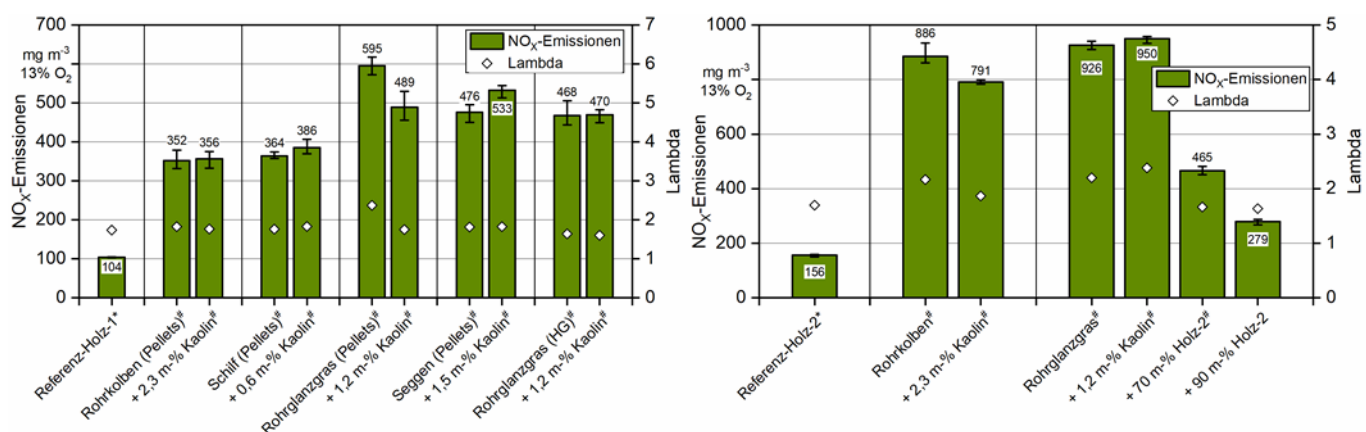


Abbildung 49 Mittlere NO_x -Emissionen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ (\pm Min/Max-Werte; $n = 5$; links: Kessel 1 (30 kw), rechts: Kessel 2 (15 kw); HG = Häckselgut; * = Kessel ist auf diesen Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Betrieb möglich)

Die Staubemissionen aus Kessel 1 lagen für reine Pellets aus Schilf und Rohrglanzgras mit 14 mg m^{-3} unterhalb, die von Seggen und Rohrkolben mit 31 mg m^{-3} und 115 mg m^{-3} oberhalb des Staubgrenzwerts der 1. BlmSchV (Stufe 2: 20 mg m^{-3}). Ähnliche Trends zeigten sich in Kessel 2 (Abbildung 50).

Eine Additivierung der Brennstoffe mit Kaolin führte in Einzelfällen zu einer Reduzierung der CO- und Gesamtstaubemissionen, wobei dieser Effekt eher gering ausfiel (Abbildung 48, Abbildung 50). Vor allem für Pellets aus Rohrkolben reichte die Additivierung für beide Kessel noch nicht aus, um den Staubgrenzwert der 1. BlmSchV zu unterschreiten. Zwei der vier getesteten Materialien (Schilf, Rohrglanzgras) zeigten zudem schon im nicht additivierten Zustand sehr geringe Emissionen. Gleichzeitig kam es stellenweise zu einer Erhöhung der HCl-Emissionen durch die Additivierung, wie dies bereits für Agrarpellets im ERA-NET Projekt „BioFlex!“ beschrieben worden war (Daten nicht gezeigt). Die Beimischung von Holz zu Paludi-Biomasse (nur Kessel 2) führte zu sinkenden NO_x -, SO_x - und HCl-Emissionen. Ebenso waren die Emissionen an CO deutlich reduziert.

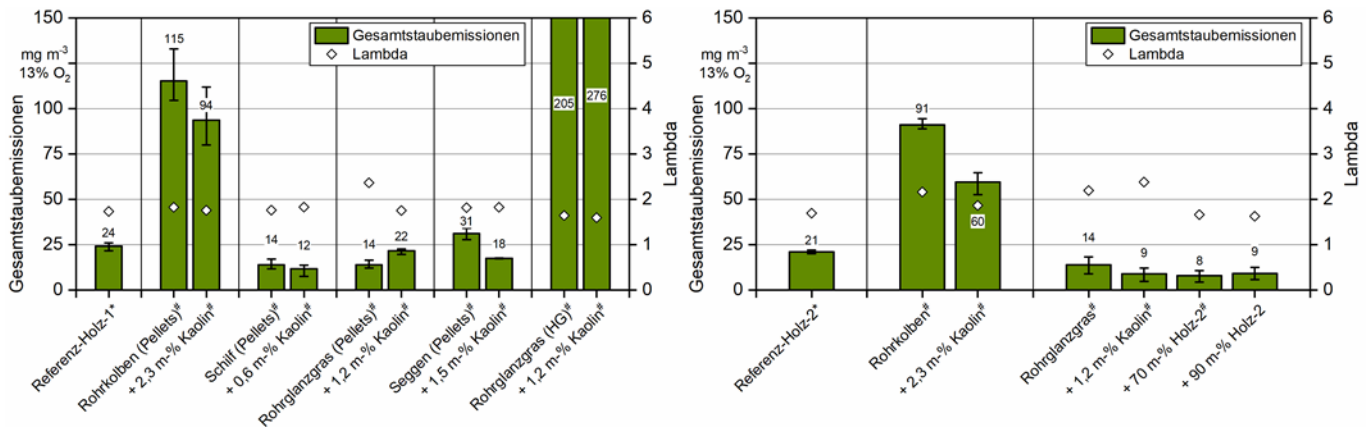


Abbildung 50 Mittlere Gesamstaubemissionen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ (\pm Min/Max-Werte; $n = 5$; links: Kessel 1 (30 kW), rechts: Kessel 2 (15 kW); ^{HG} = Häckselgut; * = Kessel ist auf diesen Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Betrieb möglich)

Im Vergleich zu Holzpellets kam es bei den Versuchen mit Paludi-Pellets in beiden Kesseln zu sehr ungleichmäßigen Verbrennungsbedingungen. Als Konsequenz schwankte die Wärmeleistung des 30 kW Kessels zwischen 20 und 34 kW (Abbildung 51). Gleichzeitig variierte die Sauerstoffkonzentration im Abgas zwischen 6,4 und 14,7 %. Im 15 kW Kessel waren diese Schwankungen noch deutlicher. Hier kam es direkt ab Beginn der Verbrennung zu einem konstanten, starken Absinken der Wärmeleistung, was nach kurzer Zeit zu einem automatischen Abschalten des Kessels führen würde.

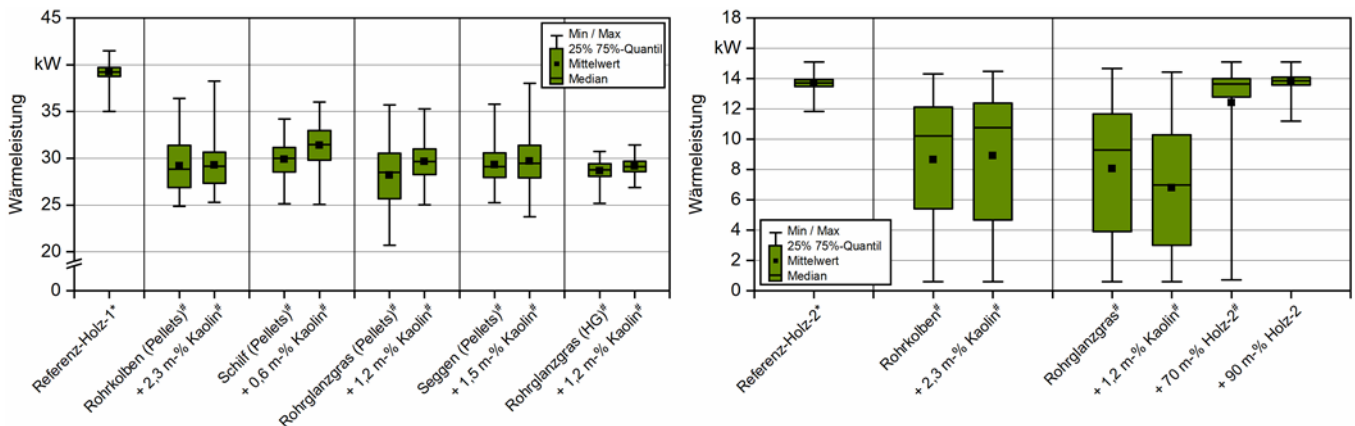


Abbildung 51 Mittlere Wärmeleistung von Kessel 1 (30 kW, links) und Kessel 2 (15 kW, rechts) bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ nach dem ersten Erreichen der Nennlast (^{HG} = Häckselgut; * = Kessel ist auf den Brennstoff zugelassen; # = kein stationärer Nennlastbetrieb möglich)

3.2.4.3 VERSCHLACKUNGSNEIGUNG

In vielen Fällen bildeten sich erhebliche Mengen an verschmolzenen Ascheklumpen (Partikel > 2 mm, siehe Tabelle 34). Die geringste Verschlackung zeigten Pellets aus Rohrkolben. Diese behielten nach dem Ausbrand größtenteils ihre zylindrische Form bei und waren auch im Aschekasten noch als solche zu erkennen (Abbildung 52). Für Pellets aus Schilfrohr, Rohrglanzgras und Seggen führten die hohen Temperaturen bei der Verbrennung zum starken Aufschmelzen der Asche. Beim Abkühlen bilden sich daraus sehr große Schlackebrocken (Abbildung 52) die zu mechanischen Störungen in den Anlagen führen können.



Abbildung 52 Pelletförmige Schlackepartikel nach der Verbrennung von Rohrkolben auf dem Rost des 15 kw Pelletkessels (links) und Schlackebrocken aus Rohrglanzgras aus demselben Kessel (rechts), jeweils ohne Additiv

Tabelle 34 Ascheanfall und Partikelgrößenverteilung der Aschen bei den Verbrennungsversuchen mit Paludi-Biomasse am TFZ

Kessel	Brennstoff	Variante	Asche g h ⁻¹	Partikelgrößenverteilung der Aschen			
				< 0,5 mm %	0,5 bis 1,0 mm %	1,0 bis 2,0 mm %	> 2,0 mm %
1	Referenz-Holz-1	Pellets	23,9	4,2	12,7	50,3	32,8
		Referenz-Weizenstroh	Pellets	294,1	0,4	1,9	7,6
	Rohrkolben	Pellets	372,3	33,1	9,3	10,0	47,6
		Pellets + 2,3 m-% Kaolin	418,2	22,3	9,5	9,2	59,0
	Schilf	Pellets	325,8	16,9	6,6	3,8	72,7
		Pellets + 0,6 m-% Kaolin	348,8	5,8	1,6	1,3	91,2
	Rohrglanzgras	Pellets	281,5	22,1	6,6	7,7	63,7
		Pellets + 1,2 m-% Kaolin	336,4	17,6	4,0	3,5	74,9
	Seggen	Pellets	380,0	16,6	6,2	7,7	69,5
		Pellets + 1,5 m-% Kaolin	386,2	11,3	4,0	3,6	81,0
	Rohrglanzgras	Häckselgut	299,2	47,1	19,2	16,7	17,0
		Häckselgut + 1,2 % Kaolin	343,5	60,8	19,9	11,0	8,3
2	Referenz-Holz-2	Pellets	13,9	89,9	5,7	2,4	2,0
	Rohrkolben	Pellets	120,8	37,1	13,6	14,4	34,9
		Pellets + 2,3 m-% Kaolin	129,2	26,8	11,8	15,0	46,3
	Rohrglanzgras	Pellets	124,8	24,2	9,1	13,0	53,7
		Pellets + 1,2 m-% Kaolin	111,4	24,4	8,1	10,6	56,9
		Pellets + 70 m-% Holz-2	53,3	16,4	7,3	11,1	65,2
Pellets + 90 m-% Holz-2	23,1	17,8	7,4	11,5	63,3		

Tabelle 35 Volumen der zwei größten Schlackepartikel je Feuerungsversuch mit Paludi- Brennstoffen in Kessel 2 in cm³

Brennstoff	Partikel 1	Partikel 2
<i>Typha</i>	< 1,0	< 1,0
<i>Typha</i> + 2,3 m-% Kaolin	2,0	1,5
<i>Phalaris</i>	66,0	26,1
<i>Phalaris</i> + 1,2 m-% Kaolin	45,0	30,2
<i>Phalaris</i> + 70 m-% Holz (2)	48,6	40,5
<i>Phalaris</i> + 90 m-% Holz (2)	36,0	20,2

Ein direkter Vergleich zwischen der granulometrischen Ascheanalyse der realen Kesselaschen mit der PASSA-Methode ergab, dass der mit PASSA analysierte Slag Index auf einem allgemein niedrigeren Niveau lag als ein entsprechender Index der Kesselaschen (d. h. der Anteil an Partikeln > 2 mm, siehe Abbildung 53). Dabei korrelierte der mit der PASSA-Methode ermittelte Slag Index gut mit den Indizes beider Kessel ($R^2 = 0,91$ für Kessel 1 bzw. $0,78$ für Kessel 2) auch unter Einbeziehung der additivierten Brennstoffe.

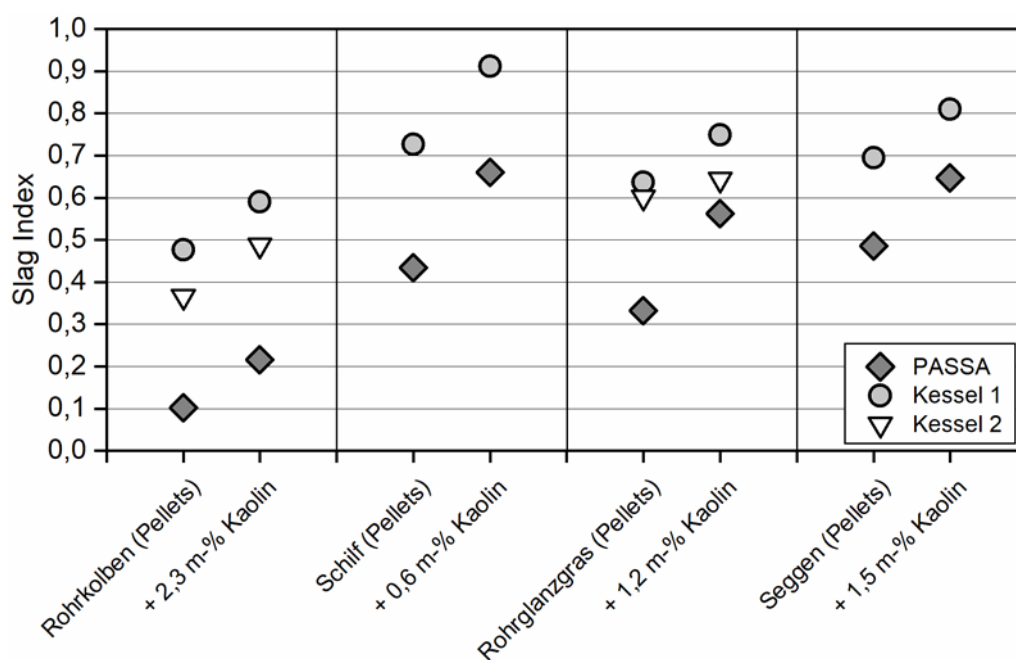


Abbildung 53 Vergleich der Slag Indizes (d. h. Aschepartikel > 2 mm) der Kesselaschen mit der PASSA-Methode

3.2.5 DISKUSSION

Im nachfolgenden Abschnitt werden die wesentlichsten Erkenntnisse der Diskussion in Hinblick auf die vorab formulierte Fragestellung aus Modul 3.2 kurz dargestellt. Für die ausführliche Diskussion der Ergebnisse inkl. dem dazugehörigen Vergleich mit externen Studien wird auf die Langfassung (TFZ-Bericht Nr. 77) verwiesen.

3.2.5.1 BRENNSTOFFQUALITÄT DES HÄCKSELGUTS UND DER PELLETS

Der Wassergehalt des Häckselguts nach der Ernte (M_{Ernte}) war für die direkte Verwendung in Kleinf Feuerungsanlagen meist zu hoch (Tabelle 30). Eine aktive Trocknung der Biomasse vor der Verbrennung wird daher empfohlen, selbst wenn im Winter abgestorbene Pflanzenmasse geerntet wird. Die hohe Streuung der Werte wurde erwartet, da die Brennstoffe von einer Testfläche mit einem variablen Wasserstandsgradienten stammen und zudem der Witterung ausgesetzt waren. Vor der Anlieferung wurde das Häckselgut durch Belüftung und Lagerung getrocknet. Der Wassergehalt (M) war danach sowohl für die Verbrennung als auch für die Pelletierung geeignet.

Die Schüttdichte (BD) des Häckselguts war für die direkte Verwendung in Kesseln < 100 kW zu niedrig. Eine Verdichtung der Brennstoffe, z. B. als Pellets oder Ganzballen, wird empfohlen. Die Pelletierung führte zu deutlich höheren Schüttdichten, die einen direkten Einsatz in Kleinf Feuerungsanlagen ermöglichte. Auch die

mechanische Festigkeit der Pellets wurde mit Werten von meist $\geq 98,6$ m-% als geeignet für Kleinf Feuerungsanlagen bewertet.

Der Asche- und der Siliziumgehalt des Rohrglanzgrases aus der Häckselgut-Probe von 2019 deutete auf eine Verschmutzung der Brennstoffe mit Bodenmaterial hin. Die Analyse einer Torfprobe von der Versuchsfläche Freisinger Moos bestätigte die Annahme, dass es zu einer Verschmutzung der Rohrglanzgras-Probe 2019 bei der Ernte oder Lagerung gekommen war. Andere verbrennungskritische chemische Inhaltsstoffe wie Stickstoff oder Kalium lagen sowohl im Häckselgut, als auch in den Pellets nah an typischen Gehalten von Holzhackschnitzeln aus Waldrestholz aber deutlich über denen für konventionelle Holzpellets. Aus den chemischen Inhaltsstoffen wurden Brennstoffindizes wie beispielsweise die Summe der aerosolbildenden Elemente oder das molare $(\text{Si}+\text{K}+\text{Al})/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{P})$ -Verhältnis berechnet (z. B. nach Sommersacher et al., (2013), siehe TFZ-Bericht Nr. 77), die auf erhöhten Schadstoffemissionen bei der Verbrennung schließen lassen, z. B. auf erhöhte Emissionen an NO_x , SO_x , HCl oder Gesamtstaub. Außerdem lassen sie eine erhöhte Schlackebildung und Korrosion erwarten.

3.2.5.2 EMISSIONEN, WÄRMELEISTUNG UND SCHLACKEBILDUNG

Die CO-Emissionen beider Kessel lagen unterhalb des CO-Grenzwerts der 1. BImSchV für halmgutartige Brennstoffe (Stufe 2: 400 mg m^{-3} bei 13 % O_2 für Kessel $< 100 \text{ kW}$). Hohe CO-Emissionen (z.B. beim Rohrkolben) deuten auf eine unvollständige Verbrennung hin. Auch der C_{Org} -Grenzwert nach der europäischen Ökodesign-Richtlinie wurde bei allen am TFZ durchgeführten Nennlastmessungen eingehalten. Dieser Grenzwert bezieht sich allerdings auf einen gewichteten Mittelwert aus Nenn- (15 %) und Teillastmessung (85 %) und kann daher nur bedingt für eine Einordnung der Werte herangezogen werden. Nichtsdestotrotz werden die Brennstoffe als unkritisch hinsichtlich ihrer CO- und C_{Org} -Emissionen bewertet. Die NO_x -Emissionen überschritten teilweise den Grenzwert der 1. BImSchV für Brennstoffe der Ziffer 8 und 13, der bei der Typenprüfung für Anlagen $< 100 \text{ kW}$ eingehalten werden muss (500 mg m^{-3} bei 13 % O_2). Ebenso überschritten sie deutlich den Grenzwert der europäischen Ökodesign-Richtlinie (145 mg m^{-3} bezogen auf 13 % O_2). Analog C_{Org} bezieht sich der NO_x -Grenzwert der Ökodesign-Richtlinie auf einen Mittelwert aus 85 % Teil- und 15 % Nennlast und kann daher nicht direkt auf die Ergebnisse angewendet werden. Auch der Grenzwert nach der – hier allerdings ebenfalls nicht direkt anzuwendenden – 44. BImSchV für Anlagen $> 1 \text{ MW}$ wurde nicht eingehalten. Dieser liegt je nach Anlagengröße zwischen 107 bis 197 mg m^{-3} (bezogen auf 13 % O_2). Generell ist bei Paludi-Brennstoffen mit hohen NO_x -Emissionen zu rechnen. Dies lässt sich direkt auf den hohen Stickstoffgehalt im Brennstoff zurückführen.

Die hohen Gesamtstaubemissionen des Rohrkolbens sind vermutlich auf eine unvollständige Verbrennung, aber auch auf eine erhöhte Aerosolbildung aufgrund hoher Gehalte an K und Na im Brennstoff zurückzuführen. Alle anderen Pellet-Brennstoffe waren als eher unkritisch bezüglich ihrer Gesamtstaubemissionen zu bewerten.

Besonders für Kessel 2 ist der instabile Betrieb bei der Verbrennung von Paludibiomasse als kritisch zu bewerten und ein Praxisbetrieb war nahezu nicht möglich. Erst bei einem sehr hohen Mischungsverhältnis mit Holz (10 m-% Rohrglanzgras zu 90 m-% Holzpellets) konnte ein Betrieb mit konstanter Leistung (Stationärbetrieb) erreicht werden. Der Grund für die starken Schwankungen in der Kesselleistung ist in dem hohen Ascheanfall und der starken Verschlackung zu sehen. Eine Additivierung der Brennstoffe mit Kaolin führte zu keiner wesentlichen Verbesserung hinsichtlich der Verschlackungsneigung. Möglicherweise sind andere, v. a. Ca-reiche Additive hierfür besser geeignet. Eine Mischung mit Holz verringerte zwar nicht die Schlackebildung, dafür aber die Gesamtmasse an Asche in der Feuerung, wodurch der Kesselbetrieb insgesamt verbessert wurde.

3.2.5.3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Ergebnisse aus Modul 3.2 zeigten deutliche Unterschiede in der Brennstoffqualität, aber auch im Verbrennungsverhalten von Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras und Seggen. Folgende Schlussfolgerungen können aus den Ergebnissen formuliert werden:

- Paludi-Biomasse weist Brennstoffeigenschaften auf, die den Anforderungen der DIN EN ISO 17225-6 entsprechen und sollte demnach als Brennstoff in hierfür zugelassenen Kesseln prinzipiell geeignet sein.

- Sollen Paludikulturen als Brennstoff genutzt werden, bietet sich eine Ernte im Winter an, um den Gehalt verbrennungskritischer, chemischer Inhaltsstoffe im Brennstoff zu reduzieren. Vor allem der N- und Cl-Gehalt wird dadurch deutlich verringert (siehe Modul 3.4 Torfersatzstoffe), wodurch es zu weniger Problemen mit NO_x-Emissionen oder Hochtemperaturkorrosion kommen sollte. Nichtsdestotrotz sollten die relevanten Bauteile von Kesseln aus geeigneten, korrosionsbeständigen Materialien bestehen.
- Ein direkter Einsatz von Häckselgut als Brennstoff in Kleinfeuerungsanlagen, bei denen es sich fast ausschließlich um Festbettfeuerungen handelt, ist technisch schwer umsetzbar. Paludi-Biomasse lässt sich allerdings leicht pelletieren, wodurch sich die physikalische Brennstoffqualität, aber auch die Transportwürdigkeit der Brennstoffe erhöht.
- Die betrachteten Paludi-Brennstoffe zeigten unterschiedliche Herausforderungen bei der Verbrennung. Generell waren die NO_x-Emissionen gegenüber der Verbrennung von Holzbrennstoffen in beiden Kesseln erhöht. Rohrkolben führte zu den höchsten Emissionen an Gesamtstaub und CO. Schilf, Rohrglanzgras und Seggen führten dagegen zu einer hohen Schlackebildung. Neben einer Anpassung der chemischen Brennstoffzusammensetzung könnten vor allem technische Maßnahmen (Brennraumgeometrie, Rostdesign, elektrostatische Staubabscheider, etc.) Abhilfe leisten. Hervorzuheben ist die Tatsache, dass mit keinem der eingesetzten pelletierten Paludibrennstoffe ein konstanter Kesselbetrieb bei Nennlast möglich war, wobei allerdings auch keiner der beiden Kessel für diese Art Brennstoff zugelassen war und insbesondere der 15 kW Pelletkessel eine sehr hohe Brennstoffqualität (d. h. ENplus A1) für einen störungsfreien und emissionsarmen Betrieb vorschreibt. Ein kurzzeitiger Einsatz der Paludibrennstoffe ist in beiden verwendeten Kessel technisch nicht empfehlenswert, ein Dauereinsatz ist sogar unmöglich.
- Eine Additivierung der Brennstoffe mit Kaolin führte nicht zu einer wesentlichen Verbesserung des Verbrennungsverhaltens. Möglicherweise muss bei Paludi-Brennstoffen eine höhere Menge an Additiv zugegeben werden als in den angewendeten Guidelines des ERA-NET Projekts „Bioflex!“ vorgesehen ist.
- Eine Mischung von Paludi-Biomasse mit Holzpellets führte zu einer Verbesserung des Emissionsverhaltens, v. a. hinsichtlich NO_x, SO_x und HCl aufgrund geringerer Gehalte an N, S und Cl im Brennstoff. Eine wesentliche Verbesserung der Schlackebildungsneigung konnte durch die Mischung nicht beobachtet werden. Allerdings kommt es bei Paludi-Holzpellet-Mischungen zu geringeren Aschegehalten. Für einen effizienten Einsatz in dem hier untersuchten 15 kW Pelletkessel war ein Mischungsverhältnis von 10:90 (Rohrglanzgras zu Holz) notwendig, um einen stabilen Nennlastbetrieb zu ermöglichen. Möglicherweise hätte in Kessel 1 ein geringerer Holzpelletanteil ausgereicht.
- Der Einsatz von gemahlenem Häckselgut aus Rohrglanzgras führte zu der geringsten Schlackebildung bei der Verbrennung von Paludi-Biomasse im Kessel 1. Gleichzeitig waren die Emissionen an Gesamtstaub erheblich erhöht. Dies lag voraussichtlich an hohen Anteilen an unverbranntem Brennstoff und an einem Abgaseintrag von Additivmaterial, welches über den Schornsteinzug mitgerissen wird. Anpassungen an der Brennstoffzuführung könnten diesbezüglich Abhilfe schaffen.

Biomassekessel < 100 kW müssen nach 1. BImSchV für die Nutzung von Paludi-Brennstoffen per Typenprüfung zugelassen werden. Aktuell befindet sich lediglich ein Kessel im Leistungsbereich < 100 kW auf dem Markt, der in der Bundesrepublik Deutschland diese Zulassung besitzt. Aufgrund der beobachteten Herausforderungen für die Verbrennung ist generell ein vorrangiger Einsatz in größeren Feuerungen ab 100 kW empfehlenswert, da hier technische Lösungen für die beschriebenen Probleme leichter umgesetzt werden können. Anlagen ab 100 kW, die Paludi-Brennstoffe einsetzen sollen, müssen nach der 44. BImSchV per Einzelgenehmigung zugelassen werden. Die hier dargestellte Studie zeigt somit, dass Paludi-Biomasse prinzipiell als Brennstoff verwendet werden kann, jedoch deutlich größere Herausforderungen mit sich bringt als die Verbrennung von Holzbrennstoffen. Die thermische Nutzung in größeren, speziell auf Paludibrennstoffe angepasste Feuerungen ist als eine realistische Verwertungsoption zu bewerten, während ein Einsatz in Kleinfeuerungsanlagen nicht empfohlen werden kann.

3.2.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Der Fokus weiterführender Untersuchungen zur thermischen Verwertung von Paludi-Biomasse sollte auf den Anwendungsbereich > 100 kW ausgerichtet sein. Im Leistungsbereich < 100 kW könnte zudem der Einsatz in Kesseln mit neuartigen Verbrennungstechnologien (z. B. Biomasse-Vergaserkessel) erfolgen. Diese befinden sich teilweise noch im Entwicklungsstadium. Ebenso sollten Untersuchungen mit Ca-haltigen Additiven erfolgen, die gezielt die Verschlackungsneigung von Brennstoffen reduzieren. Eine kombinierte Verwendung halmgutartiger und holzartiger Paludikulturen (z. B. Erle) könnte eine interessante Option sein, sollte das Verbrennungsverhalten von auf nassen Standorten angebautem Erlenholz gute Verbrennungseigenschaften besitzen. Ein weiterer Schwerpunkt könnte in der kombinierten Ernte und Aufbereitung der Brennstoffe liegen, beispielsweise mittels mobiler Stroh-Vollernter mit integrierter Pelletieranlage (Krone Premos 5000, Schaidler Pellettec 5.0).

3.3 BIOGASNUTZUNG

C. HARTUNG UND H. HEUWINKEL

Zusammenfassung

Jung geernteter Rohrkolben, Schilf und Rohrglanzgras sind als Biogassubstrat grundsätzlich geeignet und weisen einen spezifischen Biogasertrag auf, welcher vergleichbar zu dem von Grassilage ist. Älteres Pflanzenmaterial ist, u.a. aufgrund des höheren Lignin-Gehalts, schlechter abbaubar, was einen geringeren spezifischen Biogasertrag zur Folge hat. Des Weiteren kann es aufgrund der schlechten Abbaubarkeit zu Störungen in Biogasanlagen kommen. Frühe Erntetermine, etwa Anfang Juni, sind damit zu empfehlen. Der optimale Erntezeitpunkt ist phänologisch festzulegen und liegt für den Breitblättrigen Rohrkolben zwischen dem Ende des Kolbenschiebens und dem Beginn der Braunverfärbung der Kolben. Für Rohrglanzgras ist die Empfehlung zwischen der Vollblüte und dem Stadium der späten Milch- bis frühen Teigreife zu ernten und beim Schmalblättrigen Rohrkolben ist es kurz nach dem Braunwerden der Kolben optimal für die Ernte. Eine frühe Ernte bedeutet Zeit für einen Wiederaufwuchs. Dieser trug nur beim Rohrglanzgras mit etwa $\frac{1}{4}$ nennenswert zum gesamten Biogasertrag der Fläche bei. Die Daten stellen dieses Vorgehen in Abwägung von Aufwand und Nutzen in Frage. Zudem bedeuten die frühen Ernten einen relevanten Nährstoffentzug, was in Abhängigkeit vom Standort an sich und besonders bei einer Zweischnittnutzung evtl. mit einer Nährstoffrückführung auszugleichen ist.

3.3.1 EINLEITUNG

In Deutschland werden derzeit ca. 50 % der organischen Böden unter entwässerten Bedingungen als Grünland und 20 % als Ackerland genutzt (Tiemeyer et al., 2020). Die dabei produzierte Biomasse wird u.a. als Substrat in Biogasanlagen anaerob vergoren. Im Arbeitspaket „Biogasnutzung“ wurde untersucht, ob Niedermoorpflanzen, die in Paludikultur kultiviert werden, eine interessante Alternative zu der bei der konventionellen Moorbewirtschaftung produzierten Gras- und Maissilage darstellen könnten. Bis heute existieren nur wenige andere Studien, welche die Eignung von Niedermoorpflanzen als Biogassubstrat überprüfen (Butkutė et al., 2014; Kandel et al., 2013; Paepatung et al., 2009).

Bei der Verwendung von Pflanzen als Biogassubstrat ist der Erntetermin entscheidend. Mit zunehmenden Pflanzenalter steigt der Anteil an Lignin, welches als nicht anaerob abbaubar angesehen wird und zudem durch Lignin-Inkrustationen die mikrobielle anaerobe Vergärung von Cellulose und Hemicellulose hemmt (Lübken et al., 2010; Monlau et al., 2013). Infolgedessen sinkt der spezifische Biogasertrag mit zunehmender Pflanzenreife (Triolo et al., 2012; Kandel et al., 2013; Roj-Rojewski et al., 2019). Es existieren zwar ein paar Studien, die den Einfluss des Erntetermins auf den spezifischen Biogasertrag von Niedermoorpflanzen untersuchen (Kandel et al., 2013; Roj-Rojewski et al., 2019), allerdings ist darin das Entwicklungsstadium der analysierten Pflanzen oft nicht beschrieben. Eine einfache Nennung des Erntedatums ist nicht ausreichend, da die Entwicklung von Niedermoorpflanzen von verschiedenen Faktoren, wie beispielsweise den Witterungs- und Wasserstandsverläufen, welche von Jahr zu Jahr stark schwanken, abhängen (Engloner, 2009). Daher ist eine Einordnung des Entwicklungsstadiums der Pflanzen nach einem Standardverfahren, wie der BBCH-Skala, von entscheidender Bedeutung (Meier et al., 2009).

Um den optimalen Erntezeitpunkt für eine Nutzung der Pflanzen als Biogassubstrat zu finden, ist es nicht nur wichtig den spezifischen Biogasertrag (Einheit: L pro kg organische Trockensubstanz (oTS)) zu bestimmen, sondern auch den Biogasertrag pro Fläche (Einheit: L pro Hektar) zu berechnen (Braun et al., 2008; Frigon and Guiot, 2010). Dieser Parameter ermittelt sich aus dem spezifischen Biogasertrag und dem Biomasseertrag pro Hektar. Der spezifische Biogasertrag nimmt auch bei Niedermoorpflanzen mit zunehmenden Pflanzenalter ab, wohingegen der Biomasseertrag pro Hektar mit der Zeit zunimmt (Garver et al., 1988; Kandel et al., 2013; Roj-Rojewski et al., 2019). Folglich stellt der optimale Erntetermin immer einen Kompromiss zwischen diesen beiden Parametern dar.

Der Biogasertrag pro Fläche kann möglicherweise durch einen zweiten Schnitt im Spätsommer gesteigert werden. Pijlman et al. (2019) zeigte bereits, dass eine mehrschnittige Nutzung von Rohrkolben den Biomasseertrag von physiologisch jungem Pflanzenmaterial verdoppeln kann. Eine erhöhte Schnitthäufigkeit

war in der Arbeit allerdings auch mit einem Rückgang der Sprossdichte verbunden. Des Weiteren werden bei der Ernte von jungem Pflanzenmaterial Nährstoffe entzogen. Wenn diese nicht zurückgeführt werden, wird dies voraussichtlich mittelfristig zu einer Schwächung des Pflanzenbestands und somit zu rückläufigen Biomasse- und damit Biogaserträgen pro Fläche führen. Eine Rückführung der Nährstoffe kann bei nährstoffreichen Standorten, wie dem Bayerischen Donaumoos, mit dem zufließendem Wasser erfolgen und bei nährstoffarmen Standorten, wie dem Freisinger Moos, beispielsweise durch Düngung mit Gärresten. Der spezifische Biogasertrag, welcher in Batch-Tests bestimmt wird, lässt jedoch keine Rückschlüsse auf die langfristig erzielbaren Biogaserträge in Praxisanlagen und die Auswirkungen der Biogassubstrate auf die Prozessstabilität zu (VDI, 2016). Auf lange Sicht können sich beim anaeroben Abbau von Substraten Nebenprodukte im Fermenter anreichern, wenn ihre Vergärung nur langsam abläuft. Diese Nebenprodukte können den Prozess durch Inhibierung der am Prozess beteiligten Mikroorganismen destabilisieren (Mizuki et al., 1990). Häufiger kommt es jedoch vor, dass sich nicht abgebaute Fasern um das Rührwerk wickeln und so das Rühren behindern oder sich der Fermenterinhalt aufgrund der Anreicherung von Schleimstoffen verdickt (Wall et al., 2015).

3.3.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Folgende Fragestellungen wurden im AP Biogasnutzung untersucht:

1. Welche von vier Niedermoorpflanzenarten (Breitblättriger Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras, Sumpf-Segge) liefern in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt den höchsten spezifischen Biogasertrag?
2. Wie wirkt sich das Entwicklungsstadium auf die inhaltsstoffliche Zusammensetzung und somit den spezifischen Biogasertrag von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben aus?
3. In welchem Entwicklungsstadium sollten Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättriger Rohrkolben für eine Biogasnutzung geerntet werden und welcher Biogasertrag pro Hektar kann zu diesem Zeitpunkt erzielt werden?
4. Kann der Biogasertrag pro Fläche von Rohrglanzgras und Schmalblättrigen Rohrkolben durch eine Erhöhung der Schnitthäufigkeit gesteigert werden?
5. Ist zur Sicherung eines stabilen Wiederaufwuchses eine Rückführung der entzogenen Nährstoffe in Form von Gärrest hilfreich?
6. Führt eine Gärrestapplikation kurzfristig zu einer Nährstoffbelastung des Oberflächenwassers?
7. Welchen Einfluss hat eine Beimischung von Rohrglanzgras und Breitblättriger Rohrkolben auf die anaerobe Vergärung im Langzeitversuch?

3.3.3 MATERIAL UND METHODIK

Ermittlung des spezifischen Biogasertrags von Breitblättrigen Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras und Sumpf-Segge (Fragestellung 1)

Wild gewachsener Breitblättriger Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras und Sumpf-Segge wurden Mitte Juni, Mitte August und Mitte Oktober 2016 im Freisinger Moos geerntet. Das Pflanzenmaterial wurde bei 60 °C getrocknet und <10 mm vermahlen. Anschließend wurde der spezifische Biogasertrag in dreifacher Wiederholung mit Hilfe von Batch-Tests in Anlehnung an VDI 4630 bestimmt (VDI, 2016). Eine detaillierte Beschreibung der Batch-Tests findet sich in Hartung et al. (2020) und Dandikas (2018).

5-malige Beprobung von Rohrglanzgras und Breitblättrigen Rohrkolben im Jahr 2018 bzw. von Schmal- und Breitblättrigen Rohrkolben im Jahr 2020 (Fragestellung 2 und 3)

Im Jahr 2018 wurde Breitblättriger Rohrkolben bzw. Rohrglanzgras an fünf verschiedenen Ernteterminen (5. Mai, 29. Mai, 19. Juni, 19. Juli und 12. September) in vierfacher Wiederholung auf der Versuchsfläche im Freisinger Moos (Wasserstandsklasse „wiedervernässt“) geerntet. Des Weiteren wurde im Jahr 2020 Breit- bzw. Schmalblättrigen Rohrkolben in dreifacher Wiederholung an fünf verschiedenen Terminen (12. Mai, 3. Juni, 25. Juni, 21. Juli und 15. September) geschnitten. Das Entwicklungsstadium der Pflanzen wurde jeweils nach dem BBCH System erfasst (Meier et al., 2009). Zu jeder Ernte wurden die Pflanzen 10 cm über den Boden auf einer Fläche von 0,5 m x 2,5 m pro Wiederholung abgeschnitten. Die Biomasse wurde bei 60 °C getrocknet und eine Teilprobe wurde zur Bestimmung des Restfeuchtegehalts bei 105 °C verwendet. Das Trockengewicht wurde für jede Wiederholung ermittelt. Pflanzenmaterial aller Wiederholungen zum gleichen Erntedatum wurde gemischt und <10 mm vermahlen. Der spezifische Biogasertrag wurde mittels Batch-Test

bestimmt und die inhaltsstoffliche Zusammensetzung wurde mit Hilfe einer Weender-Van Soest Futtermittelanalyse ermittelt (VDLUFA, 1976). Weitere Informationen zum Versuch befinden sich in Hartung et al. (2023).

Biogaserträge, Schnittverträglichkeit und Nährstoffrückführung bei Rohrglanzgras (Fragestellung 4 bis 6)

Zur Untersuchung der Schnittverträglichkeit, der Auswirkungen einer Nährstoffrückführung und jahresspezifischer Effekte auf einen Rohrglanzgras-Bestand wurde in der Versuchsfläche Freisinger Moos (Wasserstandsklasse „wiedervernässt“ und „teilwiedervernässt“) ein Parzellenversuch mit fünf Varianten (Nutzungsweisen) angelegt (vgl. Tabelle 36). Pro Variante wurden jeweils sechs Wiederholungen mit einer Fläche von je 0,75 m² abgesteckt. Bei allen Varianten erfolgte im Winter 2020/21 und im Winter 2021/22 eine Ernte, damit kein altes Pflanzenmaterial in den darauffolgenden Ernten mitgeerntet wird und um sicherzustellen, dass der Neuaustrieb im Frühjahr ungehindert erfolgen kann. Neben der Winterernte wurden die Wiederholungen der Varianten 2 und 3 nur im Frühsommer und die der Varianten 4 und 5 im Früh- und Spätsommer für eine Biogasnutzung geschnitten. Nach den Früh- und Spätsommerernten im Jahr 2020 und 2021, erfolgte in den Varianten 2 und 4 jeweils zeitnah eine Rückführung der mit der Ernte abgeführten Nährstoffe in Form von Biogasgärrest. Des Weiteren wurde vor und mehrmalig nach der Gärrestausrückführung das Bodenwasser von gedüngten und nicht gedüngten Wiederholungen beprobt, um eine mögliche Veränderung der NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, P₂O₅, K₂O, SO₄²⁻, Mg²⁺, Ca²⁺ und Na⁺ Konzentrationen feststellen zu können. Zu jeder Ernte wurde der Biomassertrag pro Fläche ermittelt. Darüber hinaus wurde zu den Früh- und Spätsommerernten die inhaltsstoffliche Zusammensetzung der Pflanzen mit Hilfe einer Weender-Van Soest Futtermittelanalyse (siehe oben) untersucht, der spezifische Biogasertrag bestimmt und der Biogasertrag pro Fläche berechnet. Die Bestimmung des spezifischen Biogasertrags erfolgte im Jahr 2020 und 2021 via Batch-Tests (siehe oben). Im Jahr 2022 wurde der spezifische Biogasertrag mit einem Regressionsmodell von Dandikas et al. (2015) auf Grundlage der inhaltsstofflichen Zusammensetzung berechnet (siehe auch Hartung et al., eingereicht). Außerdem erfolgte zu allen Ernten eine Pflanzenanalyse auf N, Phosphor (P) und Kalium (K).

Tabelle 36 Überblick über die Untersuchungsvarianten im Versuch zur Schnittverträglichkeit und dem Biogasertrag von Rohrglanzgras (Freisinger Moos).

Varianten-Nr.	Kurzbeschreibung	Nährstoff-rückführung	Jahr 2020		Jahr 2021			Jahr 2022	
				Ernte im Winter		Ernte im Frühsommer		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer
1	Kontrolle	-		Ernte im Winter				Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer
2	Biogasschnitt gedüngt	+	Ernte im Frühsommer	Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	
3	Biogasschnitt nicht gedüngt	-	Ernte im Frühsommer	Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	
4	Biogasschnitt gedüngt	+		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	Ernte im Spätsommer	Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	
5	Biogasschnitt nicht gedüngt	-		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	Ernte im Spätsommer	Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	

Biogaserträge und Schnittverträglichkeit von Schmalblättrigen Rohrkolben (Fragestellung 4)

Neben Rohrglanzgras wurde Schmalblättriger Rohrkolben auf seine Schnittverträglichkeit hin untersucht. Dafür wurde auf der Versuchsfläche Langenmosen ein Parzellenversuch mit fünf Varianten (vgl. Tabelle 37) durchgeführt. Pro Variante wurden vier Wiederholungen mit einer Fläche von je 4 m² angelegt. Variante 1 diente wie beim Versuch mit Rohrglanzgras im Freisinger Moos als Kontrolle und wurde in den Jahren 2020 und 2021 nur im Winter geschnitten. In Variante 2 erfolgte neben der Winterernte eine Ernte im Frühsommer und in Variante 3 eine Ernte im Früh- und Spätsommer. Die Varianten 4 und 5 sind vergleichbar zu den Varianten 2 und 3. Allerdings wurden hier die Früh- und Spätsommerernten erst ab 2021 durchgeführt, um jahresspezifische Effekte zu erfassen. Im Gegensatz zum Versuch im Freisinger Moos erfolgte keine Nährstoffrückführung nach den Ernten, da auf Basis älterer Daten das Drainwasser im Bayerischen Donaumoos als nährstoffreicher als im Freisinger Moos angenommen wurde. Zu den Ernten wurden die gleichen Daten erfasst wie beim Versuch mit Rohrglanzgras mit Ausnahme der Pflanzenanalyse auf N, P und K.

Tabelle 37 Überblick über die Untersuchungsvarianten im Versuch zur Schnittverträglichkeit und dem Biogasertrag vom Schmalblättrigen Rohrkolben.

Variante	Jahr 2020			Jahr 2021			Jahr 2022	
	1			Ernte im Winter			Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer
2	Ernte im Frühsommer		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	
3	Ernte im Frühsommer	Ernte im Spätsommer	Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	Ernte im Spätsommer	Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	
4			Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer		Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	
5			Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	Ernte im Spätsommer	Ernte im Winter	Ernte im Frühsommer	

Semikontinuierlicher Durchflussfermenter-Versuch (Fragestellung 7)

Der semikontinuierliche Durchflussfermenter-Versuch wurde nach VDI 4630 (VDI, 2016) unter mesophilen Bedingungen ($T = 38\text{ °C}$) durchgeführt. Hierbei wurden folgende Fütterungsvarianten in semikontinuierlichen Durchflussfermentern (Volumen 36 L; Arbeitsvolumen: 28 - 32 L) getestet: 20 % Breitblättriger Rohrkolben + 80 % Maissilage, 40 % Breitblättriger Rohrkolben + 60 % Maissilage, 20 % Rohrglanzgras + 80 % Maissilage, 40 % Rohrglanzgras + 60 % Maissilage, 20 % Grassilage + 80 % Maissilage und 100 % Maissilage (Anteile bezogen auf oTS). Die beiden letztgenannten Fütterungsregime wurden als Referenz verwendet, da Gras und Mais in Deutschland häufig verwendete Biogassubstrate sind und derzeit auch auf entwässerten Moorflächen kultiviert werden. Während des Versuchs wurde das Volumen des produzierten Biogases erfasst und die Gaszusammensetzung analysiert. Die Raumbelastung wurde ausgehend von $2,0\text{ kg oTS m}^{-3}\text{ d}^{-1}$ in 0,5er-Schritten erhöht, sobald die Methanproduktion an mindestens fünf aufeinanderfolgenden Tagen um weniger als 5 % schwankte. An den Versuchstagen 106 und 138 erfolgte eine Verdünnung des Fermenterinhalt von allen Fermentern mit destilliertem Wasser, da sich die Viskosität in manchen Fermentern zu stark erhöht hatte. Gasertragsdaten, die nach der ersten Verdünnung der Fermenter aufgezeichnet wurden, wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Eine ausführliche Beschreibung des Versuchs findet sich in Hartung et al. (2020).

3.3.4 ERGEBNISSE

Identifizierung von geeigneten Paludikultur-Pflanzenarten für die anaerobe Vergärung in Abhängigkeit vom Erntetermin (Fragestellung 1)

Der spezifische Biogasertrag der Paludikultur-Biomassen lag zwischen 311 und $581\text{ L}_N\text{ kg}^{-1}\text{ oTS}$ (Abbildung 54) und war immer signifikant geringer als der spezifische Biogasertrag des Referenzmais, welcher bei $670\text{ L}_N\text{ kg}^{-1}\text{ oTS}$ lag. Im Juni geernteter Breitblättriger Rohrkolben, Schilf und Rohrglanzgras erzielten mit Werten zwischen 507 und $581\text{ L}_N\text{ kg}^{-1}\text{ oTS}$ die höchsten spezifischen Biogaserträge. Mit zunehmenden Pflanzenalter nahm der spezifische Biogasertrag der Niedermoorpflanzen jeweils signifikant ab.

Für weitere Versuche wurden Rohrkolben und Rohrglanzgras aufgrund ihrer hohen spezifischen Biogas- und Biomasseerträge ausgewählt. Zudem ist Rohrglanzgras sehr konkurrenzstark gegenüber Unkräutern und kann vergleichsweise leicht etabliert werden.

Einfluss des Entwicklungsstadiums auf die inhaltsstoffliche Zusammensetzung und den spezifischen Biogasertrag von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben (Fragestellung 2)

Bei den fünfmaligen Ernten von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben im Jahr 2018 bzw. 2020 wurde die gesamte Spannweite der Pflanzenentwicklungsstadien zwischen vegetativen Wachstum und Seneszenz abgedeckt (Tabelle 38). Obwohl der Breitblättrige Rohrkolben in 2018 und 2020 an ähnlichen Tagen geerntet wurde, war die Pflanzenentwicklung in 2018 schneller. Das muss bei der Bewertung der inhaltsstofflichen Zusammensetzung der Niedermoorpflanzen berücksichtigt werden, welche in Abbildung 55 dargestellt ist. Zudem ist dies ein wichtiges Ergebnis zur Bedeutung der Bestimmung des Entwicklungszustandes für die Ermittlung des Erntetermins.

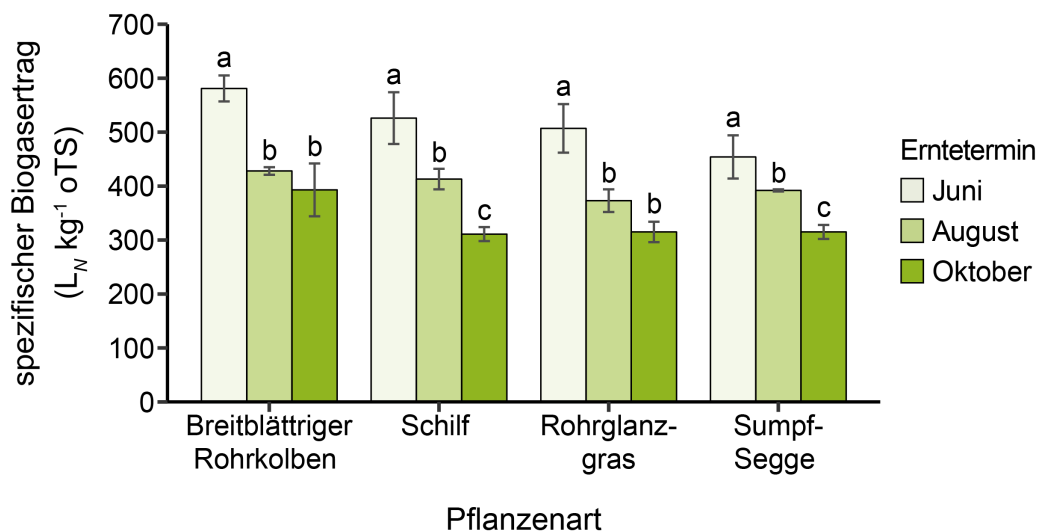


Abbildung 54 Spezifische Biogaserträge von Breitblättrigen Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras und Sumpf-Segge zu drei verschiedenen Ernteterminen (Juni, August und Oktober 2016); Mittelwert \pm Standardabweichung (n = 3). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb derselben Pflanzenart (Tukey-Test, p < 0,05). Abbildung verändert nach Hartung et al. (2020).

Tabelle 38 Entwicklungsstadien von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu den unterschiedlichen Ernteterminen.

Ernte-termin	Entwicklungsstadium (Rohrglanzgras)	Entwicklungsstadium (Breitblättriger Rohrkolben)	Entwicklungsstadium (Schmalblättriger Rohrkolben)
12.05.2020	-	-	vegetativ (7 Blätter; Höhe: 75 cm)
09.05.2018	vegetativ (4 Blätter; Höhe: 70 cm)	vegetativ (7 Blätter; Höhe: 95 cm)	-
03.06.2020	-	-	Beginn des Kolbenschiebens
29.05.2018	Vollblüte	Ende des Kolbenschiebens	-
25.06.2020	-	-	Kolben beginnen sich bräunlich zu verfärben
19.06.2018	Späte Milchreife bis frühe Teigreife	feuchte, braun-grüne Kolben	-
21.07.2020	-	-	trockene, dunkelbraune Kolben
19.07.2018	Freisetzung der Samen	trockene, dunkelbraune Kolben	-
15.09.2020	-	-	trockene, dunkelbraune Kolben; Blätter: beginnende Seneszenz
12.09.2018	Seneszenz	Kolben beginnen zu zerfallen	-

Die Stickstoffgehalte nahmen in allen getesteten Pflanzenarten mit zunehmenden Pflanzenalter bis zum dritten Erntetermin in 2018 bzw. vierten Erntetermin in 2020 hin auf ein Minimum ab. In den Rohrkolbenarten verringerte sich der Hemicellulose-Gehalt ebenfalls im Laufe der Zeit, wohingegen er bei Rohrglanzgras konstant blieb. Alle Niedermoorpflanzenarten zeigten mit zunehmendem Reifegrad eine Zunahme des Lignin-Gehalts. Der Cellulose-Gehalt der Pflanzen variierte hingegen nur geringfügig zwischen den einzelnen Ernteterminen.

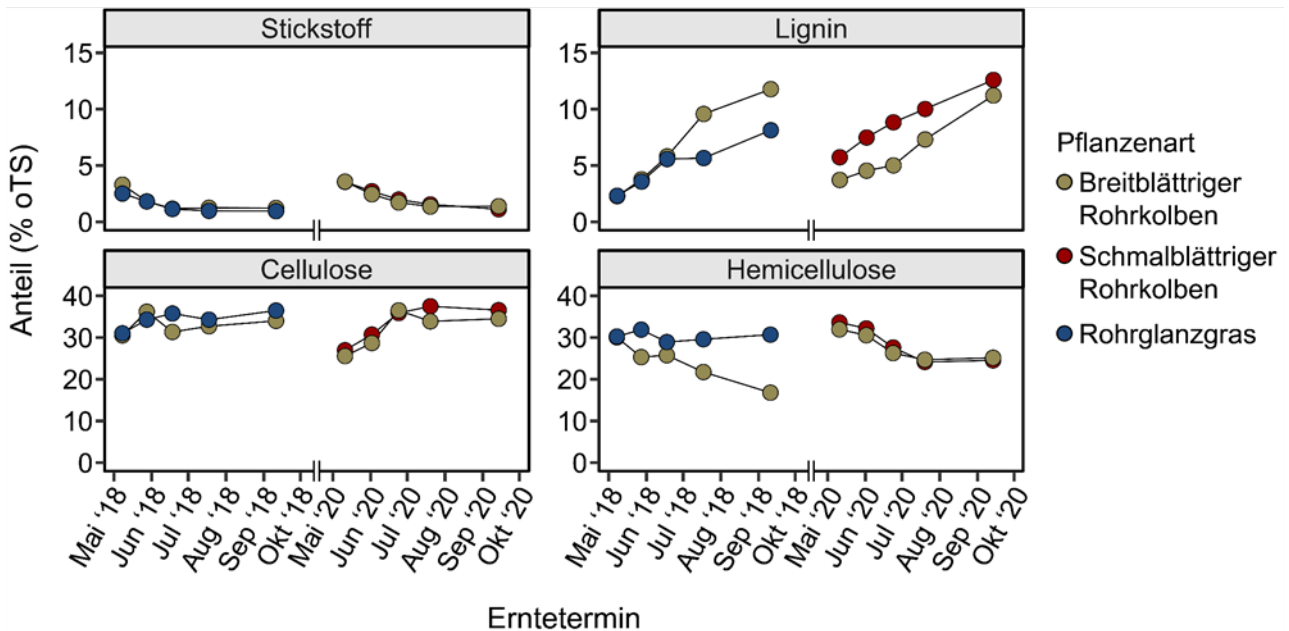


Abbildung 55 Stickstoff-, Lignin-, Cellulose- und Hemicellulose-Gehalt von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu jeweils fünf Ernteterminen im Jahr 2018 bzw. 2020. Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).

Die spezifischen Biogaserträge nahmen wieder mit zunehmenden Pflanzenalter ab (Abbildung 56) und lagen zwischen 315 und $647 \text{ L}_N \text{ kg}^{-1} \text{ oTS}$ (Breitblättriger Rohrkolben), 405 und $596 \text{ L}_N \text{ kg}^{-1} \text{ oTS}$ (Schmalblättriger Rohrkolben) bzw. 361 und $597 \text{ L}_N \text{ kg}^{-1} \text{ oTS}$ (Rohrglanzgras). Der Methangehalt des Biogases variierte zwischen $52,1$ und $54,5 \%$. Eigentlich nahm der spezifische Biogasertrag stetig mit dem zunehmenden Alter der Pflanzen ab. Nur im Jahr 2018 brach er beim Breitblättrigen Rohrkolben von der zweiten und dritten Ernte stark, um fast $200 \text{ L}_N \text{ kg}^{-1} \text{ oTS}$, ein. Auch schien die Stärke der Abnahme zwischen den Jahren verschieden zu sein: zumindest waren die Daten ab der zweiten bis dritten Ernte in 2020 höher und das auch mit derselben Art.

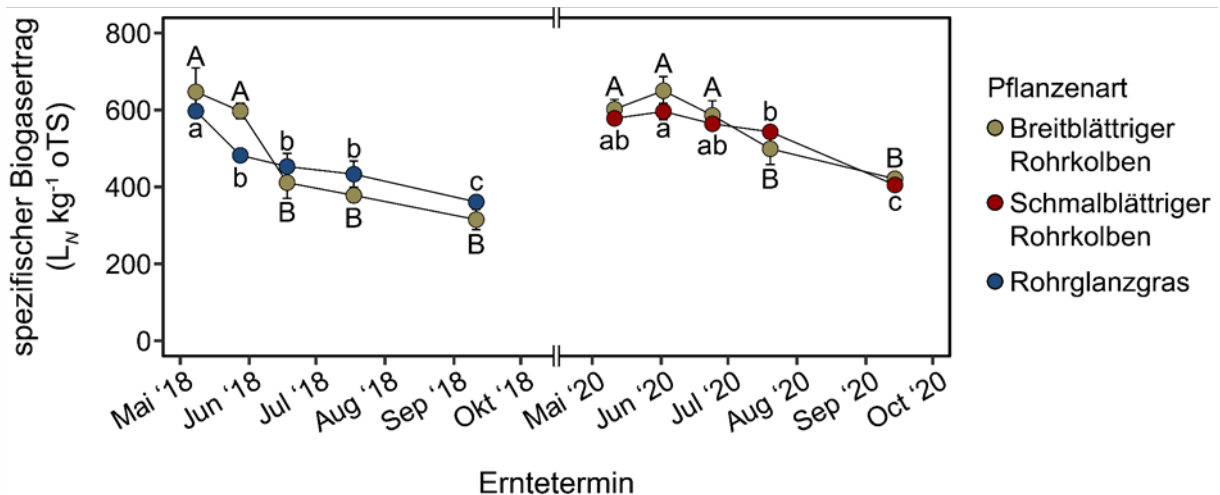


Abbildung 56 Spezifischer Biogasertrag von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu jeweils fünf Ernteterminen im Jahr 2018 bzw. 2020. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb derselben Pflanzenart und desselben Jahres (Tukey-Test, $p < 0,05$). Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).

In der Beziehung zwischen dem spezifischen Biogasertrag und Inhaltsstoffen (Stickstoff-, Lignin-, Cellulose- bzw. Hemicellulose-Gehalt) der drei getesteten Niedermoorpflanzenarten führte eine Erhöhung des Lignin-Gehalts immer zu einer deutlichen Verringerung des spezifischen Biogasertrages (Abbildung 57). Eine positive Korrelation zwischen dem spezifischen Biogasertrag und dem Stickstoff-Gehalt von Rohrglanzgras und Breitblättrigen Rohrkolben bestand nur für junges Pflanzenmaterial. Des Weiteren waren der spezifische

Biogasertrag von Rohrglanzgras negativ mit dem Cellulose-Gehalt und der spezifische Biogasertrag vom Breitblättrigen Rohrkolben positiv mit dem Hemicellulose-Gehalt korreliert.

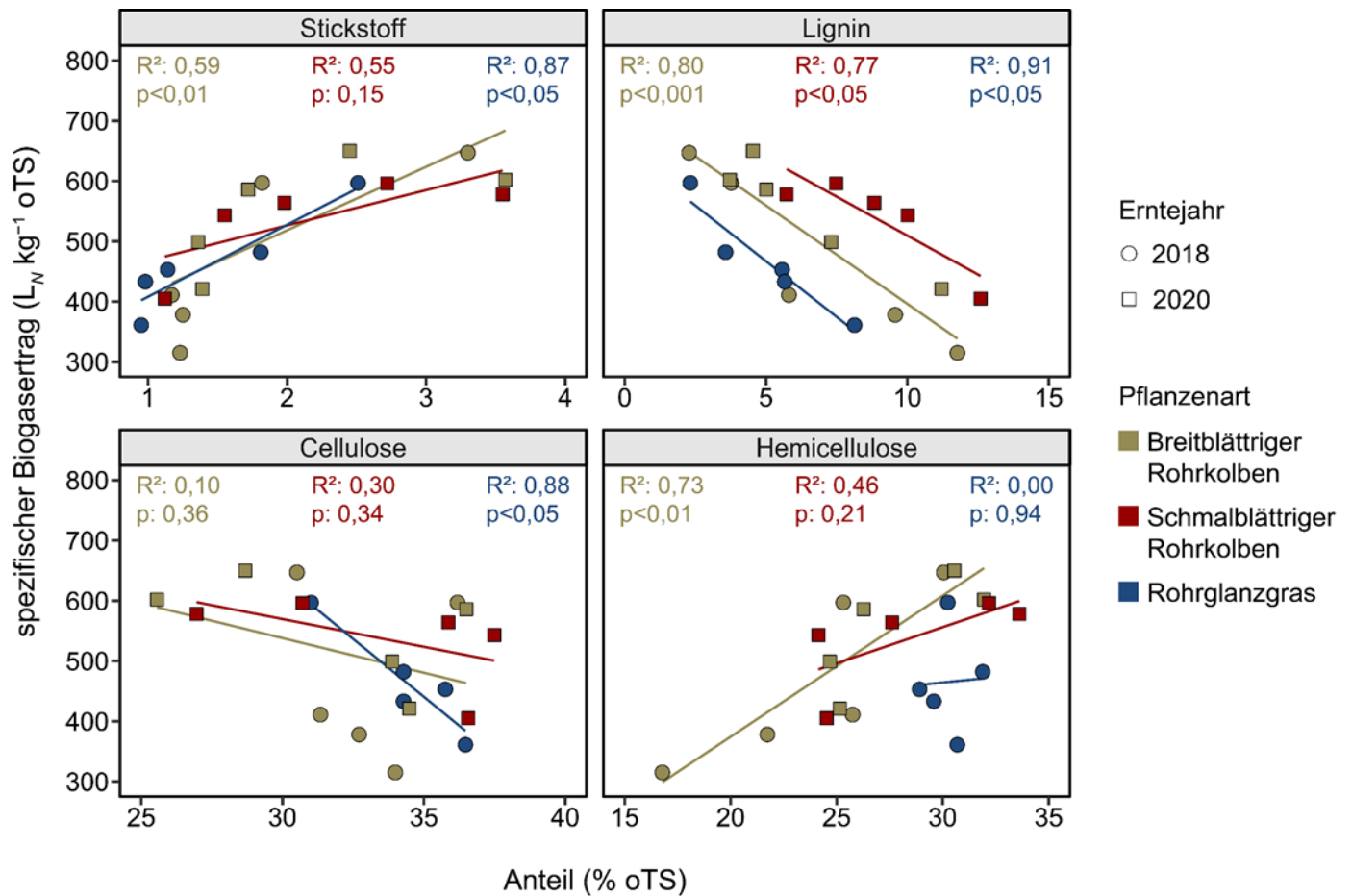


Abbildung 57 Beziehung zwischen dem spezifischen Biogasertrag und dem Stickstoff-, Lignin-, Cellulose- bzw. Hemicellulose-Gehalt von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben. Die linearen Regressionslinien mit den zugehörigen Bestimmtheitsmaßen und p-Werten sind für jede Pflanzenart dargestellt. Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).

Biomasserträge und Biogaserträge pro Fläche von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben (Fragestellung 3)

In den beiden untersuchten Jahren (2018 und 2020) nahmen die Erträge aller Arten mit zunehmender Vegetationsdauer stetig zu (Abbildung 58). Bis zu 15 t Trockenmasse konnten in der 5. Ernte gemessen werden. Der Breitblättrige Rohrkolben verdeutlicht allerdings einen starken Jahreseffekt, denn die 15 t in 2018 standen etwa 12 t in 2020 gegenüber. Nimmt man diese Art als Referenz, dann hätte der Schmalblättrige Rohrkolben vielleicht ein noch höheres Ertragspotential, während das Rohrglanzgras etwas abfiel. Hingegen ist der Unterschied zwischen den Arten beim Biogasertrag weitaus weniger augenfällig und das rechnerische Maximum ist schon zum dritten bzw. vierten Erntetermin erreicht (Abbildung 58). Sie erreichten Biogaserträge von etwa 4.000 bis 5.000 Nm³ ha⁻¹. Diese Werte sind vergleichbar mit denen von Dauergrünland (Döhler 2013).

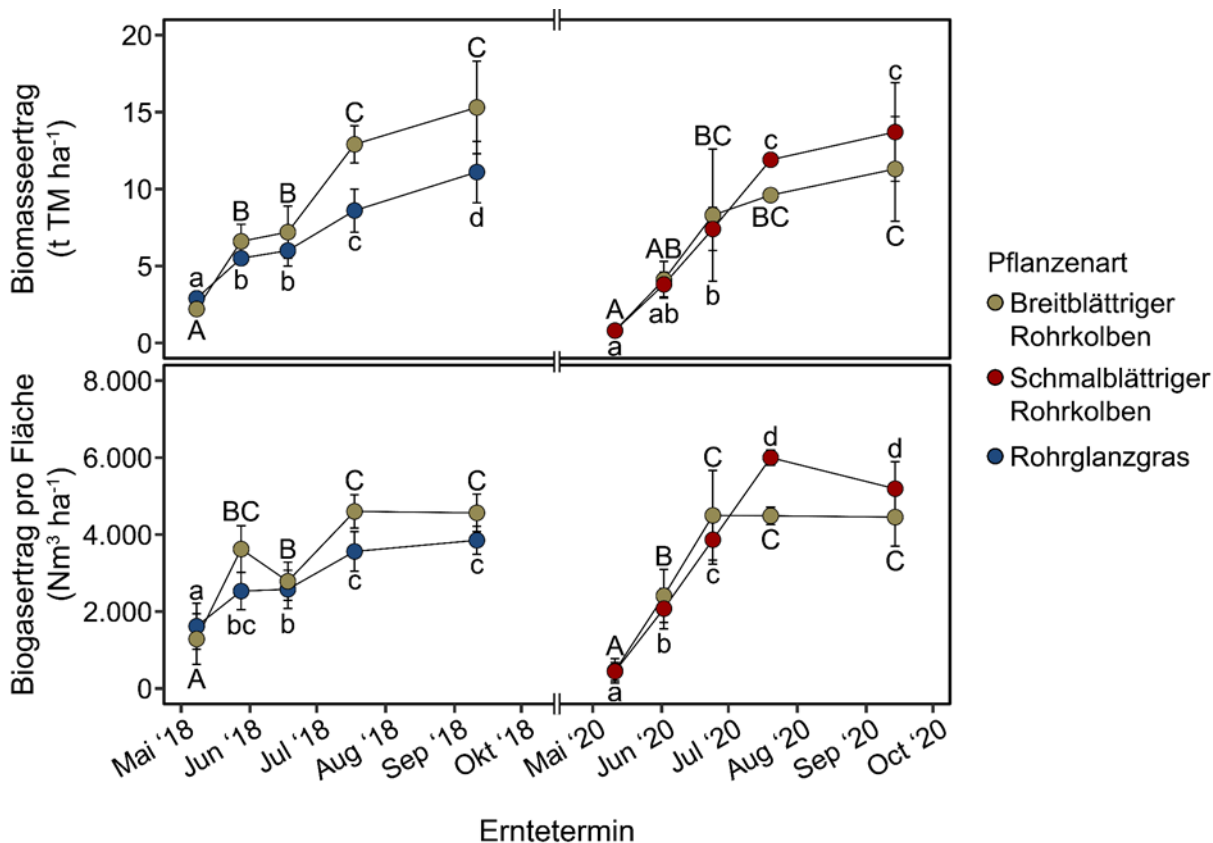


Abbildung 58 Biomasseertrag und Biogasertrag pro Fläche von Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättrigen Rohrkolben zu jeweils fünf Ernteterminen im Jahr 2018 bzw. 2020. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb derselben Pflanzenart und desselben Jahres (Tukey-Test, $p < 0,05$). Abbildung verändert nach Hartung et al. (2023).

Biogaserträge, Schnittverträglichkeit und Nährstoffrückführung geprüft mit Rohrglanzgras (Fragestellung 4 bis 6)

Die Biomasseerträge in diesem Versuch sind anhand der Variante 1, d.h. nur einem Entzug der über Winter abgestorbener Biomasse, zu normieren. Ganz klar zeigt sich, dass eine Nutzung während der Vegetationsperiode diese Masse reduzierte (Abbildung 59). So zeigten dies die Variante 2 und 3, die erstmalig 2020 im Frühsommer geerntet wurden und Variante 4 und 5, die nach der zweimaligen Nutzung in 2021 keinen Ertrag in der Winterernte aufwiesen. Berechnet man die Summe aller Schnitte, dann führte die Zusatznutzung zu einer insgesamt etwas höheren Trockenmassebildung. Die Rückführung der Nährstoffe wiederum zeigt im Vergleich Variante 2 mit 3 und 4 mit 5, dass sich Wirkungen im Jahr der Düngung kaum niederschlugen (Abbildung 59). Allerdings steckt hier im letzten Erntetermin im Projekt ein positives Signal, da der Ertrag mit Düngung im Jahr davor (Variante 4) etwas höher ausfiel – vergleichbar mit den Beständen, die ein Jahr keinen Schnitt hatten (Varianten 2 und 3). Das Ziel durch die Schnittnutzung eine stetig gute Vergärbarkeit zu erzielen wurde ganz klar erreicht, wie die spezifischen Biogaserträge aufzeigen (Abbildung 60). Einzig die zweimalige Nutzung (Variante 4 und 5) deutet an, dass der Schnittzeitpunkt zum zweiten Schnitt vielleicht zu spät lag, da der spezifische Biogasertrag eher gering war. Entscheidend war aber, dass die Doppelnutzung den Gasertrag pro ha und Jahr nur um etwa 25 - 30 % erhöhte (Abbildung 60). Insgesamt wurden dann bis zu $10.000 \text{ Nm}^3 \text{ ha}^{-1}$ erreicht (evtl. unterscheiden sich auch die Nährstoffgehalte der Pflanzen; die NPK-Analysen stehen aber z.T. noch aus). Der Biogasertrag ist mit dem von Silomais vergleichbar (Döhler 2013).

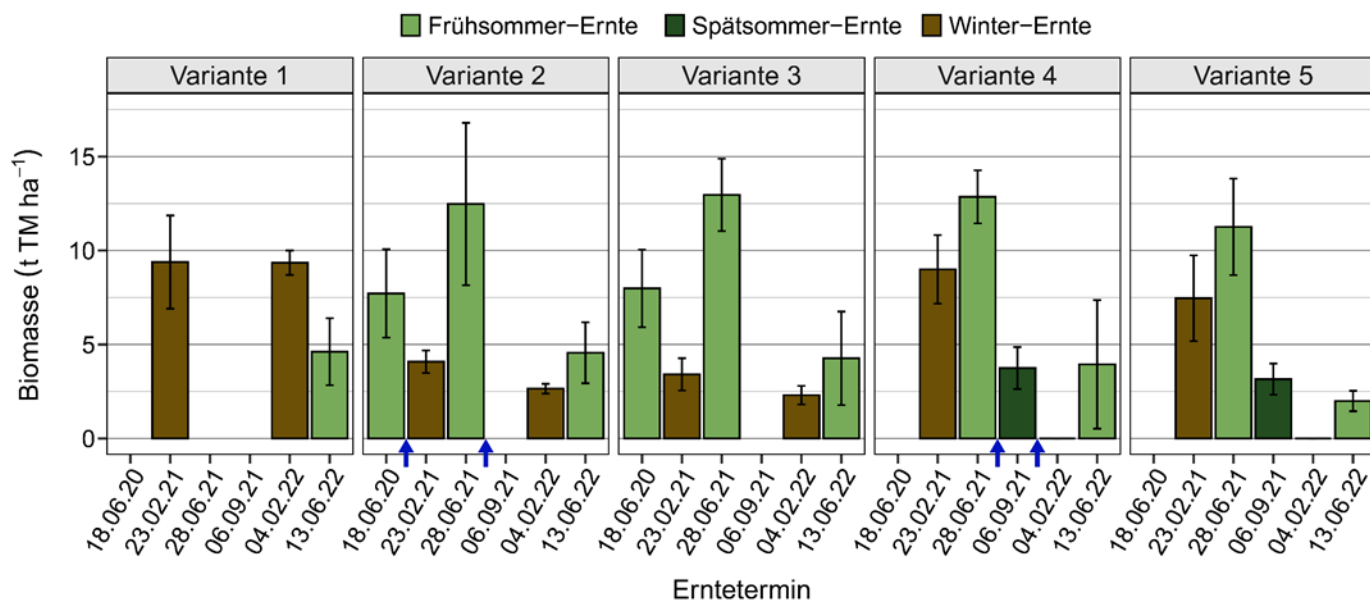


Abbildung 59 Biomasseerträge der fünf Varianten von Rohrglanzgras (Versuchsfläche Freisinger Moos) im Fröhsommer 2020, Winter 2020/21, Fröhsommer 2021, Spätsommer 2021, Winter 2021/22 und Fröhsommer 2022. Blaue Pfeile an der x-Achse markieren die Zeitpunkte der Nährstoffrückführung durch Düngung mit Biogasgärrest.

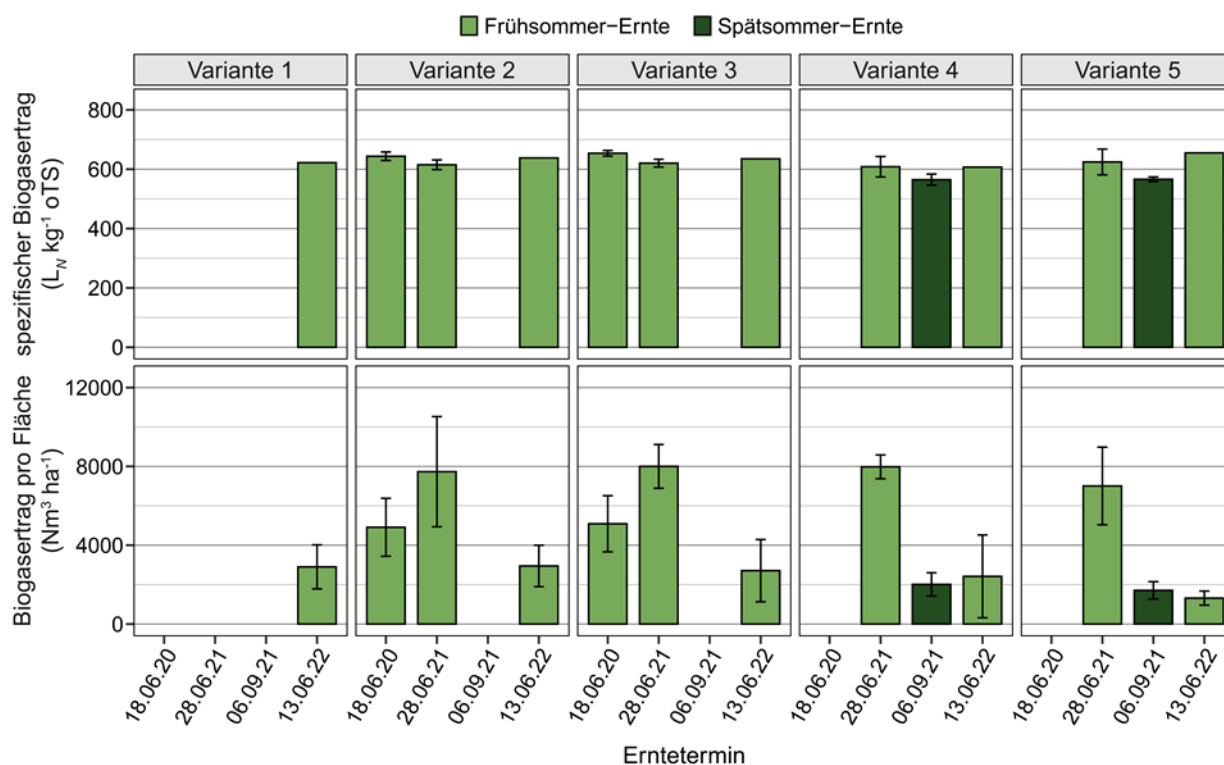


Abbildung 60 Spezifischer Biogasertrag und Biogasertrag pro Fläche der fünf Varianten von Rohrglanzgras (Versuchsfläche Freisinger Moos) im Fröhsommer 2020, Fröhsommer 2021, Spätsommer 2021 und Fröhsommer 2022. Die spezifischen Biogaserträge von der Fröhsommer-Ernte 2022 wurden mit dem Regressionsmodell von Dandikas et al. (2015) anhand der inhaltsstofflichen Zusammensetzung des Pflanzenmaterials geschätzt.

Die Beprobung des Bodenwassers vor und mehrmalig nach der Gärrestausbringung ergab, dass nur die $\text{NH}_4^+\text{-N}$ und K_2O Konzentrationen (untersucht wurden auch Nitrat, Phosphat, Sulfat, Calcium, Natrium und Magnesium) in den gedüngten gegenüber den nicht gedüngten Parzellen 24 Stunden nach der Düngung leicht erhöht waren. $5,2 \text{ mg NH}_4^+\text{-N pro L}$ (gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2020) gegenüber $0,7 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ (nicht gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2020), $1,7 \text{ mg NH}_4^+\text{-N pro L}$ (gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2021) gegenüber $0,3 \text{ mg NH}_4^+\text{-N pro L}$ (nicht gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2021), $8,9 \text{ mg K}_2\text{O pro L}$

(gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2020) gegenüber 1,0 mg K₂O pro L (nicht gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2020) bzw. 4,2 mg K₂O pro L (gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2021) gegenüber 1,5 mg K₂O pro L (nicht gedüngte Parzellen; Fröhsommer 2021). Nach der Spätsommer-Ernte 2021 fand sich kein Unterschied zwischen den gedüngten und nicht gedüngten Parzellen.

Biogaserträge und Schnittverträglichkeit von Schmalblättrigen Rohrkolben (Fragestellung 4)

Auch hier gilt es wieder die Variante 1 zur Normierung von Vergleichen herzunehmen. Auch und gerade weil hier der schwache Ertrag im ersten Winterschnitt sehr auffällig war, der von guten Erträgen im zweiten Winterschnitt und der letzten Ernte gefolgt wurde (Abbildung 61). Mit diesem Blick fiel die Ertragsdifferenzierung durch den Schnitt beim Schmalblättrigen Rohrkolben analog zum Rohrglanzgras aus: die Gesamttrockenmasse pro Jahr wurde durch die Schnittnutzung etwas (2021) bzw. kaum (2020) erhöht. Zweimaliges Schneiden unter der Vegetationsperiode trug noch weniger zur Ertragserhöhung pro Jahr bei als beim Rohrglanzgras und nicht zuletzt minderte die Nutzung im Vorjahr den Aufwuchs im Folgejahr, was im Vergleich der Erträge in der letzten Nutzung im Projekt besonders augenfällig wurde, da nur etwa 50 % des Ertrages der Variante 1 erzielt wurden. Tendenziell war dieser Aufwuchs nach Doppelnutzung im Vorjahr schwächer als nach Einfachnutzung (Variante 2 mit 3 bzw. 4 mit 5 vergleichen).

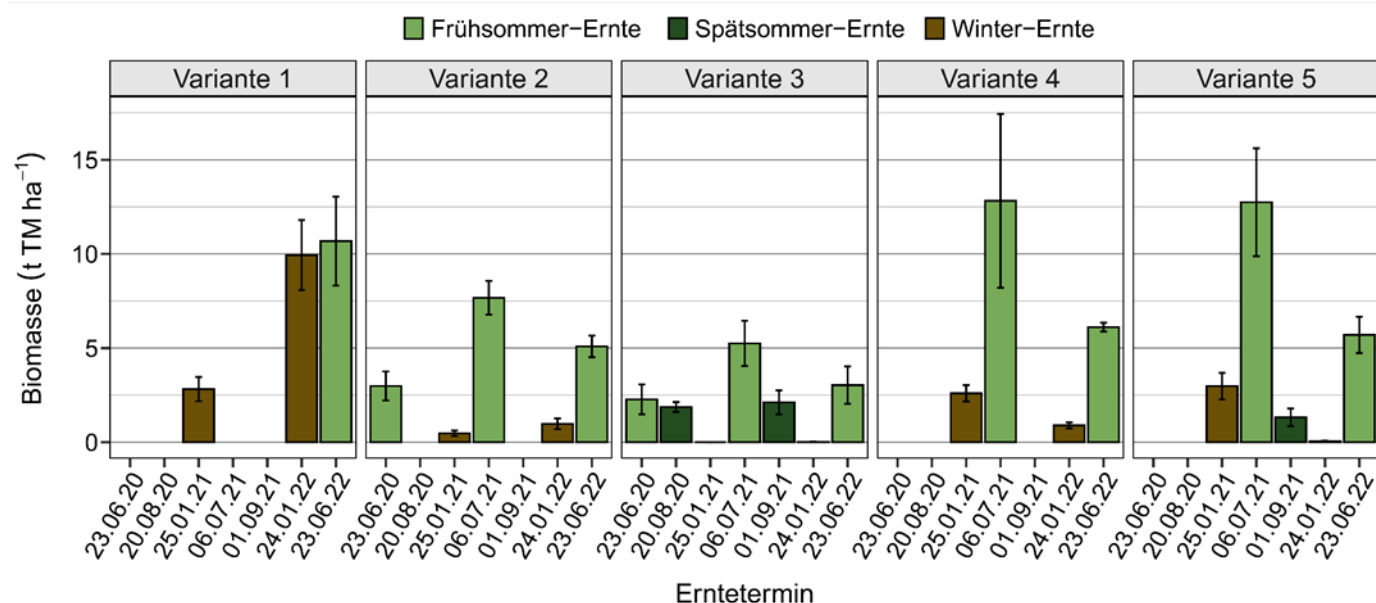


Abbildung 61 Biomasseerträge der fünf Varianten von Schmalblättrigen Rohrkolben (Versuchsfläche Langenmosen) im Fröhsommer 2020, Spätsommer 2020, Winter 2020/21, Fröhsommer 2021, Spätsommer 2021, Winter 2021/22 und Fröhsommer 2022.

Der spezifische Biogasertrag differierte in Abhängigkeit vom Schnitttermin analog zum Rohrglanzgras kaum (Abbildung 62). In der Fröhsommer-Ernte 2022 waren die spezifischen Biogaserträge im Vergleich zu den anderen Ernten am niedrigsten. Das kann aber auch damit zusammenhängen, dass diese Werte nicht im Batch-Test gemessen, sondern mit einem Regressionsmodell berechnet wurden und somit mit einer größeren Unsicherheit behaftet sind. Tendenziell wird der spezifische Biogasertrag von Niedermoorpflanzen durch das Modell unterschätzt. Die Gaserträge pro Fläche und Jahr folgten der Differenzierung in der Biomasse. Variante 2 und 3 lagen damit auf einem sehr niedrigen Niveau, während in Variante 4 und 5 – erstmaliger Schnitt in der Vegetationsperiode im zweiten Versuchsjahr deutlich mehr erzielt werden konnte, allerdings war der Beitrag des zweiten Schnittes zum Gesamtertrag mit etwa 10% noch geringer als beim Rohrglanzgras.

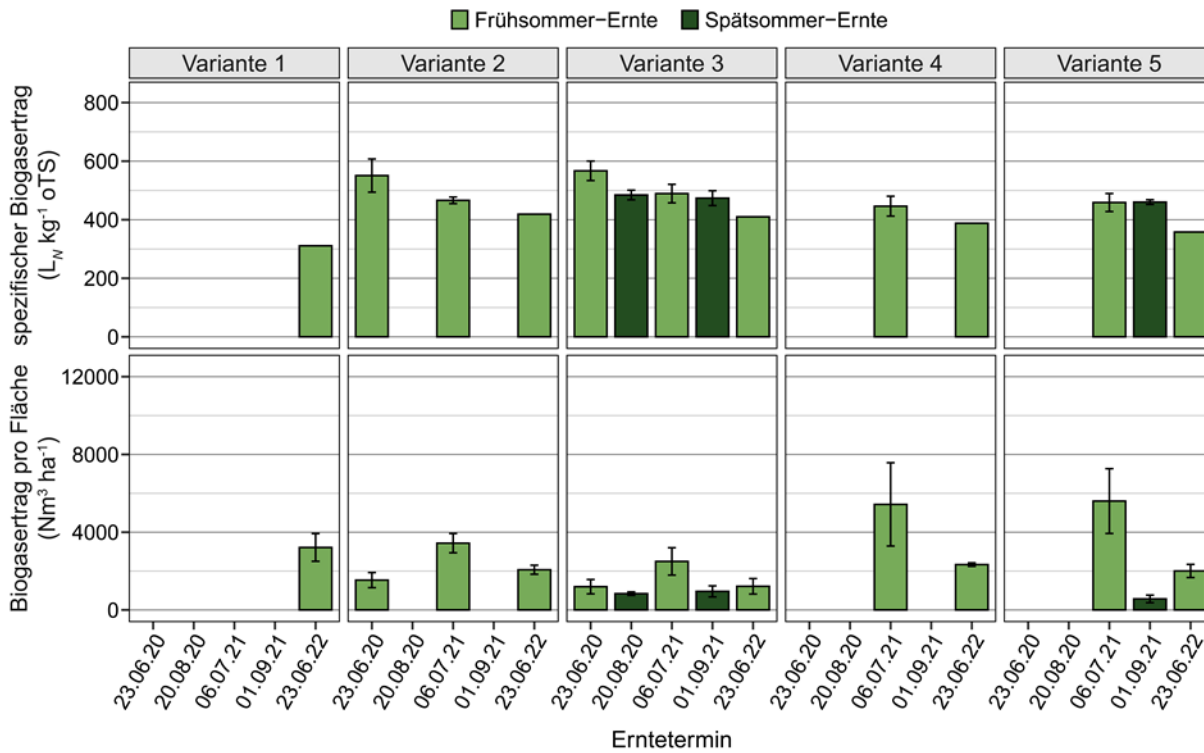


Abbildung 62 Spezifischer Biogasertrag und Biogasertrag pro Fläche der fünf Varianten von Schmalblättrigen Rohrkolben (Versuchsfläche Langenmosen) im Fröhsommer 2020, Spätsommer 2020, Fröhsommer 2021, Spätsommer 2021 und Fröhsommer 2022. Die spezifischen Biogaserträge von der Fröhsommer-Ernte 2022 wurden mit dem Regressionsmodell von Dandikas et al. (2015) anhand der inhaltsstofflichen Zusammensetzung des Pflanzenmaterials geschätzt

Einfluss von der Beimischung von Breitblättrigen Rohrkolben und Rohrglanzgras auf das Langzeitverhalten des anaeroben Abbaus (Fragestellung 7)

Im Verlauf von mehr als drei Monaten wurde im semikontinuierlichen Durchfluss-Versuch mit einer Ergänzung des normalen Substrates um Breitblättrigen Rohrkolben bzw. Rohrglanzgras gearbeitet. Solange die Raumbelastung niedrig war, zeigte sich kein Nachteil durch den Einsatz dieses Materials auf den Ablauf des anaeroben Abbaus. Sobald die Raumbelastung $2,5 \text{ kg oTS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ überstieg, reicherte sich nicht abgebautes Material im Fermenter an und führte zu typischen Problemen im Prozess (Abbildung 63 A). So erhöhte sich der TS-Gehalt und eine höhere Viskosität des Fermenterinhalt trug zum Ausfall der Rührwerke im Versuchsfermenter bei. Dieser Effekt war v.a. in der Variante mit 40 % Breitblättrigen Rohrkolben besonders ausgeprägt. Außerdem fiel in dieser Variante die Methankonzentration bei einer Raumbelastung von $4,0 \text{ kg oTS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ unter 50 %. Des Weiteren war in diesem Fermenter ein steiler Anstieg des FOS/TAC-Wertes ab einer Raumbelastung von $3,5 \text{ kg oTS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ zu verzeichnen (Abbildung 63 B).

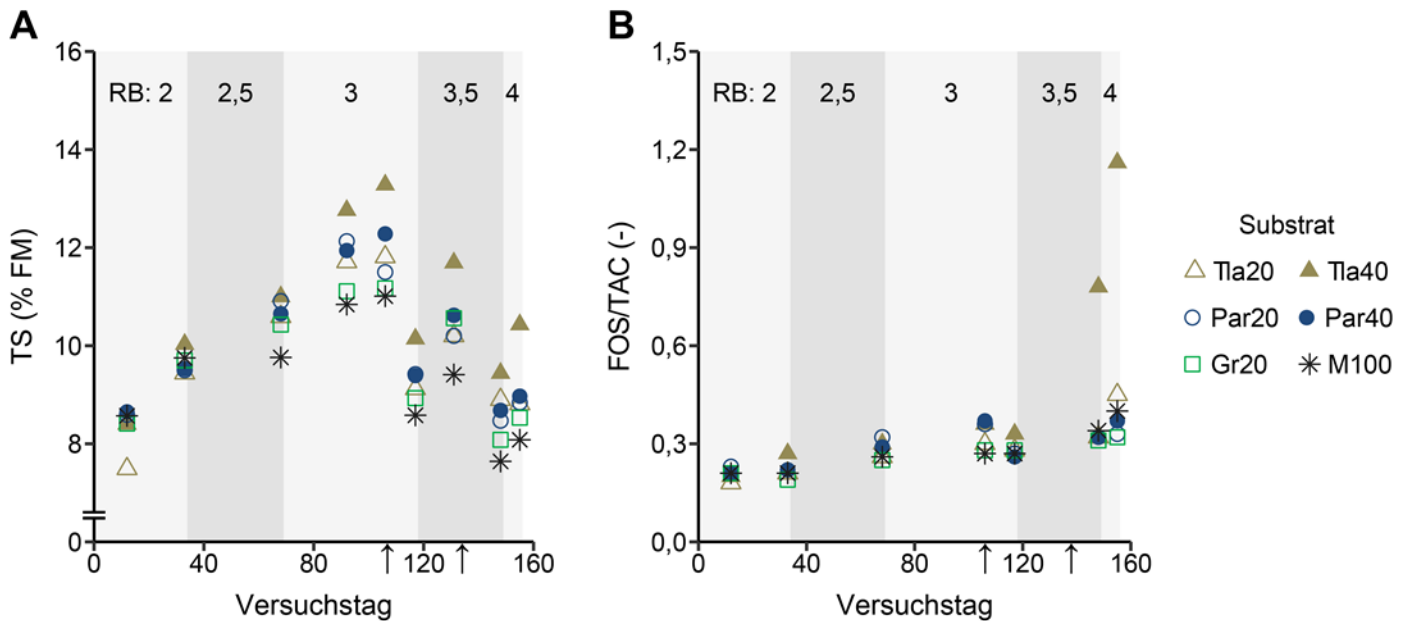


Abbildung 63 TS-Gehalt (A) und FOS/TAC (B) der Fermenterinhalt über die Zeit. Die Fermenter wurden mit Maissilage (M100) bzw. Maissilage in Mischungen mit 20 % Breitblättrigen Rohrkolben (Tla20), 40 % Breitblättrigen Rohrkolben (Tla40), 20 % Rohrglanzgras (Par20), 40 % Rohrglanzgras oder 20 % Grassilage (Gr20) gefüttert (Anteile bezogen auf oTS). Zeitabschnitte mit der gleichen Raumbelastung (RB = 2,0, 2,5, 3,0, 3,5 bzw. 4,0 kg oTS m⁻³ d⁻¹) sind durch unterschiedliche graue Hinterlegung getrennt. Die Pfeile an den x-Achsen markieren die Versuchstage 106 und 138 an denen alle Fermenter verdünnt wurden.

3.3.5 DISKUSSION

Vier zum Anbau als Paludikultur potentiell geeignete Arten wurden auf ihre Eignung als Biogassubstrat geprüft. Allen war gemeinsam, dass sie wie auch andere Pflanzen wie Gräser, Getreide-GPS, aber auch Mais mit zunehmenden Pflanzenalter einen geringeren spezifischen Biogasertrag aufwiesen. Letztlich sank auch bei diesen der Anteil an anaerob leicht vergärbaren Substanzen, wie Hemicellulose, mit zunehmendem Alter, zuungunsten von anaerob schwerer verdaubaren Substanzen wie Cellulose und Lignin.

Rohrkolben, Schilf und Rohrglanzgras erzielten in den Versuchen die höchsten spezifischen Biogaserträge. Diese waren vergleichbar zu denen von Grassilage, wenn die Niedermoorpflanzen im Juni geerntet wurden (FNR, 2013). Analog zum Gras, sind die Pflanzen Dauerkulturen und müssten mit Blick auf einen Einsatz in Biogasanlagen zu einem sinnvollen Termin geerntet werden, der einen hohen Gasertrag pro Fläche mit akzeptabler Vergärbarkeit verbindet.

Den rechnerisch höchsten Biogasertrag pro Fläche erreichten Rohrglanzgras, Breit- und Schmalblättriger Rohrkolben zwischen dem dritten und vierten Erntetermin. Allerdings war die Biomasse dann physiologisch so alt, dass dies einen geringen spezifischen Biogasertrag zur Folge hatte. Eine gute Vergärbarkeit erwies sich aber als essentiell für den Einsatz im Langzeit-Modellversuch. Nicht abgebautes Material von Breitblättrigem Rohrkolben bzw. Rohrglanzgras reicherte sich schon bei moderater Raumbelastung an und dies fand besonders mit dem physiologisch älteren Material des Breitblättrigen Rohrkolbens statt. Damit ist also der passende Erntetermin entscheidend für eine gute anaerobe Vergärbarkeit unabhängig von der Pflanzenart. Die Probleme, die auftraten decken sich mit den Erfahrungen von Gras- bzw. Grünlandvergärung. Eine Erhöhung des TS-Gehalts und der Viskosität würden in der Praxis zu einer stärkeren Beanspruchung der Rührwerke führen, was wiederum höhere Stromkosten zur Folge hätte. Zudem zeigten sich zum Teil Störungen im Prozessablauf gemessen am steilen Anstieg des FOS/TAC-Wertes. Eine biologische Prozessstörung wäre in einer realen Anlage ein gravierendes Problem. Deshalb wird zur Vermeidung jeglicher Probleme eine Zufütterung von Paludikultur-Biomasse im Anteil < 20 % (bezogen auf oTS) unter Einhaltung günstiger Schnitttermine empfohlen.

Der ermittelte sinnvolle Erntetermin lag mit Blick auf einen akzeptablen Biomasse- und spezifischen Biogasertrag für den Breitblättrigen Rohrkolben zwischen dem Ende des Kolbenschiebens und dem Zeitpunkt, zu dem sich die Kolben braun zu verfärben beginnen. Rohrglanzgras ist zwischen der Vollblüte und dem Stadium der späten Milch- bis frühen Teigreife zu ernten. Beim Schmalblättrigen Rohrkolben ist der Zeitpunkt kurz nach dem Braunwerden der Kolben optimal für die Ernte. Diese Termine sind in etwa Anfang bis Mitte Juni und ermöglichen analog zum Grünland potentiell einen weiteren Schnitt.

Es zeigte sich aber, dass an den geprüften Standorten weder mit Rohrkolben noch mit Rohrglanzgras hierzu überzeugende Ergebnisse entstanden. Der Wiederaufwuchs trug mit maximal 30 % nur wenig zum Ertrag des Jahres bei, gleichzeitig gab es aber offensichtlich eine Verringerung im Wiederaufwuchs des nächsten Jahres, womit es weniger nachhaltig erscheint. Nachdem sogar ein einmaliger Schnitt ähnliche negative Wirkungen zeigte, stellt sich die Frage was den Wiederaufwuchs der Pflanzen beeinträchtigte. Naheliegend war hier der Nährstoffentzug und diesen auszugleichen. Im gleichen Jahr schien dies jedoch nicht erfolgreich zu sein. Die Beprobung des Bodenwassers zeigte einen Anstieg in den NH_4^+ -N und K^+ -Konzentrationen 24 Stunden nach der Gärrestausbringung. NH_4^+ ist im Boden vorwiegend in adsorbierter Form gebunden und damit weitgehend vor Auswaschung geschützt (Amelung et al., 2018). Da es bereits nach kurzer Zeit von den Pflanzen aufgenommen und unter wassergesättigten, anaeroben Bedingungen auch nicht in leicht auswaschbares NO_3^- umgewandelt wird, ist die kurzzeitige Erhöhung der NH_4^+ -N Konzentration nicht kritisch zu bewerten. Kalium bindet an Tonminerale und Humusbestandteile (Amelung et al., 2018). Die Gefahr einer Auswaschung ist somit gering.

Die Daten zeigen an sich ein Potential für eine frühe Nutzung auf, sind aber sehr differenziert im Einzelfall abzuwägen. Sehr deutlich zeigte der Versuch in Langenmosen die Bedeutung der ausreichenden Etablierung des Bestandes. Die Nutzung im ersten Jahr nach der Pflanzung minderte massiv das Wachstum der Pflanzen. Ähnliche Beobachtungen wurden mit Durchwachsener Silphie gemacht.

3.3.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Um die Praxistauglichkeit der Nutzung von Paludikultur-Biomasse als Biogassubstrat abschließend bewerten zu können, sind weitergehende Untersuchungen erforderlich. Zuvorderst gilt es die unklaren Ergebnisse zur Mehrschnittnutzung und der Nährstoffrückführung zu klären. Nur wenn ein zweiter gut aufgewachsener Schnitt möglich ist, könnte dies auch eine ökonomisch attraktive Verwertung darstellen. Wenn diese Rahmenbedingungen definiert sind gilt es eine geeignete Erntetechnik und Konservierung des Ernteguts zu identifizieren. Aufbereitungstechniken, wie sie auch bei der Vergärung von Grassilage zum Einsatz kommen und dessen anaerobe Vergärbarkeit verbessern dürften auch in der Anwendung mit diesem Material hilfreich sein, was es dann zu prüfen gilt.

3.4 TORFERSATZSTOFFE

C. HARTUNG, D. LOHR UND E. MEINKEN

Zusammenfassung

Im Arbeitspaket Torfersatzstoffe wurde die Biomasse von Schilf, Rohrkolben, Rohrglanzgras und Seggen hinsichtlich ihrer Eignung als Ausgangsstoff für gärtnerische Kultursubstrate und Blumenerden im Erwerbs- und Freizeitgartenbau untersucht. Die Charakterisierung der Rohmaterialien zeigte, dass nur das im Winter geerntete Material einen ausreichend niedrigen Chlorid-Gehalt aufweist. Bezüglich Aufbereitung reicht eine ausschließliche mechanische Zerkleinerung nicht aus, da die Stickstoffimmobilisierung bei allen Pflanzengattungen – insbesondere bei Schilf auf Grund des höchsten C/N-Verhältnisses – oberhalb der für andere Torfersatzstoffe festgelegten Grenzwerte liegt. Zur Beseitigung der Stickstoffimmobilisierung ist eine Kompostierung unter Zugabe von Stickstoff möglich. Die Struktur wurde durch die Kompostierung allerdings nur wenig feiner, so dass der fertige Kompost abgeseibt bzw. nochmals nachzerkleinert werden musste. Pflanzenversuche mit Begonien, Pelargonien und Basilikum ergaben noch weitere nicht vollständig geklärte Probleme, die einer risikofreien Verwendung von Niedermoorpflanzen-Materialien als Torfersatzstoff bisher noch entgegenstehen. Weitergehende Untersuchungen sollten schwerpunktmäßig die Versorgung der Pflanzen mit Spurenelementen – vor allem Mangan – thematisieren sowie die Stabilität des Stickstoffhaushalts der fertigen Komposte bei längerfristiger Lagerung betrachten.

3.4.1 EINLEITUNG

Torf ist seit mehreren Jahrzehnten der wichtigste Ausgangsstoff für gärtnerische Kultursubstrate und Blumenerden. Laut einer Erhebungsuntersuchung des Industrieverbands Garten e.V. (IVG, 2022) verarbeitete die deutsche Substratindustrie 2021 insgesamt 9,4 Mio. m³ Torf, wobei mehr als 5 Mio. m³ importiert wurden. Die Menge an eingesetzten Torfersatzstoffen betrug knapp 4 Mio. m³. Bei den für den deutschen Markt produzierten rund 6,5 Mio. m³ Substrate lag der Torfanteil bei etwa 78 % im professionellen Gartenbau und 48 % im Hobbybereich. Da die Verwendung von Torf aus Klimaschutzgründen als kritisch einzustufen ist, strebt die Bundesregierung im Rahmen der Torfminderungsstrategie (BMEL, 2022) eine weitere Reduktion des Torfanteils auf die im Klimaschutzprogramm 2030 festgelegten Ziele an: vollständiger Verzicht auf Torf im Freizeitgartenbau bis 2026 und weitgehender Verzicht im Erwerbsgartenbau bis 2030. Um dies zu erreichen, ist die Erschließung neuer qualitativ hochwertiger Rest- und Rohstoffe unabdingbar. Vor diesem Hintergrund ist die stoffliche Verwertung der Biomasse von klimaschonenden Paludikulturen auf wiedervernässten Niedermoorböden von besonderem Interesse. Über deren Eignung als Torfersatzstoff war zu Projektbeginn nur sehr wenig bekannt (Kuisma et al., 2014; Grießer, 2016). Nach neueren Versuchsergebnissen (Leiber-Sauheitl et al., 2020 und 2021; Vandecasteele et al., 2018) besteht ein nicht unerhebliches Potential; es gibt aber noch diverse ungeklärte Aspekte. Als größte Herausforderung bei der Verwendung von Niedermoorpflanzen als Torfersatz hat sich – vergleichbar der Problematik bei Holzfaserstoffen – die Stickstoffimmobilisierung herauskristallisiert. Da es sich um ein mikrobiell relativ leicht abbaubares Material mit hohem Celluloseanteil handelt, wird bei der Zersetzung der vorliegende pflanzenverfügbare Stickstoff zum Teil in Mikrobenmasse eingebaut. Aufgrund von Erfahrungen mit anderen cellulosereichen Substratausgangsstoffen (Neumeier und Meinken, 2015; Schmilewski, 2018) ist eine Kompostierung als vorgeschalteter Aufbereitungsschritt die effektivste Gegenmaßnahme. Dieser Weg wurde deshalb im Arbeitspaket Torfersatzstoffe beschritten.

3.4.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Folgende Fragestellungen wurden im Arbeitspaket Torfersatzstoffe untersucht:

1. Inwieweit können Paludikulturen von Niedermoorböden an Stelle von Torf als Substratausgangsstoff verwendet werden?
2. Welche Verfahren eignen sich um das geerntete Häckselgut aufzubereiten?
3. Ist eine mechanische Zerkleinerung bzw. Auffaserung ausreichend oder ist eine aufwendige Kompostierung zweckmäßig?
4. In welchen Anteilen lassen sich Niedermoorpflanzen-Materialien in Substraten einsetzen?

3.4.3 MATERIAL UND METHODIK

Charakterisierung der Materialien

Die CAT-löslichen Gehalte und die Gesamtgehalte der in Niedermoorpflanzen-Materialien enthaltenen Haupt- und Spurennährstoffe, die wasserlöslichen Natrium- und Chlorid-Gehalte, der pH-Wert, die Rohdichte_{trocken} sowie die Stabilität des Stickstoffhaushalts und das Vorhandensein wachstumshemmender Stoffe wurden nach den im VDLUFA-Methodenbuch I beschriebenen Verfahren bestimmt (VDLUFA, 1991). Für die Untersuchung auf Herbizid-Rückstände wurden die Niedermoorpflanzen bei maximal 40 °C getrocknet und < 4 mm vermahlen. Die Analyse erfolgte an der LUFA Nord-West. Es wurden die Gehalte folgender Herbizid-Wirkstoffe bzw. -Metabolite bestimmt: Aminopyralid, Clopyralid, Fluroxypyr, Picloram, Glyphosat, AMPA, MPPA, Glufosinat und NAG. Nachdem in mehreren Proben pflanzenbaulich relevante Gehalte vorhanden waren, wurden in einer breit angelegten Erhebungsuntersuchung Schilf, Rohrkolben, Rohrglanzgras und Seggen an 11 verschiedenen Standorten, welche in Nord- bzw. Süddeutschland, Dänemark, den Niederlanden, der Türkei und in Rumänien lagen, zu zwei verschiedenen Zeitpunkten (Spätsommer/Herbst 2021 und Winter 2022) beprobt.

Kompostierung des Rohmaterials

Für die erste Kompostierung wurde luftgetrocknetes und gehäckseltes Material von Schilf, Rohrkolben, Rohrglanzgras und Seggen pflanzenartspezifisch mit Stickstoff versetzt und nach praxisüblicher Anfeuchtung in jeweils eine Rottebox mit einem Volumen von 1,8 m³ gefüllt. Die Höhe der Stickstoffgabe und die Stickstoffform richteten sich dabei nach der in einem Brutversuch vorweg ermittelten N-Immobilisierung und dem pH-Wert des Materials (Tabelle 39). Zudem wurde durch Zugabe von Fertyl Basis 1 (0+14+38+Spuren) und Calciumdihydrogenphosphat eine Grundversorgung mit allen anderen Nährelementen sichergestellt. Während der Kompostierung erfolgte eine Umsetzung des Materials, sobald die Temperatur im Zentrum des Rottebox abfiel. Während des Umsetzens wurde das Rottegut intensiv durchmischt und ggf. erneut angefeuchtet. Sofern der Stickstoffgehalt unter 100 mg N l⁻¹ lag, wurde erneut Stickstoff zugesetzt (Tabelle 39). Des Weiteren wurde bei allen Umsetzterminen das Rottegut gewogen und der Trockensubstanzgehalt des Materials ermittelt, um aus diesen Werten den Masseverlust zu berechnen. Zudem wurde vor jedem Umsetzen durch Messen der Füllhöhe in der Rottebox der Volumenverlust bestimmt. Zur Überwachung des Kompostierungsverlaufs erfolgten regelmäßig Temperatur- und Gasmessungen (O₂, CO₂, H₂S, CH₄ und NH₃) im Zentrum des Rottebox. Weitere Informationen zur Kompostierung des Rohmaterials befinden sich in Hartung und Meinken (2021a). Die Durchführung der zweiten und dritten Kompostierung erfolgte analog zur ersten Kompostierung. Während bei der zweiten Kompostierung aufgefasertes Material von Rohrkolben und Rohrglanzgras verwendet wurde, kam bei der dritten Kompostierung wiederum Häckselgut von Rohrkolben, Rohrglanzgras und Seggen zum Einsatz.

Tabelle 39 Stickstoffzugaben während der ersten Kompostierung

Pflanzenart	N-Zugaben (mg pro l Rohmaterial)	nach ... Tagen Kompostierungsdauer
Schilf	1000 (als Harnstoff)	0
	39 (als Harnstoff) + 39 (als Ammoniumsulfat)	56
	134 (als Harnstoff)	85
Rohrkolben	250 (als Harnstoff) + 250 (als Ammoniumsulfat)	0
Seggen	250 (als Harnstoff) + 250 (als Ammoniumsulfat)	0
Rohrglanzgras	125 (als Harnstoff) + 125 (als Ammoniumsulfat)	0

Pflanzenversuche

Mit dem kompostierten und < 10 mm abgeseibtem Niedermoorpflanzen-Material der ersten Kompostierung wurden Pflanzenversuche mit Begonien und Pelargonien angelegt. Die Versuchsdurchführung ist ausführlich in Hartung und Meinken (2021b) beschrieben. Des Weiteren erfolgten mit den zerkleinerten Komposten der dritten Kompostierung zwei Pflanzenversuche mit Basilikum. Beim ersten wurde das Basilikum in Substratmischungen bestehend aus 40 bzw. 60 Vol.-% kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material und 60 bzw. 40 Vol.-% Weißtorf kultiviert. Dahingegen wurden beim zweiten Basilikumversuch Substratmischungen mit jeweils 50 Vol.-% kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material und 50 Vol.-% Weißtorf getestet. Als Kontrolle diente jeweils 100 Vol.-% Weißtorf. Beim zweiten Basilikumversuch wurden zusätzlich Varianten mit den nicht kompostierten Niedermoorpflanzen-Materialien jeweils in Mischung mit 50 Vol.-% Weißtorf geprüft. Hierbei erhielt die Hälfte der Pflanzen zusätzlich zur Stickstoffgrunddüngung (150 mg N l⁻¹) eine Stickstoffausgleichsdüngung (150 mg N l⁻¹) in Form von Harnstoff-Aldehyd-Kondensat.

3.4.4 ERGEBNISSE

Charakterisierung des Rohmaterials

Niedermoorpflanzen weisen oft sehr hohe wasserlösliche Chlorid-Gehalte auf (Tabelle 40). Bei Ernte im 2., 3. oder 4. Quartal überschritten die Chlorid-Gehalte - bis auf wenige Ausnahmen - den Grenzwert, welcher für RAL-gütesicherte Substratkomposte mit einem empfohlenen Mischungsanteil von bis zu 20 Vol.-% auf 1000 mg Chlorid pro l festgesetzt ist (RAL Gütesicherung GZ 251, 2018). Im Gegensatz dazu wurde der Grenzwert für Natrium, welcher bei 500 mg pro l liegt, nur von Rohrkolben bei Ernte im 2. Quartal übertroffen. Deutlich unterhalb der Grenzwerte waren sowohl die Natrium- als auch Chlorid-Gehalte grundsätzlich, wenn die Pflanzen im 1. Quartal des Jahres geerntet wurden. Nur dieses Material kommt folglich für den Einsatz als Substratausgangsstoff in Frage.

Tabelle 40 Volumenbezogene mittlere Gehalte an wasserlöslichem Natrium und Chlorid; berechnet mit der Rohdichte_{trocken} vom < 4 mm zerkleinerten Material. Werte, welche den Grenzwert für RAL-gütesicherte Substratkomposte mit einem empfohlenen Mischungsanteil von maximal 20 Vol.-% überschreiten, sind grau hinterlegt.

Erntezeitpunkt	Rohrkolben		Schilf		Rohrglanzgras		Seggen	
	Na (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)	Na (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)	Na (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)	Na (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)
1. Quartal	203	135	89	257	21	78	-	235
2. Quartal	564	3138	203	4961	54	3289	131	2377
3. Quartal	429	1805	234	1273	9	1545	95	852
4. Quartal	389	1699	82	1342	0	719	21	1238

Die Spanne der Rohdichte_{trocken} der im 1. Quartal geernteten Rohmaterialien ist vergleichbar der von Torf, wobei Rohrkolben die geringste und Schilf die höchste Dichte aufwies (Tabelle 41). Die pH-Werte bewegen sich überwiegend im mäßig sauren und damit pflanzenverträglichen Bereich. Bei den Hauptnährstoffen lagen die Gehalte an CAT-löslichem Stickstoff alle unterhalb der Bestimmungsgrenze, wohingegen CAT-lösliches Phosphat und Kalium in Mengen vorhanden ist, die bei der Grunddüngung von Substraten mit Niedermoorpflanzen-Material berücksichtigt werden müssen. Zudem wurden hohe Gehalte an CAT-löslichem Magnesium gemessen, so dass bei der Grunddüngung auf eine Magnesium-Gabe verzichtet werden kann. Bei den Spurennährstoffen waren vor allem die hohen Gesamtgehalte an Kupfer bei Rohrkolben, Schilf und Rohrglanzgras sowie an Mangan bei allen Niedermoorpflanzengattungen auffällig. Im Gegensatz zu Kupfer ließ sich in fast allen Fällen das gesamte Mangan in CAT lösen. Hinsichtlich des C/N-Verhältnisses wurden bei Schilf deutlich höhere Werte als bei den anderen Pflanzenarten festgestellt.

Tabelle 41 CAT-lösliche Gehalte und Gesamtgehalte an Haupt- und Spurennährstoffen sowie C/N-Verhältnis, pH-Wert und Rohdichte_{trocken} von Niedermoorpflanzen, die im Zeitraum Januar bis März geerntet wurden. Auffallend hohe Werte sind grau hinterlegt.

Parameter	Rohrkolben (n = 3)	Schilf (n = 2)	Rohrglanzgras (n = 7)	Seggen (n = 3)
Rohdichte _{trocken} in g l ⁻¹ (< 4 mm zerkleinert)	72	148	103	115
pH-Wert (CaCl ₂)	5,6 - 6,0	4,7 - 5,0	5,3 - 5,7	5,4 - 6,3
N (CAT) in mg l ⁻¹	< 1	< 3	< 2	< 2
P ₂ O ₅ (CAT) in mg l ⁻¹	107 - 159	55 - 83	111 - 266	73 - 302
K ₂ O (CAT) in mg l ⁻¹	112 - 371	136 - 268	136 - 277	369 - 411
Mg (CAT) in mg l ⁻¹	81 - 125	81 - 143	58 - 149	124 - 370
Fe (CAT) in mg l ⁻¹	1,53 - 2,05	1,18 - 1,31	2,41 - 7,21	2,76 - 3,84
Mn (CAT) in mg l ⁻¹	20,5 - 43,7	9,2 - 31,1	15,2 - 36,5	15,9 - 33,9
Cu (CAT) in mg l ⁻¹	0,03 - 0,06	0,03 - 0,04	0,07 - 0,44	0,07 - 0,15
Zn (CAT) in mg l ⁻¹	0,46 - 0,97	0,89 - 3,46	2,18 - 7,50	2,07 - 2,37
B (CAT) in mg l ⁻¹	0,10 - 0,54	< 0,01 - 0,04	0,01 - 0,10	0,22 - 0,51
Mo (CAT) in mg l ⁻¹	< 0,01	< 0,01 - 0,01	< 0,01	< 0,01
C (gesamt) in % TM	45,5 - 46,9	46,0 - 46,4	46,0 - 47,6	46,9 - 48,1
N (gesamt) in % TM	0,71 - 1,06	0,33 - 0,38	0,70 - 1,55	1,23 - 1,32
C/N-Verhältnis	43 - 66	122 - 140	30 - 67	36 - 39
P (gesamt) in % TM	0,09 - 0,14	0,02 - 0,03	0,06 - 0,17	0,06 - 0,16
K (gesamt) in % TM	0,12 - 0,39	0,06 - 0,13	0,09 - 0,24	0,26 - 0,28
Ca (gesamt) in % TM	1,13 - 1,26	0,08 - 0,10	0,22 - 0,46	0,55 - 0,67
Mg (gesamt) in % TM	0,12 - 0,18	0,06 - 0,09	0,05 - 0,15	0,11 - 0,33
S (gesamt) in % TM	0,08	0,08 - 0,10	0,08 - 0,13	0,12 - 0,14
Fe (gesamt) in mg kg ⁻¹	58 - 292	28 - 60	88 - 404	130 - 152
Cu (gesamt) in mg kg ⁻¹	35,2 - 67,7	64,3 - 65,4	3,2 - 62,8	1,6 - 3,0
Mn (gesamt) in mg kg ⁻¹	276 - 569	62 - 187	150 - 310	138 - 334
Zn (gesamt) in mg kg ⁻¹	4 - 14	6 - 25	19 - 94	27 - 31
B (gesamt) in mg kg ⁻¹	10,5 - 19,7	3,8 - 4,2	3,5 - 6,5	7,5 - 10,9
Mo (gesamt) in mg kg ⁻¹	0,2 - 0,3	0,2 - 0,3	0,3 - 0,5	0,8 - 1,3

Auf der Versuchsfläche im Freisinger Moos wurden von April 2016 bis August 2017 Herbizide mit den Wirkstoffen Aminopyralid, Clopyralid, Fluroxypyr, Picloram, Glyphosat und Glufosinat ausgebracht. Rückstände, die in dem geernteten Niedermoorpflanzen-Material enthalten waren, führten bei ersten Pflanzenversuchen zu erheblichen Schäden vor allem in Form von Deformationen. Da die Wirkstoffe teilweise sehr persistent sind, wurden im März 2018 immer noch Rückstände bei den Niedermoorpflanzen im Freisinger Moos nachgewiesen. Für weitere Versuche vorgesehene Rohmaterial, welches von anderen Standorten bezogen wurde, enthielt allerdings zum Teil ebenfalls Herbizid-Rückstände (Tabelle 42). 13 % der untersuchten Proben waren mit dem Wirkstoff Picloram und 7 % mit Glyphosat belastet. Außerdem fanden sich in 21 % der Proben die Metabolite MPPA und NAG. Bei der anschließenden systematischen Erhebungsuntersuchung lagen die Werte für die untersuchten Rückstände bzw. Metabolite dann aber bei fast allen untersuchten Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Nur eine Probe war mit Glyphosat (0,243 mg Glyphosat pro kg Trockenmasse) belastet.

Tabelle 42 Belastung von Niedermoorpflanzen mit Herbizid-Rückständen

Wirkstoff bzw. Metabolit	Anzahl der Proben, welche die Bestimmungsgrenze ...		
	... überschreiten	... mehr als 10-fach überschreiten	... mehr als 100-fach überschreiten
Clopyralid (n = 15)	3 *	2 *	1 *
Fluroxypyr (n = 15)	2 *	1 *	1 *
Picloram (n = 15)	2	2	0
Glyphosat (n = 14)	1	1	0
MPPA (n = 14)	3	3	0
NAG (n = 14)	3	3	2

* bedingt durch Herbizid-Ausbringung auf der Versuchsfläche im Freisinger Moos

Die im Brutversuch gemessene Stickstoffimmobilisierung nach 21 Tagen Bebrütungsdauer war beim Schilf mit Werten zwischen 785 und 1008 mg N l⁻¹ mit Abstand am höchsten (Abbildung 64). Die zweithöchste Stickstoffimmobilisierung wiesen die Seggen auf (369 - 475 mg N l⁻¹), dicht gefolgt vom Rohrkolben (385 - 431 mg N l⁻¹). Bei diesen beiden Pflanzenmaterialien war zudem auffällig, dass die Stickstoffimmobilisierungskurven sehr nah beieinanderlagen, die Streuung zwischen den einzelnen Chargen somit sehr gering war. Dahingegen streuten die Werte beim Rohrglanzgras sehr stark von 165 bis 519 mg N l⁻¹.

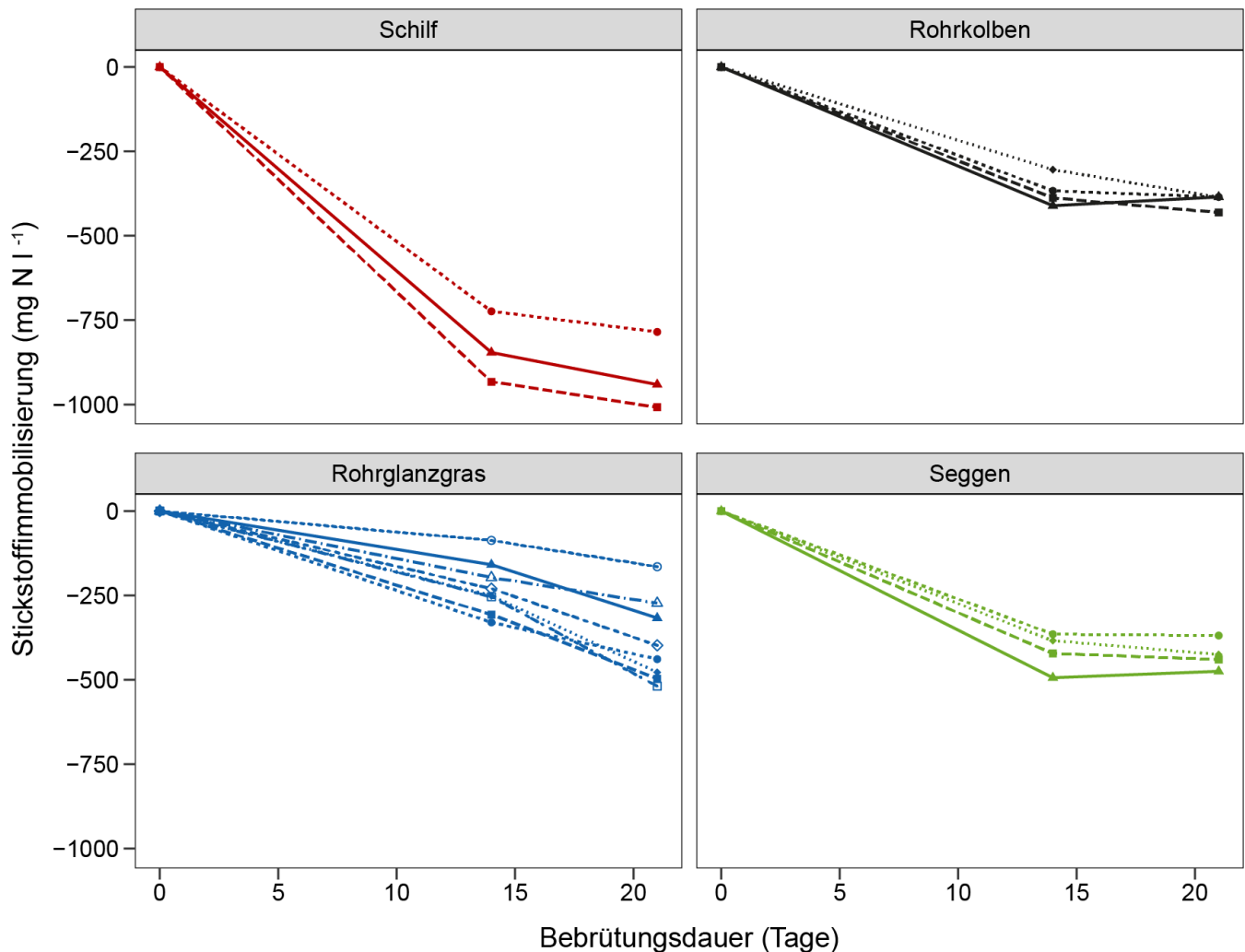


Abbildung 64 Im Brutversuch gemessene Stickstoffimmobilisierung von Niedermoorpflanzen, die im Zeitraum Januar bis März geerntet wurden.

Bei RAL-gütesicherter Holzfaser darf die Stickstoffimmobilisierung nach 3-wöchiger Bebrütung bei einem empfohlenen Mischungsanteil von maximal 40 Vol.-% 100 mg N l⁻¹ nicht überschreiten (RAL GZ 250/5-1, 2018). Dieser Grenzwert wird von keinem der Niedermoorpflanzen-Materialien eingehalten. Bei einem Mischungsanteil von maximal 20 Vol.-% ist der Grenzwert für Holzfaser auf höchstens 200 mg N l⁻¹ festgesetzt. Dieses Kriterium wird bei den Niedermoorpflanzen-Materialien nur von einer Rohrglanzgras-Probe erfüllt.

Der Verlauf der Stickstoffimmobilisierung während der Bebrütung stellte sich bei Schilf, Rohrkolben und den Seggen sehr ähnlich dar. Ein Großteil des Stickstoffs war bereits nach 14 Tagen Bebrütung immobilisiert. Zwischen dem 14. und 21. Tag nahm die Menge an immobilisiertem Stickstoff nur noch geringfügig zu oder blieb annähernd konstant. Im Gegensatz dazu immobilisierte Rohrglanzgras in diesem Zeitraum meistens noch erhebliche Mengen an Stickstoff, die zum Teil sogar die Stickstoffimmobilisierung der ersten 14 Tage übertrafen.

Pflanzenbauliche Eignung von im Winter geernteten Rohmaterial ohne Kompostierung

Ohne Stickstoffausgleichsdüngung war im Pflanzenversuch mit Basilikum die Frischmassebildung bei der Variante mit Schilf sehr gering, was die im Brutversuch gemessene sehr hohe Stickstoffimmobilisierung widerspiegelt (Abbildung 65 oben). Bei der Rohrkolben-Variante wiesen die Pflanzen auch ein verhältnismäßig schlechtes Wachstum auf und es sind infolge fehlender Hygienisierung Rohrkolben-Sämlinge aufgelaufen. Die höchste Frischmassebildung bei den Niedermoorpflanzen-Varianten war bei Rohrglanzgras und Seggen zu verzeichnen. Allerdings blieb das Wachstum deutlich hinter der Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf zurück.



Abbildung 65 Pflanzenhabitus von Basilikum nach 4-wöchiger Kulturzeit.

Mit einer Stickstoffausgleichsdüngung verbesserte sich das Wachstum bei allen Niedermoorpflanzen-Varianten (Abbildung 65 unten). Im Falle von Schilf wurde aber immer noch kein zufriedenstellendes Ergebnis erzielt. Vermutlich hätte der N-Ausgleich deutlich höher bemessen werden müssen. Zwischen der Rohrkolben-, Rohrglanzgras- und Seggen-Variante gab es keine Unterschiede mehr. Allerdings war die Frischmassebildung immer noch etwas geringer als in Torf.

Aufbereitung von im Winter geerntetem Rohmaterial durch Kompostierung

Um ein Kulturrisiko durch eine nicht bedarfsgerechte Stickstoffausgleichsdüngung zu vermeiden, sollte der Stickstoffhaushalt von Niedermoorpflanzen-Material vor Verwendung als Substratausgangsstoff stabilisiert werden. Hierzu erfolgten drei Kompostierungsversuche unter Zugabe von Stickstoff.

Erste Kompostierung

Die Temperatur im Zentrum des Rotteguts lag bei Schilf in den ersten vier Wochen und bei Rohrglanzgras in den ersten zwei Wochen der Kompostierung überwiegend zwischen 60 und 70 °C (Abbildung 66). Bei Rohrkolben hingegen wurde während der gesamten Kompostierung nur an zwei Tagen die 60 °C Grenze überschritten. Am niedrigsten war die Temperatur bei den Seggen mit einem maximalen Wert von 57 °C am dritten Tag nach Versuchsansatz; danach nahm die Temperatur sehr schnell wieder ab. Eine Hygienisierung des Materials gemäß RAL-Gütesicherung Kompost (55 °C über mindestens zwei Wochen bzw. 65 °C über mindestens eine Woche) wurde somit nur bei Schilf und Rohrglanzgras sicher erreicht (RAL GZ 251, 2018).

Bei Rohrkolben und den Seggen war eine vollständige Abtötung von Samen und Phytopathogenen nicht gewährleistet. Die niedrigeren Temperaturen bei Rohrkolben und den Seggen während der Kompostierung lassen sich zumindest zum Teil durch die gröbere Struktur im Vergleich zu Schilf und Rohrglanzgras nach dem Häckseln erklären. Außerdem war die Rottebox mit den Seggen mangels genügend Rohmaterial nur zu 70 % gefüllt. So konnte die bei der Kompostierung entstehende Wärme schneller aus der Box entweichen.

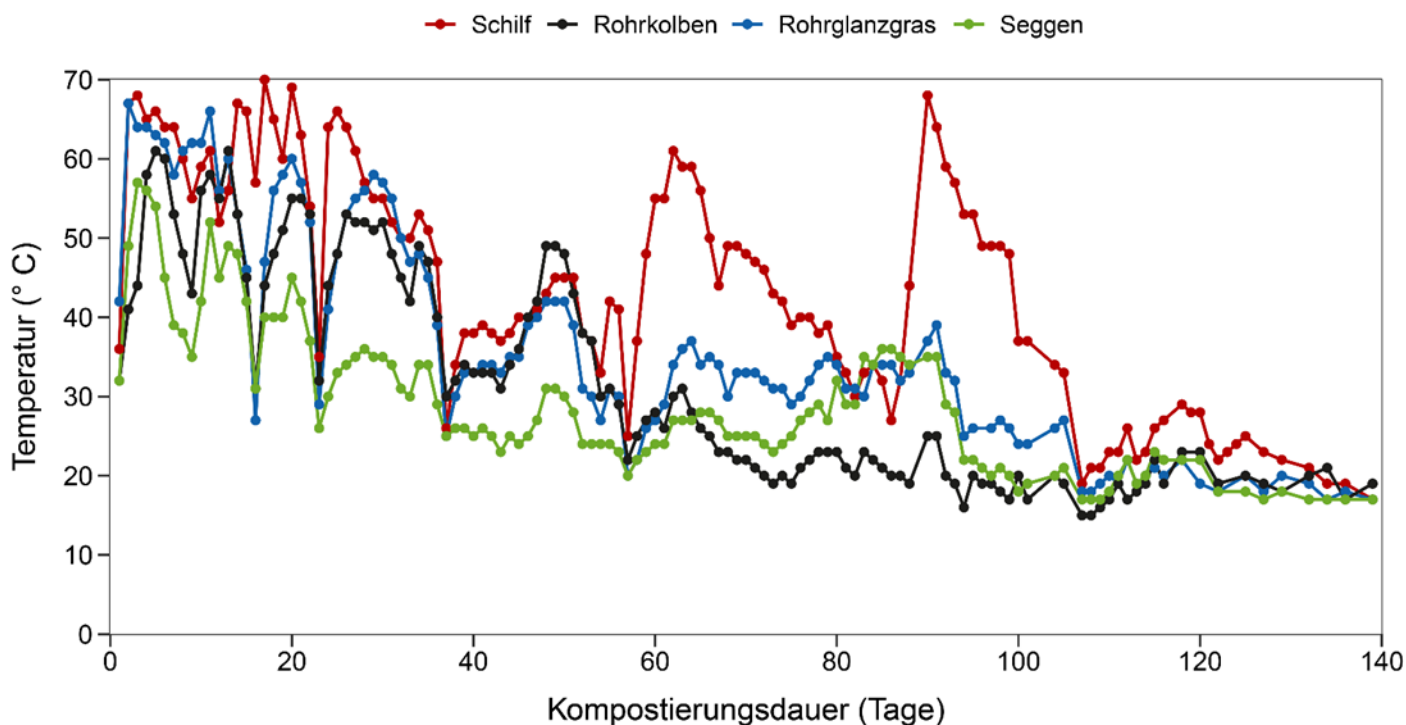


Abbildung 66 Temperaturverlauf im Zentrum des Rotteguts während der Kompostierung.

Die Gasmessungen zeigten, dass während der gesamten Kompostierungsdauer aerobe Bedingungen herrschten. Methan und Schwefelwasserstoff, die bei anaeroben Verhältnissen entstehen würden, waren nicht nachweisbar oder lagen in Konzentrationen unterhalb 0,1 Vol.-% vor. Die Messung weiterer Gase ergab Verluste des zugegebenen Stickstoffs in Form von Ammoniak. Eine Quantifizierung ist nicht möglich, da die aufgetretenen Konzentrationen durchweg oberhalb des gerätetechnisch bedingten Messbereichs lagen.

Der Trockenmasseverlust betrug nach 106 Tagen Kompostierung 54 % beim Schilf, 45 % beim Rohrkolben, 41 % beim Rohrglanzgras und 24 % bei den Seggen (Abbildung 67 links). Beim Rohrkolben und bei den Seggen lagen die Werte nach 56 Tagen Kompostierung nur geringfügig niedriger. Dahingegen war beim Rohrglanzgras und besonders beim Schilf nach diesem Zeitpunkt noch ein erheblicher Anstieg im Masseverlust zu verzeichnen. Dies steht im Einklang mit dem Temperaturverlauf im Rottegut (Abbildung 66) und zeigt, dass der Kompostierungsprozess beim Schilf nach 56 Tagen Kompostierung bei weitem noch nicht abgeschlossen war.

Den mit Abstand höchsten Volumenverlust nach 106 Tagen Kompostierung hatte Rohrkolben mit 68 % (Abbildung 67 rechts). Den zweithöchsten Wert wiesen Rohrglanzgras und Schilf mit 56 % auf. Bei den Seggen reduzierte sich das Volumen mit 46 % am geringsten. Nach 56 Tagen Kompostierung erreichte der Volumenverlust bei Rohrkolben und den Seggen bereits ein Plateau, während er bei Rohrglanzgras noch schwach und bei Schilf noch weiterhin stark anstieg. Beim Vergleich der Volumenverluste mit den Masseverlusten ist auffällig, dass diese nur beim Schilf einen ähnlichen Wert zeigen. Alle anderen Niedermoorpflanzen-Materialien hatten höhere Volumen- als Masseverluste. Besonders ausgeprägt war dies beim Rohrkolben und bei den Seggen. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass das Rohrkolben-, Seggen- und Rohrglanzgras-Material während der Kompostierung weicher wurde, wohingegen beim Schilf die einzelnen Partikel starr blieben. Beim Rohrkolben komprimierte sich zusätzlich das Aerenchymgewebe überproportional stark.

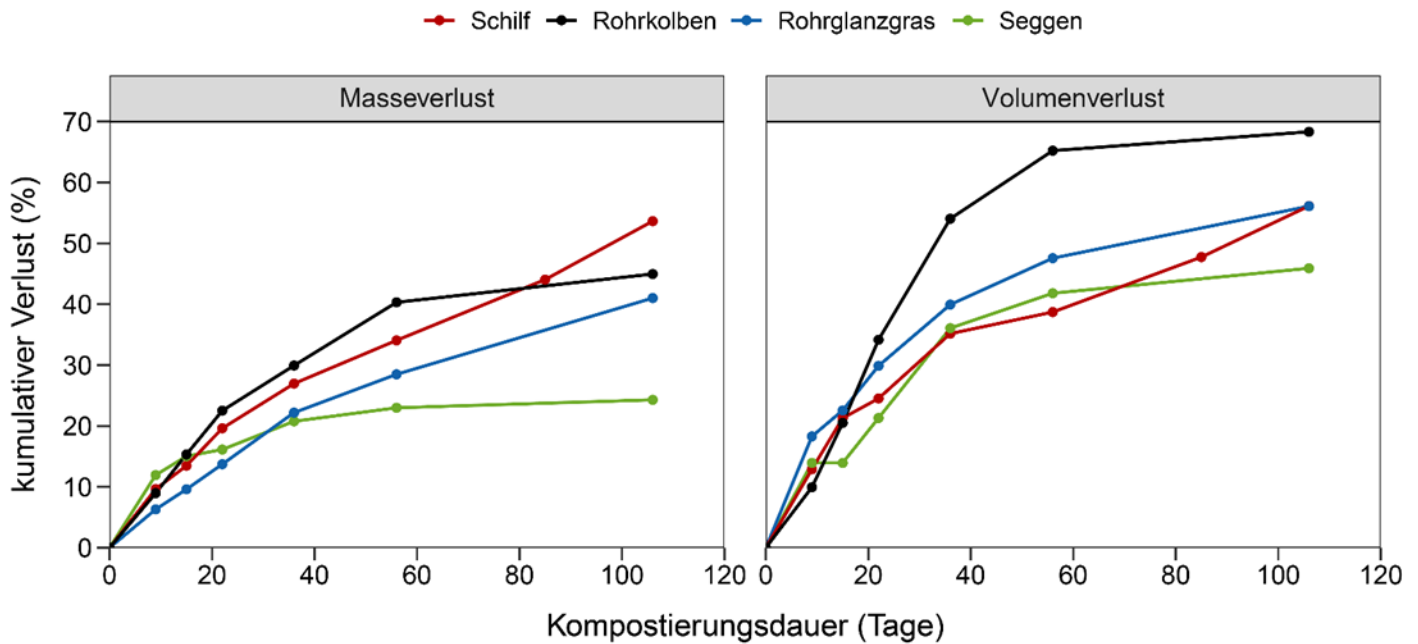


Abbildung 67 Masse- und Volumenverlust während der Kompostierung.

Der Gehalt an löslichem Stickstoff im Rottegut war beim ersten Umsetztermin nach 9 Tagen Kompostierung beim Schilf am höchsten, gefolgt von den Seggen, Rohrkolben und Rohrglanzgras (Abbildung 68). Diese Reihenfolge leitet sich aus den unterschiedlich hohen Stickstoffgaben zu Beginn der Kompostierung ab. Der nachfolgende unruhige Kurvenverlauf resultiert aus der Überlagerung verschiedener Vorgänge, die zum Teil eine entgegengesetzte Wirkung auf den Gehalt an CAT-löslichem Stickstoff haben. Während die Immobilisierung von Stickstoff sowie dessen Ausgasung in Form von Ammoniak erniedrigend wirken, haben der Masseverlust, die Erhöhung der Rohdichte und zusätzliche Stickstoffgaben während der Kompostierung (nur im Falle von Schilf) eine Erhöhung zur Folge. Auffallend ist, dass beim Rohrkolben und bei den Seggen nach 36 bzw. 56 Tagen Kompostierung die CAT-löslichen Stickstoffgehalte trotz fehlender erneuter Stickstoffgabe und abnehmender Rotteintensität wieder deutlich angestiegen sind. Dies könnte in hohem Maße auf eine erneute Stickstoffmineralisierung zurückzuführen sein.

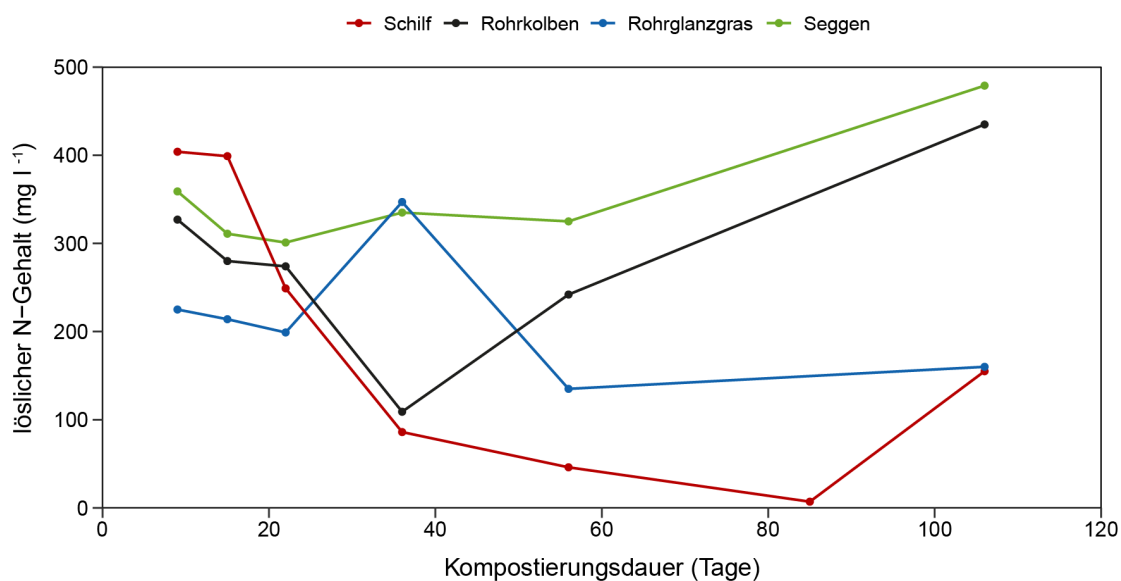


Abbildung 68 Verlauf der CAT-löslichen Stickstoffgehalte im Rottegut während der Kompostierung.

Beim Keimpflanzentest mit Chinakohl gemäß VDLUFA-Methode A10.2.1 ist eine pflanzenschädigende Wirkung durch wachstumshemmende Stoffe im Niedermoorpflanzen-Material zu erwarten, wenn bei ausreichender N-Versorgung die Frischmasse gegenüber der Kontrolle zum Zeitpunkt der Endauswertung um mehr als 25 % reduziert ist (VDLUFA, 2016). Dies traf nur bei den Seggen am Ende der Kompostierung zu (Abbildung 69). Die Ursache für das reduzierte Wachstum konnte im Detail nicht abschließend geklärt werden. Alle anderen Varianten hatten eine vergleichbare und z.T. sogar höhere Frischmasse als die Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf.

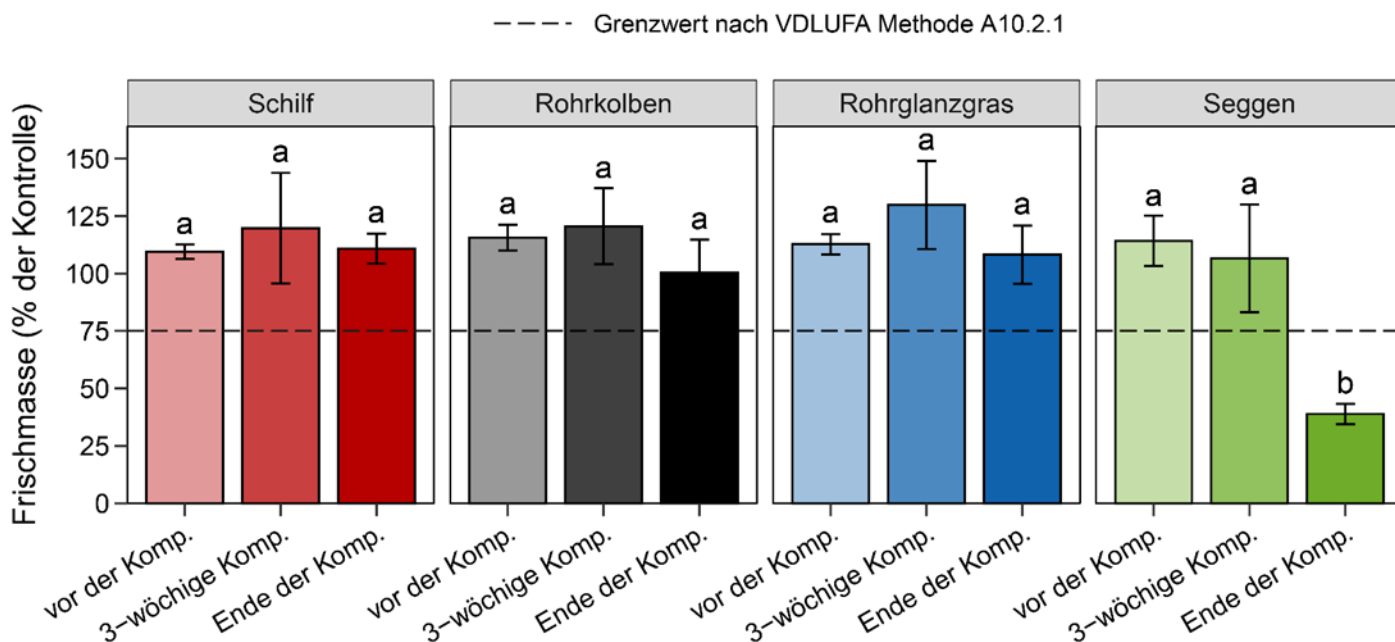


Abbildung 69 Frischmasse von Chinakohl, welcher in Substratmischungen bestehend aus 50 Vol.-% Weißtorf und 50 Vol.-% unterschiedlich lange kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material kultiviert wurde (Mittelwert \pm Standardabweichung). Die gestrichelte Linie kennzeichnet den Grenzwert, unterhalb welchem phytotoxische Effekte zu erwarten sind. Unterschiedliche Buchstaben weisen auf signifikante Unterschiede innerhalb einer Pflanzengattung hin (Tukey-Test, $p < 0,05$).

Im Brutversuch mit nicht kompostiertem Material wiesen Rohrkolben und Seggen die geringste Stickstoffimmobilisierung auf (Abbildung 70). Der CAT-lösliche Stickstoffgehalt nahm bei diesen beiden Pflanzengattungen während 32-tägiger Bebrütung um 190 bzw. 230 mg N l⁻¹ ab. Rohrglanzgras zeigte mit einer Abnahme von 390 mg N l⁻¹ eine etwa doppelt so hohe Stickstoffimmobilisierung, während bei Schilf ein sehr hoher Wert von 1100 mg N l⁻¹ zu beobachten war. Bereits nach 3-wöchiger Kompostierung hat sich die Stickstoffimmobilisierung im Vergleich zum nicht kompostierten Niedermoorpflanzen-Material so weit reduziert, dass der Stickstoffhaushalt bei Seggen und Rohrkolben (keine bzw. etwa 60 mg N l⁻¹ Immobilisierung) sowie mit leichten Einschränkungen auch bei Rohrglanzgras (160 mg N l⁻¹ Immobilisierung) weitgehend stabil ist. Bei diesen drei Pflanzengattungen hatte die Verlängerung der Kompostierung von 3 auf 23 Wochen deshalb keinen nennenswerten weiteren Einfluss auf die Stabilität des Stickstoffhaushalts. Dahingegen konnte beim Schilf die Stickstoffimmobilisierung durch längere Kompostierung weiter von 840 g N l⁻¹ nach 3 Wochen auf 12 mg N l⁻¹ nach 23 Wochen reduziert werden.

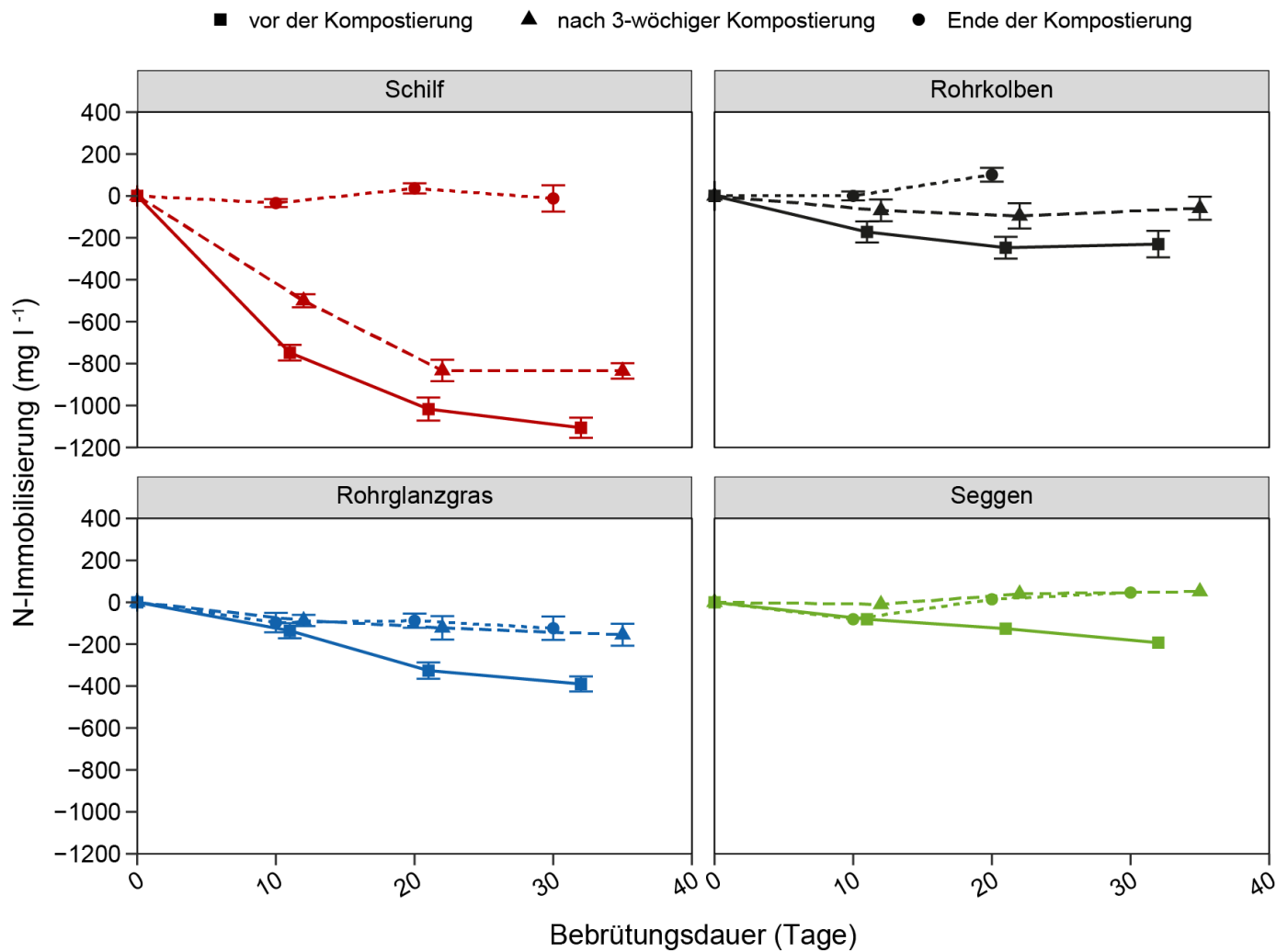


Abbildung 70 Im Brutversuch gemessene Stickstoffimmobilisierung von Niedermoorpflanzen-Material vor und nach 3-wöchiger Kompostierung sowie am Ende der Kompostierung (Mittelwert \pm Standardabweichung). Ein nicht plausibler Wert (Rohrkolben am Ende der Kompostierung nach 30 Tagen Bebrütung) wurde entfernt.

Durch die Kompostierung sind die Niedermoorpflanzen-Materialien deutlich dunkler geworden (Abbildung 71). Da die Struktur aus pflanzenbaulicher Sicht aber immer noch zu grob war, wurden die Komposte für die Pflanzenversuche mit Begonien und Pelargonien < 10 mm abgesiebt.



Abbildung 71 Gehäckseltetes Niedermoorpflanzen-Material vor und nach der Kompostierung.

Zweite Kompostierung

Da sich die Partikelgröße im Verlaufe der ersten Kompostierung nur unwesentlich verringerte, wurden bei Rohrkolben und Rohrglanzgras weitere Aufbereitungstechniken des unkompostierten Häckselgutes geprüft. Durch Auffaserung in einer Refineranlage konnte die Struktur deutlich verbessert werden. Abbildung 72 vermittelt einen Eindruck der aufgefaseren Materialien und des Ergebnisses vom Keimpflanzentest mit Chinakohl. Bei der Variante mit Rohrglanzgras, das unter extremen Bedingungen aufgefaser wurde (10 min bei 9 bar und 180 °C), war die Frischmasse des Chinakohls im Vergleich zur Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf deutlich reduziert. Da die Biomasse bei der Auffaserung mit Wasserdampf in Kontakt kam, sind möglicherweise phytotoxische Substanzen wie Furfural, Hydroxymethylfurfural und lösliche phenolische Verbindungen entstanden (Bauer et al., 2014; Hendricks und Zeeman, 2009; Trifonova et al., 2008). Aufgrund der pflanzenschädigenden Wirkung wurden mit diesem Material keine weiteren Untersuchungen durchgeführt. Bei dem unter moderateren Bedingungen (2 min bei 3,8 bar und 150 °C) aufgefaserem Häckselgut von Rohrkolben und Rohrglanzgras war im Keimpflanzentest demgegenüber keine pflanzenschädigende Wirkung infolge wachstumshemmender Stoffe erkennbar. Die Stickstoffimmobilisierung wurde durch die Auffaserung im Vergleich zum gehäckselten Material aber kaum verringert. Zur Stabilisierung des Stickstoffhaushalts erfolgte deshalb mit dem aufgefaseren Material eine Kompostierung unter Stickstoffzugabe. Dabei war schlagartig eine sehr starke Erhitzung auf deutlich über 70 °C festzustellen. Der Sauerstoffgehalt im Zentrum des Rotteguts nahm sehr stark ab auf nur noch 3,4 % bzw. 6,6 % am dritten Tag. Zudem wurden bei beiden Materialien H₂S-Konzentrationen von 2-4 ppm gemessen, was auf anaerobe Bedingungen hindeutet. Um eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff sicherzustellen und somit anaerobe Prozesse zu vermeiden, musste das Rottegut im weiteren Verlauf der Kompostierung durch Zufuhr von Druckluft über eine eingebaute Lanze zwangsbelüftet werden.

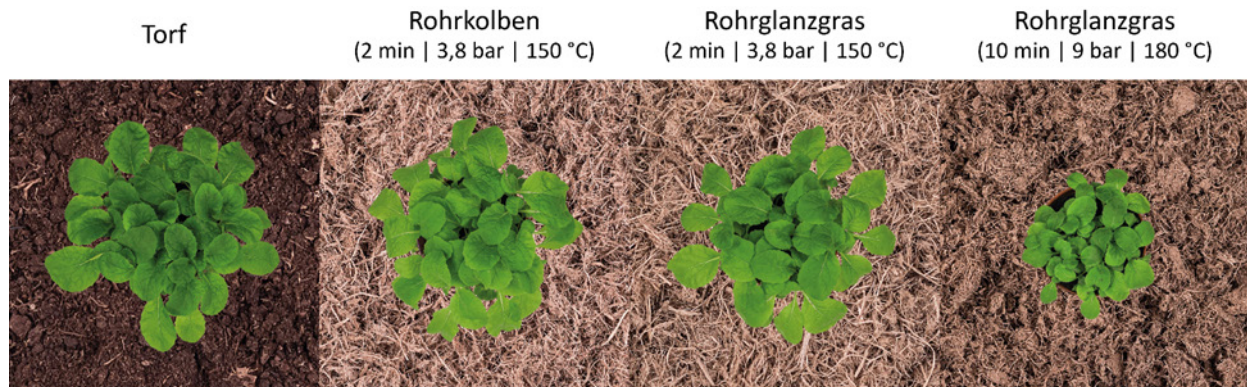


Abbildung 72 Chinakohl, welcher in 100 Vol.-% Weißtorf bzw. in Substratmischungen bestehend aus 50 Vol.-% Weißtorf und 50 Vol.-% aufgefaseres Niedermoorpflanzen-Material im unkompostierten Zustand kultiviert wurde. Im Hintergrund sind Weißtorf und die aufgefaseren Materialien abgebildet. In Klammern stehen die Bedingungen unter denen aufgefaser wurde.

Dritte Kompostierung

Da sich die bei Kompostierung von aufgefaserem Material notwendige Zwangsbelüftung unter Praxisbedingungen nur schwer realisieren lässt, wurde eine dritte Kompostierung mit gehäckseltem Material durchgeführt. Der Temperaturverlauf im Zentrum des Rotteguts war prinzipiell vergleichbar zur ersten Kompostierung. Insgesamt lag das Temperaturniveau aber etwas höher, da das Pflanzenmaterial feuchter gehalten wurde. Zudem konnte die Wärme besser im Rottegut gehalten werden, da ein Teil der Luftschlitze der Kompostierungsboxen abgeklebt wurde. Nach abgeschlossener Kompostierung erfolgte eine Nachzerkleinerung des Materials in einer Hammermühle, wodurch eine aus pflanzenbaulicher Sicht geeignete Struktur erzielt wurde.

Pflanzenbauliche Eignung von im Winter geerntetem Rohmaterial nach Kompostierung

Mit den < 10 mm abgeseibten Komposten der ersten Kompostierung wurden Anbauversuche mit Begonien und Pelargonien durchgeführt. In Abbildung 73 sind die Pflanzen, welche in 100 Vol.-% Weißtorf bzw. in Substratmischungen aus Weißtorf mit jeweils 20 Vol.-% kompostiertem material kultiviert wurden, zum Zeitpunkt der Endauswertung dargestellt. Alle Pflanzen wiesen einen vergleichbaren Habitus auf. Bei den Begonien unterschieden sich alle Varianten mit kompostiertem Niedermoorpflanzen-Material bezüglich der Trockenmasse und des Stickstoff-Gehalts im Spross nicht signifikant von der Kontrolle mit 100 Vol.-%

Weißtorf. Bei den Pelargonien hingegen wiesen die Varianten mit 20 bzw. 40 Vol.-% Schilf und 40 Vol.-% Rohrglanzgras eine signifikant geringere Trockenmasse als die Kontrolle auf. Des Weiteren war der Stickstoff-Gehalt des Sprosses im Vergleich zur Kontrolle bei den Varianten mit 20 Vol.-% Schilf und 20 bzw. 40 Vol.-% Rohrglanzgras signifikant verringert. Die absoluten Differenzen sind allerdings nur von geringer Praxisrelevanz.



Abbildung 73 Pflanzenhabitus der Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf und der Varianten mit jeweils 20 Vol.-% kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material (Pau20: 20 Vol.-% Schilf, Tla20: 20 Vol.-% Breitblättriger Rohrkolben, Par20: 20 Vol.-% Rohrglanzgras bzw. Caf20: 20 Vol.-% Sumpfschilf) in Mischung mit Weißtorf.

Um eine Vorstellung bezüglich der Stabilität des Stickstoffhaushaltes im Substrat während der Pflanzenanzucht zu erhalten, wurde eine Stickstoffbilanz erstellt. Hierfür wurde die Menge an löslichem Stickstoff, die der Pflanze insgesamt angeboten wurde, der Summe aus der Stickstoffaufnahme durch den oberirdischen Teil der Pflanze und dem CAT-löslichen Stickstoff im Substrat zu Versuchsende gegenübergestellt. Die Differenz ist in Abbildung 74 als Fehlbetrag dargestellt. Bei den Begonien hatten die Varianten mit 40 Vol.-% Rohrkolben bzw. 40 Vol.-% Seggen einen signifikant geringeren bilanzierten Stickstofffehlbetrag als die Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf. Bei den Pelargonien gab es zwar keine signifikanten Unterschiede, in der Tendenz wiesen aber die gleichen Varianten die niedrigsten Werte auf. Der geringere bilanzierte Stickstofffehlbetrag bei höherem Anteil Rohrkolben bzw. Seggen in der Substratmischung ist vermutlich auf eine erneute Mineralisierung des vom Niedermoorpflanzen-Material zunächst immobilisierten Stickstoffs zurückzuführen. Dies hat sich beim Verlauf der CAT-löslichen Stickstoffgehalte im Rottegut während der Kompostierung (Abbildung 68) ab dem 36. bzw. 56. Tag bereits angedeutet.

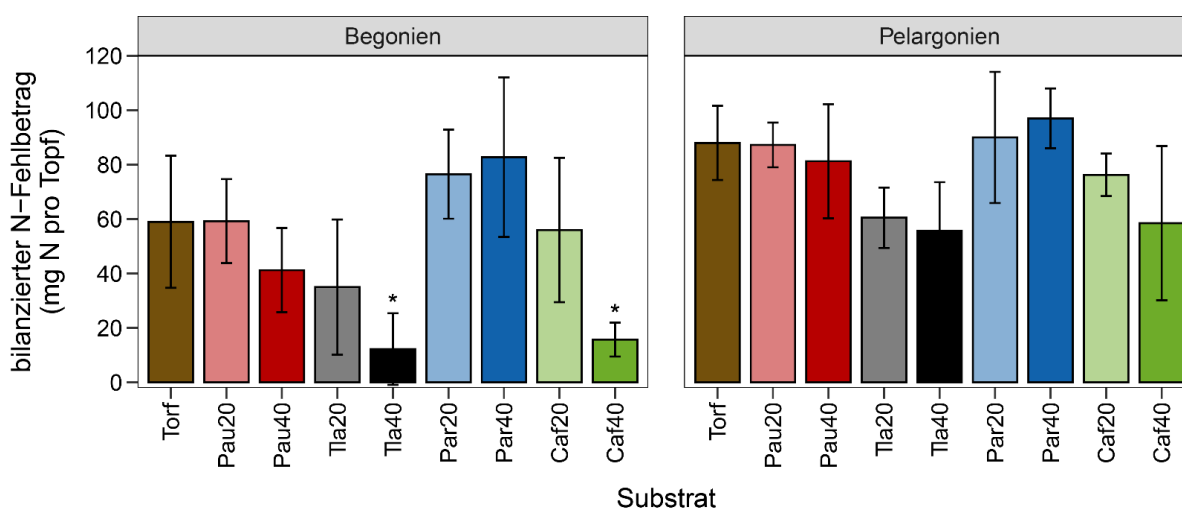


Abbildung 74 Bilanzierter N-Fehlbetrag (Mittelwert \pm Standardabweichung der Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf und der Varianten mit jeweils 20 bzw. 40 Vol.-% kompostiertes Niedermoorpflanzen-Material in Mischung mit Weißtorf. Signifikanzsterne kennzeichnen signifikante Unterschiede zur Torf-Kontrolle (Dunnnett-Test, $p < 0,05$).

Bei den Pelargonien traten bei den Varianten mit Schilf und Rohrglanzgras Interkostalchlorosen (Aufhellungen zwischen den grün verbleibenden Blattadern) auf, deren Stärke in Abbildung 75 in Form von Boniturnoten dargestellt ist. Da bei keiner der betroffenen Varianten ein signifikant höherer Stickstoffgehalt als in der Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf bilanziert wurde und laut Substratanalysen während der Kultur immer ein ausreichendes Stickstoffangebot vorhanden war, wurden die Chlorosen wahrscheinlich nicht durch eine Stickstoffimmobilisierung des Substrats verursacht. Der Grund der Chlorosen konnte nicht abschließend geklärt werden.

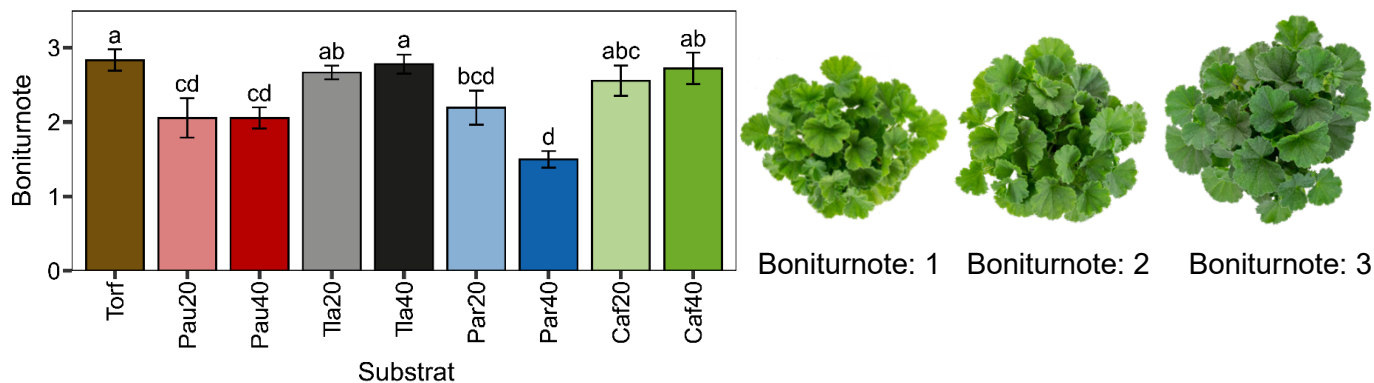


Abbildung 75 Stärke der Blattchlorosen bei den Pelargonien, welche in 100 Vol.-% Weißtorf oder in Substraten mit jeweils 20 bzw. 40 Vol.-% kompostiertem Niedermoorpflanzen-Material in Mischung mit Weißtorf kultiviert wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis mit Nemenyi als post-hoc Test, $p < 0,05$).

Mit den kompostierten und anschließend zerkleinerten Niedermoorpflanzen-Materialien der dritten Kompostierung wurden zur Überprüfung der Substrattauglichkeit zwei Anbauversuche mit Basilikum durchgeführt. Im ersten Versuch zeigten die Pflanzen in Substratmischungen mit Rohrglanzgras auffällige Blattchlorosen und -nekrosen (Abbildung 76). Zu Versuchsende traten diese Pflanzenschäden in abgeschwächter Form auch bei den Varianten mit Rohrkolben auf. Des Weiteren wiesen alle Varianten mit Seggen sowie die mit 60 Vol.-% Rohrglanzgras im Vergleich zur Kontrolle mit 100 Vol.-% Weißtorf eine signifikant geringere Frischmasse auf. Da die Stickstoffgehalte im Substrat bei diesen Varianten zu Versuchsbeginn und während der Kultur vermutlich wegen Stickstoffmineralisierung relativ hoch waren, könnte das reduzierte Wachstum auf eine Stickstoffüberdüngung zurückzuführen sein. Bei den Varianten mit Seggen kommt hinzu, dass auf Grund nicht einsetzender Nitrifikation der lösliche Stickstoff bis zu Versuchsende hauptsächlich als Ammonium vorlag. Die Ursache der Chlorosen und Nekrosen konnte nicht geklärt werden.

Substrat	40 Vol.-% Paludikompost	60 Vol.-% Paludikompost
Torf		
Rohrkolben		
Rohrglanzgras		
Seggen		

Abbildung 76 Pflanzenhabitus von Basilikum in Substratmischungen mit 40 bzw. 60 Vol.-% kompostierte Niedermoorpflanzen und Weißtorf im Vergleich zur Weißtorfkontrolle

Der zweite Basilikumversuch mit den Komposten der dritten Kompostierung wurde ein halbes Jahr später angesetzt. In der Zwischenzeit wurde in den gelagerten Komposten offensichtlich weiter Stickstoff mineralisiert. Dies hatte zur Folge, dass in den Substratmischungen mit jeweils 50 Vol.-% Niedermoorpflanzen-Kompost und Weißtorf zu Versuchsbeginn sehr hohe lösliche Stickstoffgehalte vorlagen (432 - 489 mg l⁻¹), welche zu einem verminderten Wachstum des Basilikums führten (Abbildung 77). Bei der Variante mit kompostiertem Rohrglanzgras traten wiederum starke Chlorosen und z. T. Nekrosen auf. Ebenso zeigte das Basilikum, welches in einer Substratmischung mit kompostiertem Rohrkolben kultiviert wurde, Chlorosen und Nekrosen. Wie Pflanzenanalysen ergaben, sind diese Pflanzenschäden möglicherweise durch Mangantoxizität verursacht.



Abbildung 77 Pflanzenhabitus von Basilikum in Substratmischungen mit 50 Vol.-% kompostierte Niedermoorpflanzen und Weißtorf im Vergleich zur Weißtorfkontrolle nach 4-wöchiger Kulturzeit.

3.4.5 DISKUSSION

Alle untersuchten Niedermoorpflanzen weisen bei Ernte im 2. bis 4. Quartal Chlorid-Gehalte auf, die den Grenzwert RAL-gütegesicherter Substratkomposte für einen Mischungsanteil von bis zu 20 Vol.-% meistens bei weitem überschreiten. Natrium ist zwar weniger problematisch als Chlorid, aus pflanzenbaulicher Sicht sind zu hohe Gehalte vor allem bei Rohrkolben aber auch nicht ausgeschlossen. Zur Verwendung als Torfersatzstoff eignet sich daher ausschließlich Material, das im 1. Quartal nach Auswaschung nicht pflanzenverträglicher Salze geerntet wird. Die Winterernte ist zudem besser für den Erhalt des Pflanzenbestandes, da zu diesem Zeitpunkt die Nährstoffe bereits ins Rhizom zurückverlagert sind. Damit verringert sich das Risiko von Ertragsrückgängen in den Folgejahren und es sind weniger Düngungsmaßnahmen erforderlich. Im Weiteren lässt sich im Winter während Frostperioden die Fläche besser befahren, sodass die Ernte erleichtert ist. Grundsätzlich sollte man sich der möglichen Herbizidproblematik bewusst sein. Die Ausbringung von Pyridin-Herbiziden muss unbedingt vermieden werden, da sie auf Grund ihrer hohen Persistenz zum Teil erst nach Jahren vollständig abgebaut sind. Prekär ist darüber hinaus, dass bereits Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze Pflanzenschäden verursachen können.

Zur Verwendung von niedermoor typischen Paludikulturen als Torfersatzstoff in Kultursubstraten und Blumenerden reicht eine ausschließliche mechanische Zerkleinerung wegen der hohen Stickstoffimmobilisierung insbesondere von Schilf nicht aus. Eine Stickstoffausgleichsdüngung zur Vermeidung eines daraus resultierenden Minderwuchses der angebauten Kulturpflanzen infolge von Stickstoffmangel ist wenig praxistauglich, da sich Höhe und zeitlicher Verlauf der Stickstoffimmobilisierung nur schwer prognostizieren lassen. Notwendig ist eine Stabilisierung des Stickstoffhaushalts vor Verwendung, was durch Kompostierung erfolgen kann. Als Inputmaterial eignet sich am besten gehäckselte Biomasse. Eine Auffaserung empfiehlt sich nur, wenn die Möglichkeit einer Zwangsbelüftung besteht. Wenn dies nicht der Fall ist, würde die mit einer Auffaserung verbundene Vergrößerung der Oberfläche zu einer sehr starken Erhitzung und zum Risiko anaerober Verhältnisse im Rottegut führen. Beim Einsatz von gehäckseltem

Material zur Kompostierung haben sich allerdings auch einige negative Aspekte ergeben. Da die Struktur durch die Kompostierung nur wenig feiner wird, muss der fertige Kompost nochmals zum Beispiel mit einer Hammermühle nachzerkleinert werden. Außerdem kommt es zu hohen Masse- und Volumenverlusten während der Kompostierung, was Fragen der Wirtschaftlichkeit aufwirft. Ferner ist die aufgetretene Ammoniakausgasung nicht nur ein Geruchsproblem, sondern auch aus gesundheitlicher und ökologischer Sicht nicht unbedenklich.

Pflanzenversuche mit Begonien, Pelargonien und Basilikum zeigten, dass eine generelle Substrattauglichkeit der erzeugten Komposte noch nicht gegeben ist. Zum einen traten Chlorosen und Nekrosen nicht eindeutiger Ursache auf. Darüber hinaus steht die Lagerfähigkeit der Komposte wegen möglicher erneuter Mineralisierung des zuvor immobilisierten Stickstoffs im Raum. Für ein Ranking der untersuchten Pflanzengattungen reicht der derzeitige Kenntnisstand noch nicht aus. Schilf erscheint aus heutiger Sicht auf Grund der sehr hohen Stickstoffimmobilisierung als am wenigsten geeignet.

3.4.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Um Paludikulturen von Niedermoorböden zukünftig als Torfersatzstoff in der Substratindustrie zu etablieren, bedürfen folgende offene Fragen einer Bearbeitung:

- Ursache der aufgetretenen Chlorosen und Nekrosen sowie Wachstumsinderungen
- Ausmaß einer möglichen Stickstoffmineralisierung im fertigen Kompost
- Quantifizierung und Verringerung der Ammoniakausgasung während der Kompostierung
- Vergleich von Zerkleinerungstechniken für das Rohmaterial und den fertigen Kompost

3.5 BIOGENE POLYMERE

M. LANGHANSL UND C. ZOLLFRANK

Zusammenfassung

Es konnte gezeigt werden, dass sich das verwendete Pflanzenmaterial aus Paludikulturen vornehmlich als Füllstoff in Kombination mit den Biopolymeren Polymilchsäure (PLA) und Polyhydroxybutyrat (PHB) eignet. Zum besseren Vergleich mit den dFasern aus den Paludikulturen wurden die gleichen Rezepturen mit Viskosefasern als Referenz hergestellt und geprüft. Zudem wurden Fasern aus zwei verschiedenen Schnitzeitpunkten verarbeitet. Hierdurch soll ein eventueller Einfluss der Jahreszeiten auf die Fasereigenschaften untersucht werden.

Die Zugfestigkeit und die Gleichmaßdehnung der Prüfkörper nehmen Füllstoff- und Matrix-unabhängig mit Erhöhung ihres Anteils ab. Bei Einarbeitung von Viskosefasern konnte im Gegensatz dazu eine Erhöhung der mechanischen Eigenschaften festgestellt werden. Der Schnitzeitpunkt für Fasern aus Paludikulturen hat auf die mechanischen Eigenschaften der Komposite keinen Einfluss.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass vor allem eine bessere Anbindung der Fasern innerhalb der Matrix sichergestellt werden muss. Daher besteht weiterer Forschungsbedarf besteht vor allem im Design eines sogenannten Phasenvermittlers, der diese Anbindung zwischen der Naturfaser und dem Biopolymer verbessern kann. So könnte eine Verwendung der Naturfaser aus Paludikulturen als Verstärkungsmaterial erreicht werden.

3.5.1 EINLEITUNG

Das in den letzten Jahren immer stärker aufkommende Thema der Nachhaltigkeit fordert ein Umdenken in der Gesellschaft und der Produktion unserer Güter. Die Einsparung des Treibhausgases Kohlendioxid spielt hierbei eine entscheidende Rolle. Eine Möglichkeit, die durch den Menschen geschaffenen Produkte nachhaltiger zu gestalten, liegt in der Substitution von Komponenten wie Glasfasern in Faserkompositen durch nachwachsende Rohstoffe. Einerseits werden dadurch die endlichen Ressourcen geschont, andererseits ergeben sich neue, verbesserte technische und werkstoffliche Eigenschaften. Des Weiteren können sich Kostenvorteile ergeben, Rohstoffkreisläufe geschlossen werden und Kohlendioxid eingespart werden. Die Funktionsweise eines leistungsfähigen Faserverbundwerkstoffes liegt in der positiven Ergänzung der Materialeigenschaften des Ausgangsmaterials durch Zugabe einer Faserkomponente, welche die auf die Matrix wirkende Kraft, lasttragend verteilt. Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit der Faserverbunde mit Fasern von Moorpflanzen können Cellulose regeneratfasern herangezogen werden. Cellulose regeneratfasern wie Viskosefasern sind keine Naturfasern, sondern Chemiefasern. Der Ausgangsstoff ist jedoch Cellulose bzw. Zellstoff verschiedener Baumarten, wodurch eine natürliche Rohstoffquelle gegeben ist.

3.5.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

In diesem Projektteil werden Naturfaserverbundwerkstoffe (Naturfaserkomposit NFK) aus Paludikultur-Biomasse in Biokunststoffverbänden oder NFK's untersucht, was nach unserem Kenntnisstand bislang nicht durchgeführt wurde. Gegenstand der Arbeiten war die Herstellung von verarbeitbaren Fasern, deren Compoundierung (polymertechnische Einarbeitung in Matrixpolymere) für die Herstellung von Biokunststoff-Granulaten, sowie die Ermittlung von grundlegenden Werkstoffparametern. Dabei stand auch die Frage im Vordergrund ob sich die Naturfasern aus Paludikulturen durch gezielte Mahlung soweit aufarbeiten lassen, so dass sie sich für die Compoundierung mit Biokunststoffen geeignet sind. Eine mögliche Verarbeitung im Spritzguss sollte gewährleistet sein. Es wurden eine Vielzahl neuer Werkstoffrezepturen

erstellt und mit ausgesuchten Biopolymeren (PLA, PHB) an die Anforderung für den Spritzguss angepasst. Gegenstände einer möglichen Optimierung sollte gegebenfalls der Einfluss des Additiv-Typs, des Additiv-Gehaltes, der Naturfaserart und Naturfasermorphologie sowie deren Auswirkung auf die Werkstoffqualität (insbesondere die verfahrenstechnischen und materialtechnischen Einflüsse) sein.

3.5.3 MATERIAL UND METHODIK

In den nachfolgenden Tabellen sind die verwendeten Naturfaserfraktionen aus dem Projekt (Tabelle 43), die Referenzfasermaterialien aus Viskose (Tabelle 44) sowie die eingesetzten Matrixpolymere (Tabelle 45) wiedergegeben.

Tabelle 43 Liste verwendeter Naturfasern

Art	Botanische Bezeichnung	Siebfraktion in μm	r_m	Herkunft
Sumpf-Segge	<i>Carex acutiformis</i>	500-850	4,43	MOORuse
Sumpf-Segge	<i>Carex acutiformis</i>	180-500	5,05	MOORuse
Schilfrohr	<i>Phragmites australis</i>	500-850	5,08	MOORuse
Schilfrohr	<i>Phragmites australis</i>	180-500	5,98	MOORuse
Rohrglanzgras	<i>Phalaris arundinacea</i>	500-850	4,75	MOORuse
Rohrglanzgras	<i>Phalaris arundinacea</i>	180-500	8,18	MOORuse
Breitblättriger	<i>Typha latifolia</i>	500-850	5,87	MOORuse
Rohrkolben				
Breitblättriger	<i>Typha latifolia</i>	180-500	5,45	MOORuse
Rohrkolben				
Baumwolle		Wurde gesiebt	nicht	Sigma Aldrich

(r_m : mittleres Längen-/ Breitenverhältnis)

Tabelle 44 Liste verwendeter Viskosefasern

Herstellerbezeichnung	Fraktion nach dtex	r_m	Hersteller	
Danufil Mahlflock	300	1,7	12,70	Kelheim Fibres
Galaxy Mahlflock	300	3,3	9,17	Kelheim Fibres
Microfine Mahlflock	300	0,5	26,80	Kelheim Fibres

(r_m : mittleres Längen-/ Breitenverhältnis. dtex: Angabe der Feinheit in $\text{g} \cdot (1000\text{m})^{-1}$)

Tabelle 45 Liste verwendeter (Bio-)Polymermatrizes

Polymer	Herstellerbezeichnung	Hersteller
Polymilchsäure	PLA 2003D	Nature Works LLC
Polyhydroxybutyrat	PHB	Biomer
Vinylacetat/Vinylaurat-Copolymer + Polyvinylacetat	Vinnex 8880	Wacker Chemie AG

Das Erntematerial wurde mit einem Laborhäcksler zerkleinert und zwei Siebfraktionen (180-500 μm und 500-850 μm) für die weitere Verarbeitung verwendet. Die Viskosefasern hingegen wurden ohne jegliche weitere Behandlung eingesetzt. Die verwendete Baumwolle wurde ebenfalls weder vorbehandelt noch gesiebt. Zur Herstellung der Prüfkörper wurde ein Doppelschneckenextruder mit gleichlaufenden Schnecken verwendet. Die Compoundierung wurde bei 180°C mit 10 min Verweilzeit im Extruder und einer Drehzahl der Schnecken von 50 U \cdot min⁻¹ durchgeführt. Filamente für die Versuche mit dem 3D-Drucker wurden durch eine eigens gefertigte Düse extrudiert. Durch die Düse konnte ein Durchmesser des Filaments von 3 mm sichergestellt werden. Im direkten Anschluss an das extrudieren wurde das Filament zum Abkühlen auf eine Spindel gewickelt und bis zur weiteren Verwendung kühl und trocken gelagert.

Die Prüfkörper wurden bei 800 bar Einspritzdruck mit 10 s Haltezeit und 250 bar Nachdruck mit 5 s Haltezeit in einer auf 60°C vorgewärmten Spritzgussform hergestellt. Es wurden entsprechend DIN EN ISO 527-

1:2012-06 mindestens fünf repräsentative Prüfkörper einer Mischung hergestellt. Bei den Naturfasern und den Viskosefasern wurden Faserverbunde mit 30, 20, 10 und 5 Massenprozent Fasergehalt hergestellt. Als Matrixpolymer wurde PLA verwendet.

Die 3D-gedruckten Prüfkörper nach DIN EN ISO 527-1:2012-06 wurden im Schmelzschichtverfahren (engl. fused deposition model FDM) hergestellt. Mit einer 0,6 mm Extrusionsdüse wurden Prüfkörper mit verschiedenen Druckrichtungen hergestellt. Bei einer Drucktemperatur von 190°C und einer Druckbetttemperatur von 60°C wurden je Mischung 5 Prüfkörper gedruckt. Die einzelnen Druckrichtungen sind in Abbildung 78 und Tabelle 46 verdeutlicht.

Tabelle 46 Druckrichtungen und Füllwinkel der 3 D gedruckten Prüfkörper

Druckrichtung	Anzahl Außenlinien	Winkel der Füllung in °
Q	1	90
L	5	0
D	2	45



Abbildung 78 3D-gedruckte Prüfkörper aus pinken PLA in den untersuchten Druckrichtungen Diagonal (D) oben, Längs (L) Mitte und Quer (Q) unten

Die Festigkeitswerte wurden mit einer Universalprüfmaschine bei einer Zuggeschwindigkeit von $10 \text{ mm} \cdot (\text{min})^{-1}$ ermittelt. Als Bruchkriterium wurde ein Kraftabfall von 75 % gewählt. Die aufgewendete Kraft wurde über eine 10 kN Präzisionskraftmessdose ermittelt. Um die Auskristallisation der Prüfkörper sicherzustellen wurden diese vor den Zugversuchen für mindestens 24 h bei Raumtemperatur gelagert.

Um die Faserlängen- und Faserbreitenverteilung der Siebfraktionen zu bestimmen, wurden repräsentative Probemengen der Fraktionen auf eine Durchlichtplatte gegeben und jeweils ein Bild mit einer Spiegelreflexkamera und einem entsprechenden Makroobjektiv aufgenommen. Um die Fasergeometrie beschreiben zu können, wurde eine Methode entwickelt um statistisch zufällig die Faserlänge und Faserbreite zu betrachten, ohne alle Fasern vermessen zu müssen. Es wurde, wie exemplarisch am Beispiel von *Carex acutiformis* der Fraktion 0,5-0,85 mm verdeutlicht, ein Gitter mit einer maßstabsgerechten Gitterweite von 1 cm über die Bilder gelegt (Abbildung 79). An den Kreuzungspunkten der Gitterlinien wurde jeweils ein Quadrat mit einer Kantenlänge von 3 mm eingezeichnet. Im Folgenden wurden die Faserlängen und dazugehörigen Breiten aller Fasern mit einem Bildauswertungsprogramm bestimmt, welche innerhalb der Quadrate liegen oder diese schneiden. Somit erreicht man eine Zufälligkeit der untersuchten Stichprobe und gewährleistet eine repräsentative Verteilung. Durch diese Methode ist sichergestellt, dass sowohl grobe als auch feine Faseranteile gleichermaßen berücksichtigt werden. Es ist anzumerken, dass die Faserlänge stets in Wuchsrichtung der Faser und die Faserbreite senkrecht zur Wuchsrichtung bestimmt wurde.

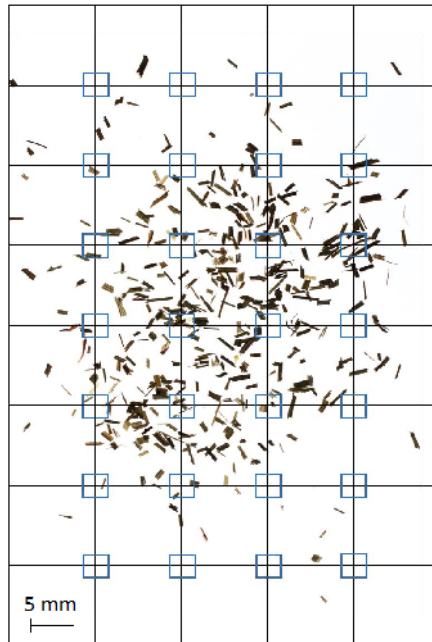
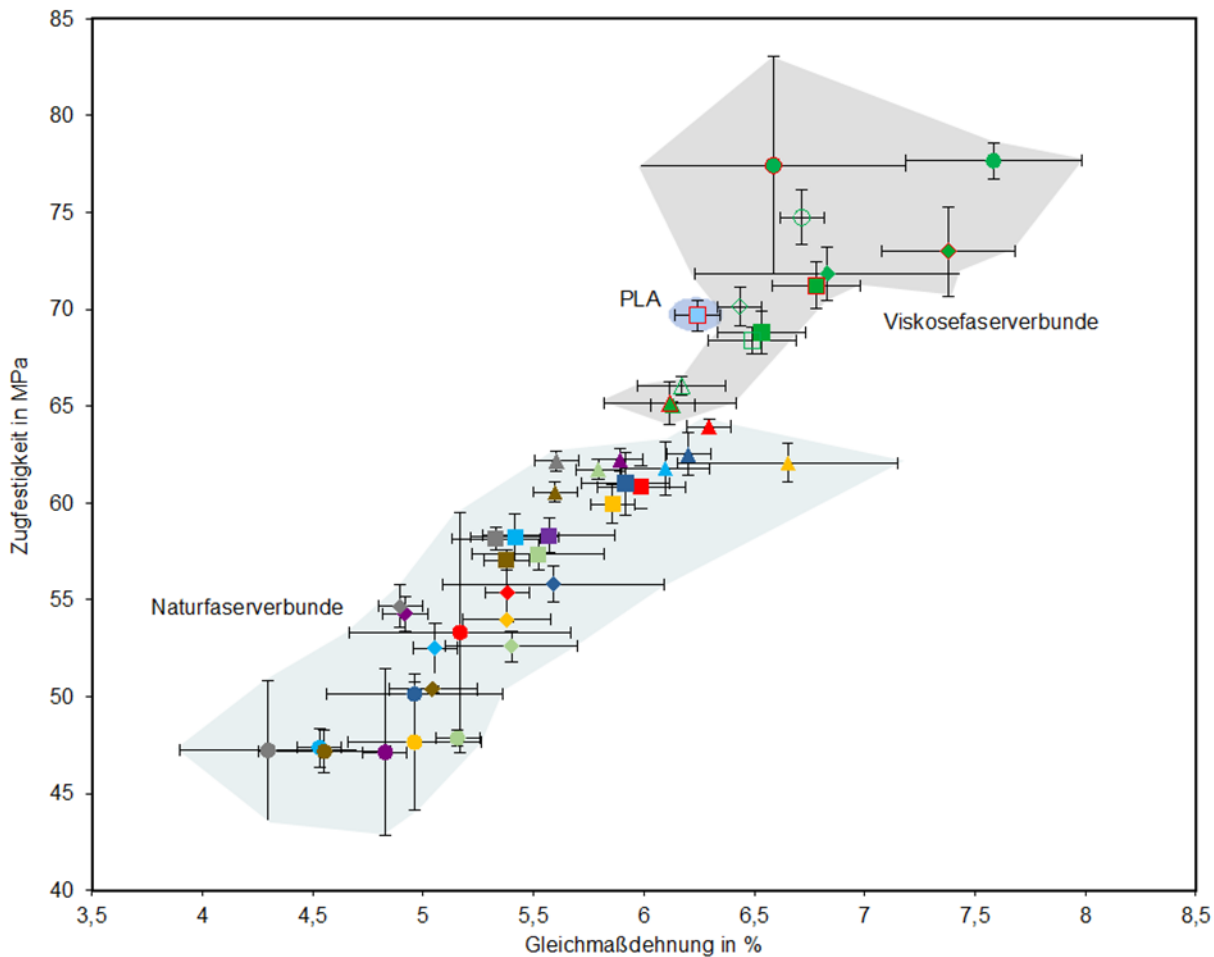


Abbildung 79 Methode zur Faserlängen- und Faserbreitenbestimmung der Naturfasern am Beispiel von *Carex acutiformis* der Fraktion 0,5-0,85 mm

3.5.4 ERGEBNISSE

Abbildung 81 zeigt die mittlere Zugfestigkeit und Gleichmaßdehnung, sowie die Standardabweichungen dieser Kennwerte eines Teils der untersuchten Natur- und Viskosefaserverbundwerkstoffe im Vergleich zu PLA ohne Faserzugabe. Bei der Betrachtung der mittleren Zugfestigkeit und Gleichmaßdehnung, sowie der Standardabweichung dieser Parameter, lässt sich prinzipiell ein deutlicher Unterschied zwischen Viskose und Naturfasern erkennen. Clustert man die Bereiche der Naturfasern, des PLA und der Viskosefasern, indem man die äußeren Standardabweichungen der jeweiligen Verbundarten als Begrenzung annimmt, so ergeben sich die in Abbildung 80 gezeigten grauen Bereiche. Es ist demnach zu erkennen, dass die getesteten Naturfaserfraktionen grundsätzlich eine geringere Zugfestigkeit aufweisen als die Viskosefaserverbunde. Mit steigendem Fasergehalt sinkt bei den Naturfaserverbunden die Zugfestigkeit weiter ab, wohingegen sie bei den Viskosefaserverbunden tendenziell ansteigt. Bezüglich der Gleichmaßdehnung lässt sich erkennen, dass Natur- und Viskosefaserverbunde mit geringem Fasergehalt in etwa eine Gleichmaßdehnung wie PLA aufweisen und mit zunehmendem Fasergehalt die Gleichmaßdehnung der Naturfasern abnimmt. Bei den Viskosefasern steigt mit zunehmendem Fasergehalt die Gleichmaßdehnung im Vergleich zu PLA an.



- PLA
- ◆ Carex a. 0,18-0,5 mm 20%
- Carex a. 0,5-0,85 mm 10%
- ▲ Danufil Mahlflock 5%
- ◆ Danufil Mahlflock 30%
- ◇ Galaxy Mahlflock 20%
- Microfine Mahlflock 10%
- ▲ Phragmites a. 0,18-0,5 mm 5%
- ▲ Phragmites a. 0,18-0,5 mm 30%
- ◆ Phragmites a. 0,5-0,85 mm 20%
- Phalaris a. 0,18-0,5 mm 10%
- ▲ Phalaris a. 0,5-0,85 mm 5%
- ◆ Phalaris a. 0,5-0,85 mm 30%
- Typha l. 0,18-0,5 mm 20%
- Typha l. 0,5-0,85 mm 10%
- ▲ Carex a. 0,18-0,5 mm 5%
- ◆ Carex a. 0,18-0,5 mm 30%
- ◆ Carex a. 0,5-0,85 mm 20%
- Danufil Mahlflock 10%
- ◇ Galaxy Mahlflock 5%
- ◇ Galaxy Mahlflock 30%
- ◆ Microfine Mahlflock 20%
- ◆ Phragmites a. 0,18-0,5 mm 10%
- Phragmites a. 0,5-0,85 mm 5%
- ◆ Phragmites a. 0,5-0,85 mm 30%
- ◆ Phalaris a. 0,18-0,5 mm 20%
- ◆ Phalaris a. 0,5-0,85 mm 10%
- ◆ Phalaris a. 0,5-0,85 mm 20%
- Typha l. 0,18-0,5 mm 5%
- ◆ Typha l. 0,18-0,5 mm 30%
- ◆ Typha l. 0,5-0,85 mm 20%
- Carex a. 0,18-0,5 mm 10%
- ▲ Carex a. 0,5-0,85 mm 5%
- ◆ Carex a. 0,5-0,85 mm 30%
- ◆ Danufil Mahlflock 20%
- Galaxy Mahlflock 10%
- ▲ Microfine Mahlflock 5%
- ◆ Microfine Mahlflock 30%
- ◆ Phragmites a. 0,18-0,5 mm 20%
- Phragmites a. 0,5-0,85 mm 10%
- ▲ Phalaris a. 0,18-0,5 mm 5%
- ◆ Phalaris a. 0,18-0,5 mm 30%
- ◆ Phalaris a. 0,5-0,85 mm 20%
- Typha l. 0,18-0,5 mm 10%
- ▲ Typha l. 0,5-0,85 mm 5%
- ◆ Typha l. 0,5-0,85 mm 30%

Abbildung 80 Mittlere Gleichmaßdehnung und Zugfestigkeit von PLA, Viskose- und Naturfaserverbunden, sowie deren Standardabweichung (Schnitzzeitpunkt 30.05.2018)

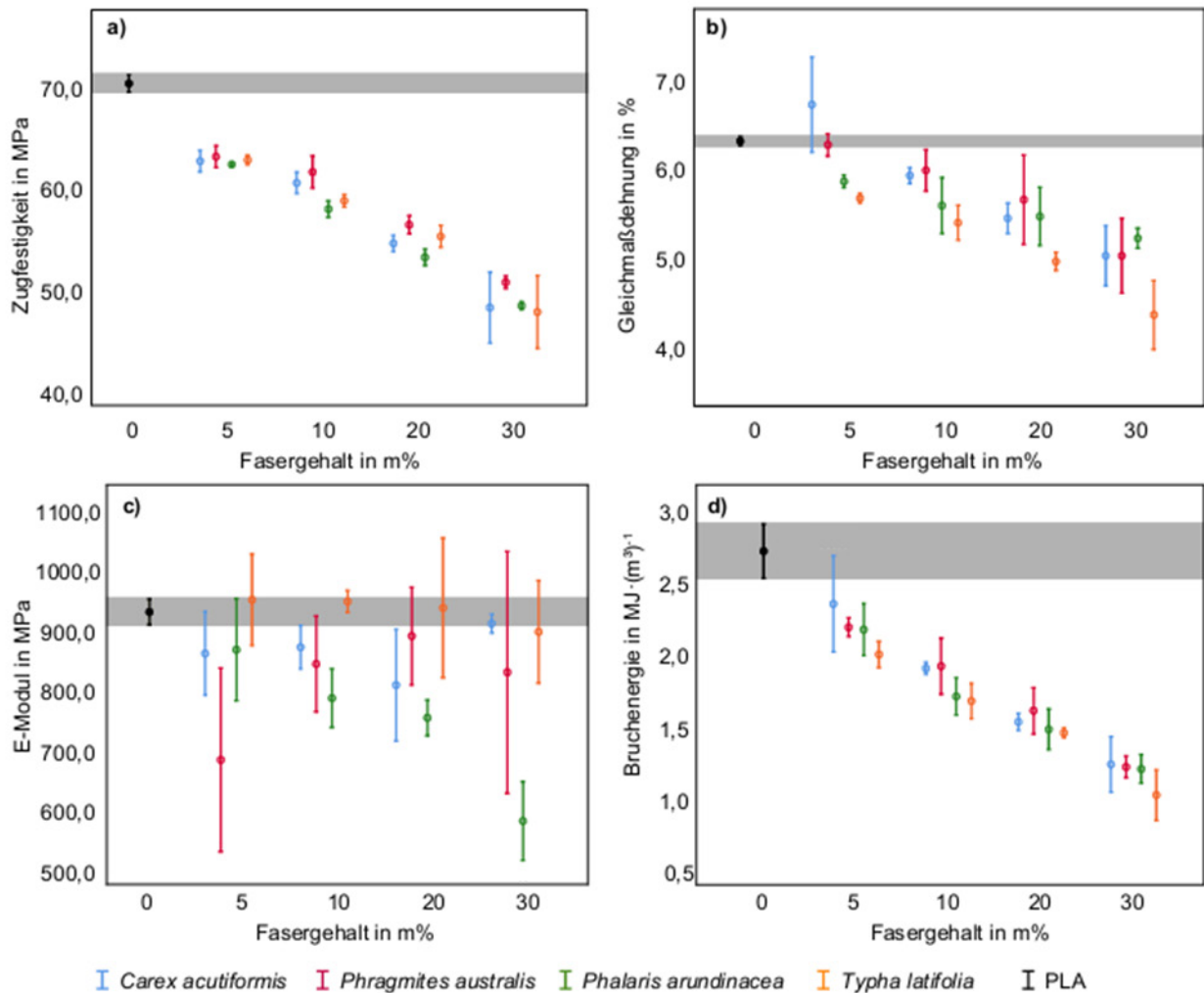


Abbildung 81 Zugfestigkeit (A), Gleichmaßdehnung (B), E- Modul (C) und Bruchenergie (D) der Naturfaserverbundwerkstoffe der Fraktion bei Unterschiedlichen Fasergehalten im Vergleich zu PLA.

Betrachtet man die Zugfestigkeit (Abbildung 81a) der Naturfaserverbundwerkstoffe in Bezug zum Fasergehalt so lässt sich feststellen, dass mit zunehmenden Fasergehalt die Zugfestigkeit der einzelnen Faserarten grundsätzlich, faserfraktionenunabhängig abnimmt. Weiterhin zeigt sich, dass alle Faserverbundwerkstoffe unabhängig ihres Fasergehalts deutlich unterhalb der Zugfestigkeit von PLA liegen. Betrachtet man die Unterschiede der Zugfestigkeit bei gleichen Fasergehalten, so lassen sich hierbei nur geringfügige, absolute Abweichungen der einzelnen Naturfasern untereinander feststellen. Bezüglich der Bruchenergie lässt sich ebenfalls eine Abnahme bei zunehmenden Fasergehalt, faserfraktionenunabhängig feststellen. Weiterhin zeigt sich, vergleichbar zu der Zugfestigkeit, nur ein geringfügiger Einfluss der unterschiedlichen Faserarten bei gleichem Faseranteil auf diesen Kennwert. PLA erreicht bei der Bruchenergie (Abbildung 81d), bis auf den Verbund mit 5 m% *Carex acutiformis* der Fraktion 0,5-0,85 mm, einen höheren Wert als die faserverstärkten Verbundwerkstoffe. Untersucht man den Fasergehalt einfluss auf die Gleichmaßdehnung (Abbildung 81b) so lässt sich hier, vergleichbar zur Zugfestigkeit und der Bruchenergie, eine Abnahme mit steigendem Fasergehalt erkennen. Die unterschiedlichen Faserarten weisen jedoch zumeist bei der Gleichmaßdehnung eine etwas höhere Streuung auf als bei der Zugfestigkeit und Bruchenergie. Es lassen sich weiterhin, anders als bei der Zugfestigkeit und der Bruchenergie auch einige Faserverbunde bei beiden Fraktionen feststellen. Dieser Einfluss lässt sich faserartspezifisch erkennen.

Betrachtet man die E-Module (Abbildung 81c) der unterschiedlichen Faserarten bei den verschiedenen Fasergehalten und Fraktionen, so lassen sich faserartspezifische Unterschiede feststellen. Es zeigt sich hierbei, dass bei *Typha latifolia* der Fraktion 0,18-0,5 mm das E-Modul, fasergehaltunabhängig deutlich geringer ist als das von PLA, wohingegen kein Unterschied bei der Faserfraktion von 0,5-0,85 mm festzustellen ist. Bei *Phragmites australis* zeigt sich, dass bei der Fraktion 0,18-0,5 mm bei 5, 20, und 30 m% ein höherer Unterschied zu PLA festzustellen ist, wohingegen bei der Fraktion 0,5-0,85 mm nur bei einem

Fasergehalt von 5 m% ein Unterschied zu PLA festgestellt werden kann. Die E-Module der mit *Phalaris arundinacea* verstärkten Faserverbunde zeigen, faserfraktionenunabhängig bei höheren Faseranteilen einen großen Unterschied zu PLA, wohingegen sich die Faserverbunde mit *Carex acutiformis* faserfraktionenunabhängig nicht bezüglich des E-Moduls von PLA unterscheiden.

Des Weiteren wurden die Fasern von *Typha latifolia* der Fraktion >0,18 mm mit einer Matrix aus PHB compounding und auf ihre mechanischen Eigenschaften hin untersucht. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 83-85 graphisch dargestellt. Der Faseranteil betrug dabei 5, 10, 20 und 30 Massen-%. Ähnlich den Versuchen mit PLA konnte auch bei PHB bei 30 Massen-% Fasern keine homogene Durchmischung mehr sichergestellt werden. Im Wesentlichen konnte festgestellt werden, dass sich die mechanischen Eigenschaften durch Zugabe der Fasern kaum veränderte. Die Bruchdehnung reicht von 4,3% bei reinem PHB hin zu 4,8% bei der Mischung mit 30 % Fasern. Der E-Modul sinkt mit steigendem Faseranteil. Die Zugfestigkeit sinkt von 35 MPa bei reinem PHB auf 26 MPa bei der Mischung mit 20 % Fasern.

Ähnlich den vorangegangenen Versuchen mit PLA kann auch hier von einer schlechten Faser-Matrix-Anbindung ausgegangen werden, sodass die Fasern mehr als Störstellen/Sollbruchstellen denn als Verstärkung dienen.

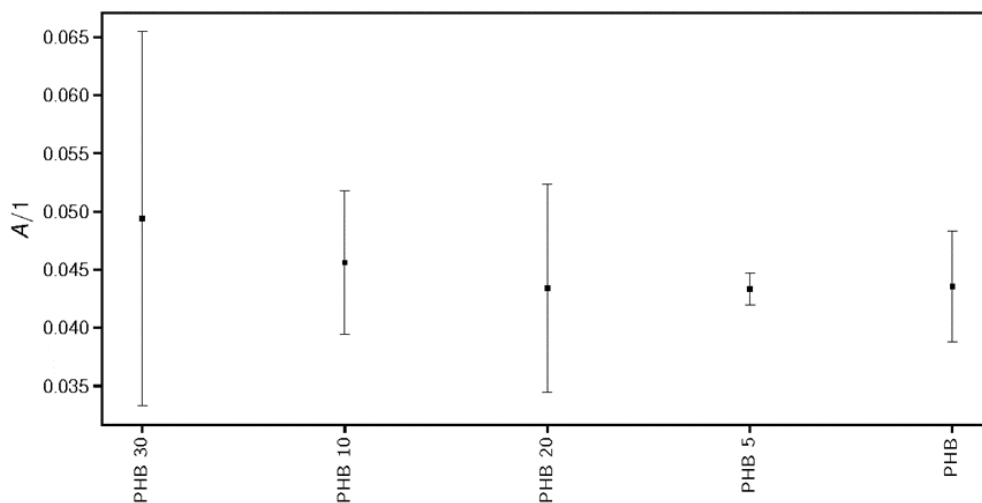


Abbildung 82 Bruchdehnung der untersuchten PHB-Mischungen

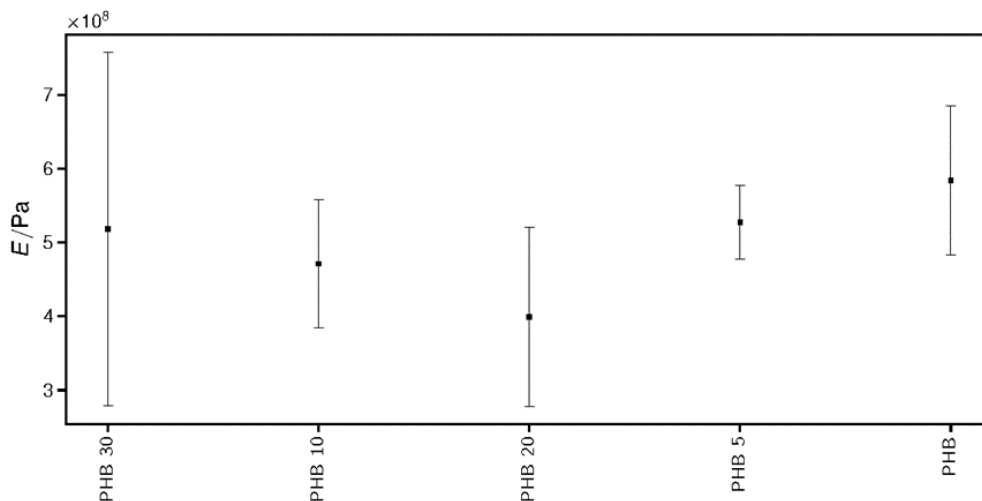


Abbildung 83 E-Module der untersuchten PHB-Mischungen

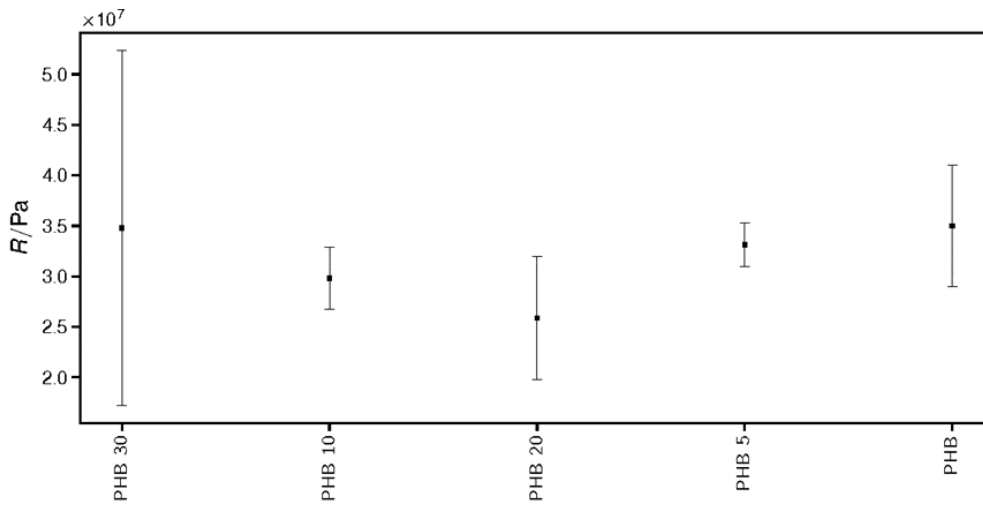


Abbildung 84 Zugfestigkeit der untersuchten PHB-Mischungen

Zuletzt wurde noch eine Versuchsreihe mit einem Prozesshilfsstoff (Vinnex 8880) durchgeführt. Um die Vergleichbarkeit der Versuchsreihen zu ermöglichen, wurden zunächst die Stoffeigenschaften von PLA und PLA ohne Compoundieren (o.C) geprüft. Die Zugfestigkeit und die Bruchdehnung des compoundierten PLAs sind niedriger als bei dem direkt im Spritzgusszylinder erhitzten PLA, vermutlich aufgrund der thermischen und mechanischen Belastung während des Durchlaufs durch den Extruder. Zusammengefasst sind die Ergebnisse in Tabelle 47. Die in diesem Versuch verwendeten Fasern wurden am 19.09.2018 geerntet.

Mit Zugabe von Vinnex sinken die Zugfestigkeitswerte um ca. 10 MPa pro 20% zugegebenem Vinnex. Die Bruchdehnung steigt dabei stark an, wobei die Ergebnisse bei dem Mischungsverhältnis von PLA zu Vinnex 60:40 m/m schlecht reproduzierbar sind. Diese Abweichungen können durch eine unzureichende Durchmischung im Compounder oder durch Präparationsartefakte verursacht worden sein.

Durch das Hinzufügen von Fasern des Gemeinen Schilfrohes (PA) kann eine konstante Zugfestigkeit von ca. 60 MPa erreicht werden, unabhängig von dem eingesetzten Verhältnis von PLA zur Faser. Die Bruchdehnung nimmt dabei entgegengesetzt zum steigenden Faseranteil ab, da die Bruchdehnung der Faser vermutlich geringer ist als die Bruchdehnung von PLA.

Die Zugfestigkeitswerte der Compounds aus PLA und Baumwolle (BA) sind bis zu einem Mischungsverhältnis von 80:20 m/m niedriger als bei reinem PLA. Bei einem Verhältnis von 70:30 m/m sind die Zugfestigkeitswerte mit durchschnittlich 75 MPa allerdings höher als bei reinem PLA. Diese ansteigenden Werte könnten aus der Substanzfestigkeit der Baumwolle resultieren. Die Bruchdehnung sinkt von durchschnittlich 3,5% bei dem Verhältnis von 95:05 um ca. 1% und damit weniger als bei dem Gemeinen Schilfrohr.

Das Absinken der Zugfestigkeit bei der Zugabe von Vinnex kann, ähnlich zu Mischungen aus PLA und Vinnex, auch in Blends mit Faserbeimischung beobachtet werden. Hierbei verringert sich die Zugfestigkeit bei einer Zugabe von 40% Vinnex um ca. 23%.

Die Zugfestigkeit der Prüfkörper aus PLA und Sumpfschilf (CA) sinkt mit zunehmendem Faseranteil um ca. 7% ab. Die Bruchdehnung nahm um ca. 0,8% pro zugegebenen 10% Faseranteil ab.

Bei den Mischungen aus PLA und den Samen des Breitblättrigen Rohrkolbens (TI) nimmt die Zugfestigkeit bei einem Mischungsverhältnis von 70:30 m/m um ca. 50% ab, stärker als bei den anderen getesteten Fasern. Diese starke Abnahme, sowie der große Unterschied der Zugfestigkeiten bei den Verhältnissen von 90:10 m/m und 80:20 m/m von fast 30% und die im Vergleich zu den anderen Fasern konstant hohe Bruchdehnung sind vermutlich auf den Ölgehalt der Samen zurückzuführen. Der erhöhte Wert der Bruchdehnung bei dem Mischungsverhältnis von PLA zur Faser von 80:20 m/m lässt in Kombination mit der hohen Standardabweichung von 2,3% darauf schließen, dass sich die korrekte Bruchdehnung näher an den Werten der anderen Compounds orientiert.

Tabelle 47 Ergebnisse der mechanischen Zugprüfung. Die fett gedruckten Mischungen wurden für die Versuche mit dem 3D-Drucker verwendet.

ID	E-Modul [MPa]	Zugfestigkeit [MPa]	Bruchdehnung [%]
PLA	2476 ± 586	67 ± 0,7	4 ± 1,0
PLA-o.C	2505 ± 800	68 ± 0,6	4 ± 1,0
PLA-2Vi80-20	2585 ± 664	59 ± 0,5	7 ± 2,2
PLA-2Vi60-40	2115 ± 90	50 ± 0,6	15 ± 10,0
PLA-1Pa-95-05	2145 ± 515	61 ± 0,7	4 ± 1,0
PLA-1Pa-90-10	2813 ± 448	60 ± 1,3	3 ± 0,3
PLA-1Pa-80-20	3892 ± 1277	60 ± 0,5	2 ± 0,4
PLA-1Pa-70-30	3294 ± 664	60 ± 2,0	2 ± 0,3
PLA-1Pa-60-40	4968 ± 183	61 ± 0,8	2 ± 0,2
PLA-3Ba-95-05	2453 ± 502	61 ± 2,0	4 ± 0,9
PLA-3Ba-90-10	2294 ± 468	62 ± 4,0	4 ± 1,0
PLA-3Ba-80-20	2626 ± 1323	67 ± 3,9	3 ± 0,6
PLA-3Ba-70-30	3875 ± 963	75 ± 3,6	3 ± 0,4
PLA-2Vi-1Pa-60-20-20	3095 ± 569	50 ± 0,7	3 ± 0,4
PLA-2Vi-1Pa-40-40-20	2409 ± 946	36 ± 1,0	3 ± 0,5
PLA-2Vi-3Ba-60-20-20	2310 ± 451	58 ± 1,8	3 ± 0,5
PLA-2Vi-3Ba-40-40-20	2214 ± 740	45 ± 1,1	3 ± 1,0
PLA-4Ca-95-05	2472 ± 187	59 ± 0,6	4 ± 0,3
PLA-4Ca-90-10	2713 ± 392	58 ± 0,4	4 ± 0,3
PLA-4Ca-80-20	2752 ± 500	55 ± 0,6	3 ± 0,2
PLA-4Ca-70-30	3461 ± 450	52 ± 1,3	2 ± 0,2
PLA-5Ti-95-05	2120 ± 460	57 ± 0,7	4 ± 0,9
PLA-5Ti-90-10	2436 ± 392	50 ± 1,3	5 ± 0,7
PLA-5Ti-80-20	2462 ± 505	33 ± 1,0	7 ± 2,0
PLA-5Ti-70-30	2663 ± 343	31 ± 1,5	4 ± 0,3

Die fett gedruckten Mischungen aus Tabelle 47 wurden für die Versuche mit dem 3D-Drucker verwendet. Die Ergebnisse aus den Zugprüfungen mit den gedruckten Prüfkörpern können den Abbildung 85, Abbildung 86 und Abbildung 87 entnommen werden. Die Zugfestigkeit der vorwiegend in Längsrichtung gedruckten Zugprüfkörper ist im Vergleich zu den anderen Druckrichtungen am höchsten. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Zugprüfkörper derart gedruckt sind, dass die Druckrichtung der Zugrichtung entspricht. Die in verschiedenen Druckrichtungen in den unterschiedlichen Druckschichten gedruckten Prüfkörper liegen mit ihrer Zugfestigkeit zwischen den vorwiegend in Längsrichtung und den vorwiegend in Querrichtung gedruckten Zugprüfkörpern. Die niedrigste Zugfestigkeit weisen die vorwiegend quer gedruckten Zugprüfkörper auf, da die Druckrichtung vorwiegend in einem 90° Winkel zu der Zugrichtung verläuft. Da diese einzelnen Querlinien druckbedingt nicht komplett miteinander verschmelzen, ist der Bereich, auf den die Zugkraft wirkt, kleiner als bei den anderen Druckrichtungen, was zu einer niedrigeren Zugfestigkeit führt. Im Vergleich zu den spritzgegossenen Zugprüfkörpern (Tabelle 47; nicht-fett gedruckt) nimmt die Zugfestigkeit der vorwiegend in Längsrichtung gedruckten Zugprüfkörper bei einem Mischungsverhältnis von 95:05 m/m bei dem Filament aus PLA und Sumpf Segge um ca. 13,5 %, bei dem Filament aus PLA und den Samen des breitblättrigen Rohrkolbens um ca. 14% ab. Bei einem Mischungsverhältnis von 80:20 m/m ist die Abnahme mit ca. 35 % bzw. 45 % deutlich höher. Daraus kann geschlossen werden, dass die einzelnen Druckschichten durch den höheren Faseranteil schlechter miteinander verschmelzen. Die Bruchdehnung der gedruckten Zugprüfkörper ist generell geringer als die der spritzgegossenen Zugprüfkörper. Die Ausnahme bei den Zugprüfkörpern aus PLA und den Rohrkolbensamen im Verhältnis 80:20 m/m ist vermutlich auf Mess- oder Materialfehler zurückzuführen, woraus auch die hohe Standardabweichung resultieren könnte (PLA-5TI-80-20, PLA-5TI-80-20-F-D). Die Werte der Bruchdehnung der Zugprüfkörper mit verschiedenen Druckrichtungen in den unterschiedlichen Druckschichten ist vermutlich deshalb die höchste der gedruckten Zugprüfkörper, da die unterschiedlichen Schichten so aufeinanderliegen, dass sie an vielen Punkten miteinander verschmelzen, wodurch die höchste Flexibilität gegeben ist. Der E-Modul der gedruckten Zugprüfkörper bei dem Mischungsverhältnis von 80:20 m/m ist aufgrund der niedrigen Zugfestigkeitswerte geringer als das der spritzgegossenen Zugprüfkörper. Bei dem Mischungsverhältnis von 95:05 m/m ist der E-Modul wegen der hohen Zugfestigkeit und der geringen Bruchdehnung teilweise höher als bei den mittels Spritzguss angefertigten Zugprüfkörper.

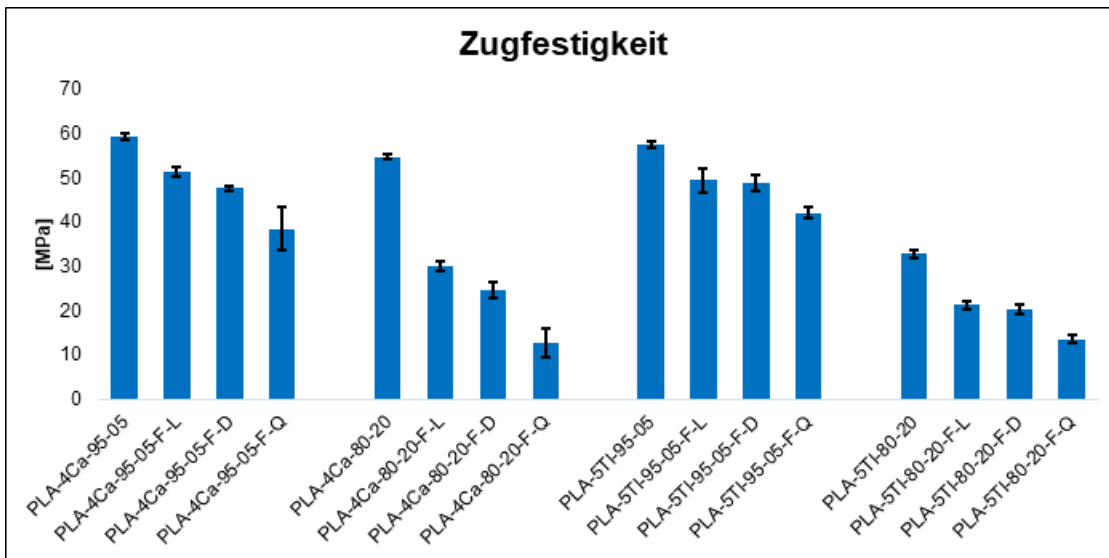


Abbildung 85 Zugfestigkeit der 3D-gedruckten Prüfkörper

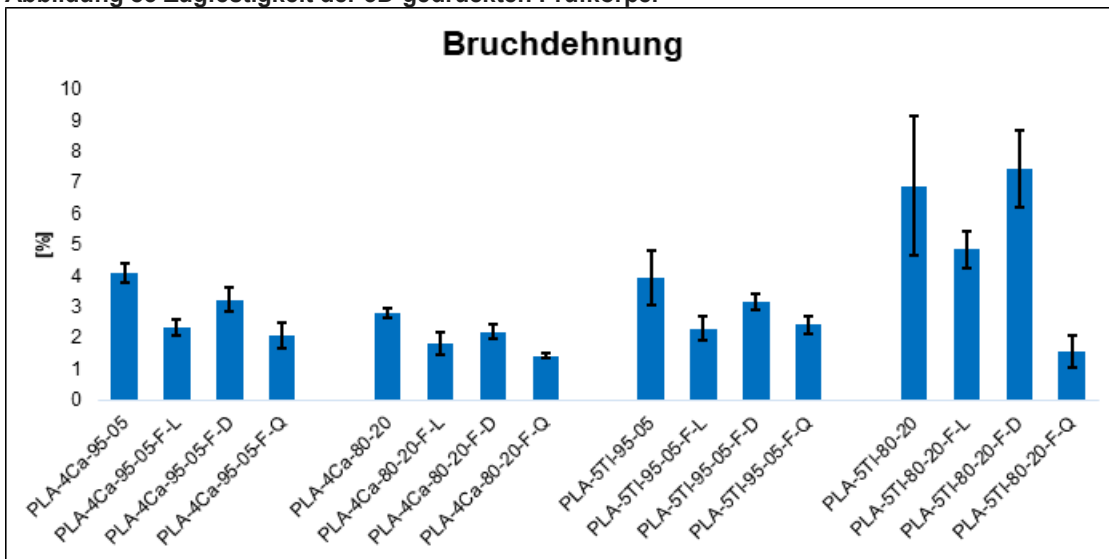


Abbildung 86 Bruchdehnung der 3D-gedruckten Prüfkörper

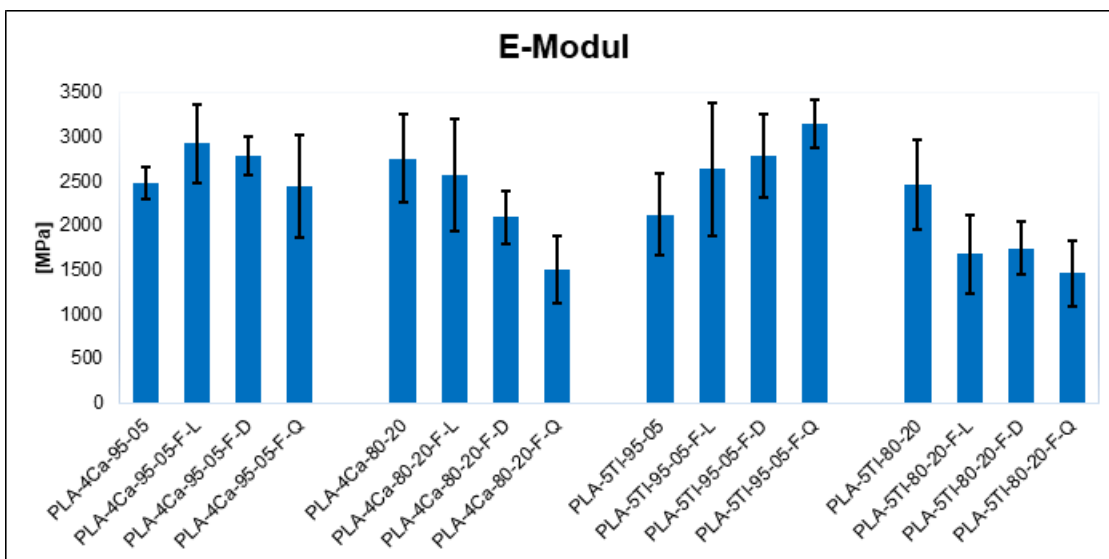


Abbildung 87 E-Modul der 3D-gedruckten Prüfkörper

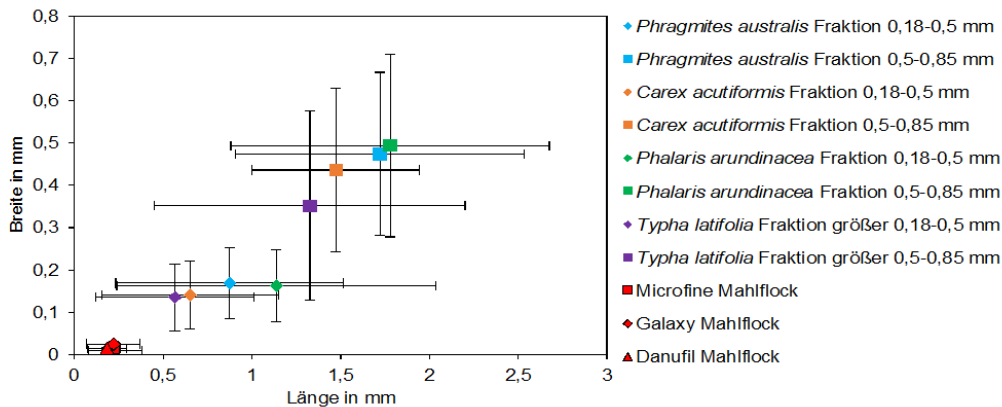


Abbildung 88 Längen-/ Breitenverteilung der Natur- und Viskosefasern mit Standardabweichungen

Aus den Werten der Faserlängen- und Faserbreitenbestimmung wurde jeweils der arithmetische Mittelwert der Länge und Breite einer Faserfraktion ermittelt und die Standardabweichung bestimmt. Es wurde hierbei von einer symmetrischen Abweichung zum Mittelwert ausgegangen. Die Ergebnisse hierzu sind in Abbildung 88 dargestellt.

Bei der Betrachtung der Mittelwerte der Faserlängen innerhalb der unterschiedlichen Naturfaserfraktionen, lässt sich bei beiden Fraktionen eine gleiche Abfolge der Pflanzenarten erkennen: *Typha latifolia* < *Carex acutiformis* < *Phragmites australis* < *Phalaris arundinacea*. Bei der Breitenverteilung lässt sich keine derartige Rangfolge ermitteln. Bezüglich der Breitenverteilung lässt sich jedoch feststellen, dass die mittlere Standardabweichung der Faserbreite bei der Fraktion mit 0,18-0,5 mm in Absolutwerten mit ca. 0,08 mm deutlich geringer ausfällt, als bei der Fraktion mit 0,5-0,85 mm mit ca. 0,21 mm. Die Standardabweichungen der Faserlängen beider Fraktionen hingegen liegen, in Absolutwerten mit ca. 0,62 mm bei der Fraktion 0,18-0,5 mm und ca. 0,76 mm bei der Fraktion 0,5-0,85 mm nahe beisammen. Vergleicht man die beiden Naturfaserfraktionen untereinander so fällt weiterhin auf, dass bei der Fraktion mit 0,5-0,85 mm die Zunahme der mittleren Faserlänge mit einer Zunahme der mittleren Faserbreite einhergeht. Dieser Zusammenhang lässt sich bei der Fraktion mit 0,18-0,5 mm kaum beobachten. Betrachtet man vergleichend die Faserlängen- und Faserbreitenverteilung der Viskosefasern so ist zu sehen, dass diese eine deutlich geringere Faserbreite aufweisen als die untersuchten Naturfaserfraktionen. Die Faserlänge hingegen liegt mitunter in einem Bereich, welcher auch von der Standardabweichung der Naturfaserfraktionen mit 0,18-0,5 mm abgedeckt wird. Weiterhin fällt auf, dass die Mittelwerte der Viskosefaserlängen und -breiten der unterschiedlichen Fasern, verglichen zu den Naturfasern, kaum variieren. Betrachtet man die absoluten Standardabweichungen, so zeigt sich nur eine sehr geringe Schwankung bezüglich der Viskosefaserbreiten, wohingegen die Faserlängen deutlicher variieren. Vergleicht man die Standardabweichungen der Naturfaserfraktionen mit denen der Viskosefasern, so ist hier eine deutlich größere, absolute Variabilität sowohl in der Faserlänge als auch Faserbreite zu erkennen. Bei den Mittelwerten des Verhältnisses aus Faserlänge zu Faserbreite (aspect ratio) der Naturfasern untereinander hat sich gezeigt, dass die Naturfasern der Fraktion 0,18-0,5 mm bis auf *Typha latifolia* ein etwas größeres, mittleres Verhältnis von Länge zu Breite aufweisen, als die der Fraktion 0,5-0,85 mm. Betrachtet man die Längen-/ Breitenverhältnisse der Naturfasern generell so lässt sich erkennen, dass *Phalaris arundinacea* der Fraktion 0,18-0,5 mm mit einem aspect ratio von 8,18 ein deutlich größeres, mittleres Länge-/ Breitenverhältnis als die anderen Naturfasern aufweist, welche Verhältnisse in einem Bereich von 4,43 bis 5,98 haben. Bezüglich der mittleren Längen-/ Breitenverhältnisse der Naturfasern zeigt sich vergleichend mit denen der Viskosefasern, dass diese bei den Viskosefasern grundsätzlich höher anzusetzen sind, als bei den untersuchten Naturfasern. Auch lässt sich eine größere, absolute Variabilität zwischen den einzelnen Faserarten bei den Viskosefasern feststellen. Vergleicht man die Viskosefasern untereinander so stellt sich heraus, dass es deutliche Unterschiede der verschiedenen Fasergeometrien bezüglich des aspect ratio gibt. Hierbei weist Galaxy Mahlflock (3,3 dtex) bei den Viskosefasern mit 9,17 das geringste, Danufil Mahlflock (1,7 dtex) mit 12,70 einen etwas höheren und Microfine Mahlflock (0,5 dtex) mit 26,80 ein deutlich höheres, mittleres Längen-/ Breitenverhältnis auf. Diese Abfolge verhält sich gegenläufig zur Feinheit der einzelnen Faserarten.

3.5.5 DISKUSSION

Üblicherweise werden faserartige Zuschlagstoffe zur Verbesserung der mechanischen Eigenschaften eines Polymerwerkstoffs eingesetzt. Diese verstärkenden Eigenschaften wären auch für den Einsatz von Fasern aus Paludikulturpflanzen wünschenswert, um das Einsatzgebiet derartiger Biomassematerialien zu erweitern. Daher wurden die grundlegenden materialtechnischen Eigenschaften von Paludikulturfasern-Polymer-Kompositen in umfangreichen Abmischungen für den Spritzguss und den 3D-Druck untersucht. Die mechanischen Eigenschaften eines Polymerwerkstoffs hängen von vielen Parametern ab, wie z.B. den Massenanteilen der beteiligten Inhaltsstoffe und den Prozessbedingungen. Es konnte gezeigt werden, dass die Zugfestigkeit, Gleichmaßdehnung und Bruchenergie von Prüfkörpern im Vergleich zum Matrixmaterial mit steigendem Fasergehalt unabhängig von der eingesetzten Faserfraktion abnimmt. Das ist in der Regel normal und wird so erwartet, belegt aber auch, dass die Zugabe von Naturfasern aus Paludikulturen keine Verbesserung der mechanischen Eigenschaften bewirkt. Die Werte der entsprechenden Elastizitätsmoduln sind eher unstrukturiert. Daher konnten keine allgemeingültige Abhängigkeit von dem Fasergehalt herausgearbeitet werden. Bei der Betrachtung des Einflusses der Schnittzeitpunkte der Fasermaterialien auf die mechanischen Eigenschaften der Verbundwerkstoffe zeigt sich, dass bei Berücksichtigung der Standardabweichungen der einzelnen Messreihen kein tendenzieller Einfluss des Schnittzeitpunktes herauszuarbeiten ist. Auf Grund bisheriger Versuche eignen sich Fasern aus Paludikulturen mit den bisherigen Herstellungsparametern nur bedingt als Verstärkungsfaser, eher als Füllstoff. Dies hat zum einen mit der Beschaffenheit des Rohmaterials zu tun. Eine vorherige Sortierung nach Blatt-, Bast-, Samen- und verholztem Material könnte zu besseren Ergebnissen führen. Bei Versuchen mit Hanfpflanzen, hat sich gezeigt, dass eine aufwendige Trennung in die verschiedenen Pflanzenbestandteile zu einer leichteren Weiterverarbeitung und damit zu besseren mechanischen Eigenschaften führt. Außerdem ist in der Literatur angeführt, dass Paludikulturen häufig eine Silikatschicht auf der Oberfläche besitzen, diese behindert eine gute Faser-Matrix-Anbindung. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Massenanteil an Faserfraktion kaum einen Einfluss auf die Verbesserung der mechanischen Eigenschaften des Verbundwerkstoffs hat. Die Wahl des Matrixpolymers ist weitestgehend irrelevant, bzw. Die Polymerkomposite verhalten sich wie erwartet, da sich die Fasermaterialien aus Paludikulturen in die gewählten Polymere erwartungsgemäß einarbeiten lässt. Als Additive wurde ein Standardadditiv für Biopolymere gewählt. In der Regel erniedrigt der Zusatz eines Additivs die mechanischen Eigenschaften eines Polymerkomposits. Das gewählte VINNEX®-Additiv macht Polymere wie PLA und PHB mit Naturfasern kompatibel. Die physikalischen Eigenschaften, insbesondere die Fließfähigkeit, kann nach Bedarf genau eingestellt werden und wurde hier für den Spritzguss und den 3D-Druck eingestellt und optimiert. Leider ist die Auswahl an biobasierten und bioabbaubaren Additiven auf diese Systeme begrenzt. Wie erwartet, sind die mechanischen Kennwerte mit steigendem Additivgehalt erniedrigt, so dass auch hier dem System Grenzen gesetzt sind. Der Einfluss des Additivs und seines Gehaltes, die Naturfaserart und –morphologie auf die Werkstoffqualität führt, wie hier gezeigt, zu geringeren mechanischen Kennwerten. Der Einsatz von Fasermaterialien aus Paludikulturen besitzt unter den hier untersuchten Bedingungen keinen Mehrwert bezüglich verbesserter Eigenschaften der Polymerwerkstoffe, sondern eignet sich lediglich als Füllstoff.

3.5.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Für den Einsatz von Biomassefasern aus Paludikulturen von Niedermoorböden als Additiv mit faserverstärkenden Eigenschaften in Polymerwerkstoffe müssen einige offene Fragen beantwortet werden. Ein paar wesentliche Punkte sind nachfolgend in Stichpunkten zusammengefasst:

- Entwicklung von Methoden, die eine Trennung der Fasermaterialien in seine morphologischen Bestandteile. Damit wären einheitliche Fraktionen gewährleistet, die reproduzierbare Ergebnisse erwarten lassen.
- Weiterhin konnte mit den vorhandenen Standard-Haftvermittlern (Additivsystem) kein überzeugendes Ergebnis erreicht werden. Die Suche oder Entwicklung nach einem geeigneten Additiv ist hier essentiell.
- Das Hochskalieren der polymertechnischen Verarbeitung und Prozesse vom Labormasstab in den Technikumsstab sowie die Erforschung der grundlegenden Materialbildungsprozesse und erhaltenen Materialstrukturen ist für die Etablierung einer Anwendung dieser Polymerkompositwerkstoffe unerlässlich.

3.6 DÄMM- UND BAUSTOFFPLATTEN

W. THEUERKORN, T. GROBKINSKY UND M. KRUS

Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurde das TYPHABOARD in seinen Eigenschaften weiter verbessert. Dazu wurden ganz unterschiedliche Bindemittel auf ihre Eignung zur Herstellung von dämmenden und belastbaren Platten aus *Typha* untersucht. Es zeigte sich, dass vor allem Magnesit und Albumin geeignete Bindemittel darstellen, letzteres mit Vorteilen bei der Bindekraft und Nachteilen in Bezug auf den Brandschutz. Zur Verbesserung der thermischen Eigenschaften wurden auch Materialoptimierungen durchgeführt, indem zum einen die aerenchymarmen Seitenbereiche abgetrennt wurden. Zusätzlich wurde ein dreischichtiger Materialaufbau realisiert, bei dem im Kernbereich gröbere Partikel mit geringerem Bindemittelbedarf und in den Deckschichten feinere Partikel für eine bessere Oberflächengüte eingesetzt wurden. Um diese Verbesserungsschritte zu ermöglichen, wurde die Schneidetechnik verbessert und ein Verfahren zur Abtrennung der aerenchymarmen Seitenbereiche entwickelt, aufgebaut und im Betrieb getestet. Es wurde auch Plattenmaterial aus im Donaumoos geerntetem Rohstoff hergestellt und dessen thermohygrischen Eigenschaften mit den Platten aus rumänischen Rohstoff verglichen. Zusätzlich wurde auch Probematerial aus *Typha latifolia* hergestellt, das aber aufgrund der anderen Blattstruktur und -qualität sowie der durchgeführten Erntetechnik schlechtere Eigenschaften aufweist. Umfangreiche hygrothermische Berechnungen zeigen, dass das entwickelte Material für zahlreiche Einsatzzwecke, wie Innendämmung, Dachdämmung sowie als Massivbaustoff für den Außenwandaufbau, hervorragend geeignet ist. Dies bedeutet, dass damit qualitativ hochwertige und damit hochpreisige Baustoffe hergestellt werden können. Dies ermöglicht den Landwirten hohe Erträge als wesentliche Voraussetzung für die Landwirte, überhaupt in die Paludikultur einzusteigen.

3.6.1 EINLEITUNG

Die Verwendung von *Typha* als Rohstoff für die Baustoffproduktion verknüpft zahlreiche ökologische und ökonomische Vorteile. Dies wurde bereits in von der DBU geförderten Projekten erfolgreich nachgewiesen (Pfadenhauer und Heinz, 2001, Theuerkorn et al. 2005). Bereits der *Typha*-Anbau trägt erheblich zur Reduzierung von CO₂-Emissionen bei (Faulstich, 2012), wesentlich mehr als der Holzanbau. Durch die besonderen strukturellen Eigenschaften lassen sich aus *Typha angustifolia* (Schmalblättriger Rohrkolben) Baustoffe erzeugen, die eine am Markt einmalige Kombination aus Dämmung und Tragwirkung bieten. Die besondere Eignung der Blattmasse von *Typha* für die Herstellung von innovativen Baustoffen ist bestimmt durch die Struktur der Pflanze. Die Blätter haben ein faserverstärktes Stützgewebe, ausgefüllt mit einem weichen, offenzelligen Schwammgewebe, was ihnen eine erstaunliche Statik und eine ausgezeichnete Dämmwirkung verleiht. Das Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP hat in den letzten Jahren in Zusammenarbeit mit dem Erfinder Dipl.-Ing. Werner Theuerkorn zahlreiche Labor- und Freilanduntersuchungen an unterschiedlichen Produktentwicklungen aus *Typha* durchgeführt. Im Laufe der Forschungsarbeiten entstand eine Vielzahl interessanter Produkte, von denen vor allem ein mineralisch gebundener, isotroper Plattenwerkstoff besonders positiv zu bewerten ist. Die neu entwickelte magnesitgebundene Typhaplatte weist trotz niedriger Wärmeleitfähigkeit von 0,055 W mK⁻¹ eine außerordentlich hohe Festigkeit und dynamische Stabilität auf, so dass sie auch statische Aufgaben bedienen kann. Dieser neue Baustoff bringt außerdem eine Reihe zusätzlicher positiver Eigenschaften mit:

- Nachwachsender Baustoff mit sehr hoher Schimmelpilzresistenz
- Guter Brand-, Schall- und sommerlicher Wärmeschutz
- Einfache Verarbeitbarkeit; mit allen gängigen Werkzeugen
- Relativ diffusionsoffen und kapillaraktiv
- Niedriger Energieaufwand bei Produktion
- Rückführbarkeit in den Stoffkreislauf

Die zu Projektbeginn bestehende, von Herrn Theuerkorn aufgebaute, Versuchsanlage (Abbildung 89) ist wie folgend beschrieben aufgebaut. Die wesentlichen Anlagekomponenten sind dabei die Längsschneide- und Querschneideeinrichtung, die Beleimtrommel, die Presse und die Pressformen. Über ein Förderband werden die verarbeitungsgerecht zugeschnittenen Partikel dem Zwischenspeicher entnommen und der Beleimtrommel zugeführt. Die mit Bindemittel versehenen Partikel werden in eine verschließbare Form gefüllt und in der Plattenpresse verdichtet. Anschließend werden die Formen zur Aushärtung der Platten entnommen und gelagert.



Abbildung 89 *Typha*-Stäbe nach dem Längsschnitt, Beleimtrommel und Plattenpresse.

Durch die Verwendung von *Typha* und dem Einsatz mineralischer Bindemittel kann unter geringem Energieaufwand ein nachhaltiges Produkt erzeugt werden. Die im Prozess notwendigen Wassermengen sind gering, sodass eine Lufttrocknung nach dem Abbindevorgang ausreichend ist.

Ferner wird mit dem Produkt aus Rohrkolben nicht nur, wie bei anderen Dämmstoffen auch, durch die Dämmwirkung Energie gespart, sondern bei einem späteren einfachen Rückbau ist dieses wieder voll in den Stoffkreislauf rückführbar. Somit ist das Produkt über den kompletten Lebenszyklus hinweg nachhaltig und ressourcenschonend. Durch den geringen Energiebedarf des Produktionsprozesses erscheint auch der Einsatz von regenerativen Energiequellen in hohem Maß in Zukunft möglich. Neben der Kohlenstoffbindung im Bauprodukt können die *Typha*anbauflächen für die Reinigung nährstoffbelasteter Oberflächenwässer bzw. zur Ertüchtigung von Kläranlagen genutzt werden sowie als Retentionsflächen zur Vermeidung von Überschwemmungen.

Das Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP und das Unternehmen *Typha* Technik haben bereits in eigenen Vorarbeiten einen ersten Baustoff aus *Typha* entwickelt - das mit Magnesit gebundene *Typhaboard*. Dieses weist trotz einer niedrigen Wärmeleitfähigkeit eine gute Festigkeit auf. Damit ergibt sich eine am Markt einmalige Kombination aus Dämmung und Tragwirkung, die auch bereits bei der Fachwerksanierung in der Praxis erfolgreich eingesetzt wurde (Theuerkorn et al. 2005).

3.6.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Eine aus Umweltschutzgründen wünschenswerte großflächige Vernässung von für die Landwirtschaft trockengelegten Niedermooren wird nur dann gelingen, wenn auf diesen Flächen weiterhin eine für den Besitzer auskömmliche Landwirtschaft betrieben werden kann. Dies bedeutet neben dem Anbau einer ertragreichen Paludikultur, dass der darauf gewonnene Rohstoff möglichst hoch vergütet wird, um dem Landwirt die Umstellung auf Paludikultur schmackhaft zu machen. Eine derartige Vergütung ist aber nur möglich, wenn aus dem Rohstoff in der Folge ein Produkt mit zahlreichen Alleinstellungsmerkmalen hergestellt wird, das somit auch zu relativ hohen Preisen am Markt etablierbar ist.

Somit besteht das Hauptziel des Vorhabens darin, das bestehende *Typhaboard*, möglichst unter Verwendung von im Projekt angebaute *Typha angustifolia*, weiter zu entwickeln und als wirtschaftlich besonders interessante Nutzung einer Paludikultur darzustellen.

Folgende Fragestellungen wurden im Zuge des Projektes bearbeitet:

1. Verbesserung der Schneidetechnik
2. Bindemittelvariation
3. Variation der Partikelanordnung
4. Ermittlung der relevanten Grundkennwerte
5. Ermittlung erweiterter feuchtetechnischer Kennwerte
6. Ermittlung akustischer Eigenschaften
7. Ermittlung der kompletten hygrothermischen Kennwerte
8. Vereinfachtes Life Cycle Assessment (LCA) für ein ausgewähltes Produkt
9. Hygrothermische Berechnungen zu Einsatzmöglichkeiten und –grenzen

3.6.3 MATERIAL UND METHODIK

Die Untersuchungen beschränken sich bewusst auf *Typha angustifolia* als für die Baustoffentwicklung am besten geeignetes Material. Die Anwendung von *Typha latifolia* wird nur in Form von Vorversuchen einbezogen. Für die Verbesserung der Baustoffeigenschaften werden die Eigenschaften der Typhapartikel variiert, sowohl durch Abtrennung von für die Dämmeigenschaften ungünstigen Bereichen als auch durch die Partikelgröße, und der Plattenaufbau abgewandelt. Außerdem kommen unterschiedliche Bindemittel sowie Applikations- und Abbindeverfahren zum Einsatz.

Für die Ergebnisbeurteilung werden die relevanten Materialkennwerte ermittelt und durch rechnerische Untersuchungen die Eignung des Produkts in unterschiedlichen Anwendungsbereichen, die Fehlertoleranz damit versehener Konstruktionen und die Einsatzgrenzen bestimmt, um letztendlich Schäden beim Kunden mit hoher Sicherheit ausschließen zu können.

3.6.4 ERGEBNISSE

Aufgrund der Vielzahl von Entwicklungsschritten werden im Folgenden der Übersichtlichkeit halber und zur Erhöhung der Lesbarkeit bei jedem Teilergebnis zuvor die für das Verständnis notwendigen Beschreibungen des Vorgehens und der Methodik im jeweils dafür erforderlichen Detail angegeben. Aus denselben Gründen erfolgt zumeist auch die Diskussion der Ergebnisse direkt im Anschluss an deren Vorstellung.

3.6.4.1 VERBESSERUNG DER SCHNEIDETECHNIK

Ganz wesentlich für die Produkteigenschaften ist die Erzeugung möglichst symmetrischer, stabförmiger Partikel, die jeweils sowohl das Stützgewebe als auch das Schwammgewebe enthalten. Ein Ansatz zur Reduktion der Dichte und damit auch der Wärmeleitfähigkeit besteht in einer höheren Partikelgröße. Für die Stabilität und die glatten Oberflächen sind aber Deckschichten mit schlanken Stäben erforderlich. Daher wurde die Schneideeinrichtung so umgebaut, dass beide Partikelgrößen hergestellt werden können.

Die Enden der sichelförmigen Blätter, die seitlich nah aneinander liegen, besitzen nahezu kein dämmendes Schwammgewebe. Um die Dämmeigenschaften der Platte weiter zu verbessern, wurde eine Anlage aufgebaut und getestet, um diese Bereiche vorab vom Blattbündel abzutrennen.

3.6.4.2 VARIATION DES BINDEMITTELS

Zur Optimierung des Typhaboards wurden die folgend aufgelisteten ganz unterschiedlichen Bindemittel in die Untersuchungen einbezogen: Gips, Kasein, Zement, Magnesit mit MgCl/MgSO₄, Blutalbumin, Kombi Magnesit/Blutalbumin.

Die Anwendung von Gips als Bindemittel führt zu Probekörpern mit sehr wenig Bindung der Partikel. Interessanterweise erreicht man durch eine Verdoppelung der Gipsmenge ein noch schlechteres Ergebnis. Auch Kasein führte einerseits zu relativ instabilen Probekörpern, die bei Kontakt mit Wasser aufgrund der Löslichkeit von Kasein weiter an Festigkeit verloren. Außerdem bewirkt das Kasein eine deutlich höhere mikrobielle Anfälligkeit.

Holzwohle-Leichtbauplatten werden zumeist mit Zement als Bindemittel hergestellt. Dies war Anlass, auch für das Typhamaterial den als besseres Bindemittel geltenden Zement auf dessen Eignung zu testen. Dabei kamen unterschiedliche Zementarten zum Einsatz, ein Grauzement und zwei Weißzemente. Die Versuche zeigen eine relativ geringe Biegefestigkeit. Bereits bei etwa 1 bis maximal 2 kg Belastung erhält man eine Durchbiegung von 1 cm. Vergleicht man dies mit einer Probeplatte mit Magnesit als Bindemittel, erkennt man

einen eklatanten Unterschied. Hier braucht es 16 kg für die gleiche Durchbiegung. Letztendlich scheint das Typhamaterial sogenannte Zementgifte zu enthalten, die auch nicht in ausreichendem Maße ausgewaschen werden können, weshalb bei der Anwendung von Zement keine ausreichenden Festigkeiten erzielt werden können. Bei den Zementgiften handelt es sich wahrscheinlich um die Polyphenole, die für die hohe mikrobielle Resistenz verantwortlich sind.

Es zeigt sich, dass die Variante mit Blutalbumin eine geringere Wärmeleitfähigkeit aufweist als die Variante mit Magnesit. Neben der Rohdichte hat auch der geringere Bindemittelanteil einen Einfluss auf die Wärmeleitfähigkeit.

Es wurde zusätzlich untersucht, inwieweit der Austausch des Magnesiumchlorids ($MgCl_2$) durch Magnesiumsulfat ($MgSO_4$) Einfluss auf die Produktfestigkeit hat. Hintergrund dabei ist, dass sich das Chlorid korrosiv auf metallene Verbindungselemente, wie z.B. Verschraubungen, auswirken kann. Auch wurde der Unterschied der beiden Varianten hinsichtlich der Methode der Bindemittelaushärtung (ohne Wärmezufuhr bzw. mit Heißdampf) untersucht. Es zeigte sich, dass der Einsatz von Magnesiumsulfat eine geringfügige Minderung der Druckspannung und eine etwas ausgeprägtere Reduktion der Biegefestigkeit des Produktes bei Aushärtung ohne Wärmezufuhr bzw. mit Heißdampf bewirkte. Auch wurden Versuche zur Aushärtung des Magnesits mit Heißdampf und unmittelbar nachgeschalteter Trocknung durchgeführt. Ein positiver Einfluss auf die Festigkeitseigenschaften konnte nicht festgestellt werden (siehe Tabelle 48).

Tabelle 48 Mittlere Druckspannung und mittlere Biegespannung ausgewählter Varianten

Parameter		Eigenschaften	
Aushärtung des Bindemittels	Bindemittel	Druckspannung bei 10 % Stauchung [kPa]	Biegefestigkeit [kPa]
Ohne Wärmezufuhr	Magnesit mit $MgCl_2$	55,7	418,6
	Magnesit mit $MgSO_4$	54,1	302,0
Mit Heißdampf	Magnesit mit $MgCl_2$	133,3	348,9
	Magnesit mit $MgSO_4$	123,5	295,9
	Magnesit + Blutalbumin	84,1	300,2
Heißdampf + Trocknung	Magnesit	123,7	345,9

Die Versuche mit einer Mischung aus Magnesit und Albumin als Bindemittel hatten den Zweck, möglichst die Vorteile beider Bindemittel zu kombinieren. Aufgrund seiner deutlich höheren Bindekraft ist bei Albumin ein wesentlich geringerer Bindemittelbedarf gegeben. Dies führt zu geringeren Rohdichten und damit zu niedrigeren Wärmeleitfähigkeiten. Der Zusatz von Magnesit hat die Verbesserung der Brandeigenschaften zum Ziel. Die Probe mit Magnesit und Blutalbumin konnte keine gesteigerten Festigkeiten des Produktes im Vergleich zu den aufgeführten Varianten mit Magnesit erzielen.

3.6.4.3 OPTIMIERUNG DER PARTIKELGEOMETRIE UND DES PLATTENAUFBAUS

Ausgangspunkt für den Ansatz eines geschichteten Materials waren die Überlegungen, mit einem dreischichtigen Aufbau des Boards gegenüber dem klassischen *Typha*-Board das spezifische Gewicht des Plattenmaterials und damit auch die Wärmeleitfähigkeit λ zu senken. Die Kernschicht des dreischichtigen Plattenaufbaus wird mit wesentlich größeren Partikeln versehen als die Deckschichten, was zur Folge hat, dass insgesamt die Partikeloberflächen und damit der Kleberbedarf kleiner werden. Dies wiederum hat zur Folge, dass das spezifische Gewicht sinkt und damit der λ Wert.

Tabelle 49 listet als Übersicht die wesentlichen Parameter der Versuche zur Plattenherstellung auf. So wurden u.a. Untersuchungen zur Verwendung von Magnesiumsulfat ($MgSO_4$) als Bestandteil des Magnesit-Bindemittels durchgeführt. Die hergestellten Platten wurden teilweise sowohl mit Heißdampf als auch ohne produziert. In Bezug auf Rohdichte und Wärmeleitfähigkeit bewirkt der Ersatz des $MgCl$ durch $MgSO_4$ keine nennenswerten Änderungen.

Tabelle 49 Übersicht der wesentlichen Parameter der Versuchsreihe mit dreischichtigem Aufbau.

Var.	Bindemittel / Variation	Streuung	Aushärtung	Rohdichte [kg/m ³]	Wärmeleitfähigkeit [mW/mK]
1	Magnesit mit MgCl	maschinell, 3-schichtig, opt. Partikel	kalt	154	45.
2	Magnesit mit MgSO ₄	maschinell, 3-schichtig, opt. Partikel	kalt	155	44
3	Magnesit mit MgCl	maschinell, 3-schichtig, opt. Partikel	Heißdampf	152	44
4	Magnesit mit MgSO ₄	maschinell, 3-schichtig, opt. Partikel	Heißdampf	154	45

3.6.4.4 ERMITTLUNG AKUSTISCHER EIGENSCHAFTEN

Die akustischen Eigenschaften des Typhaplattematerials wurden nach der Norm DIN EN ISO 10140 im Türenprüfstand durchgeführt. Abbildung 90 zeigt links einen Teil der eingesetzten Messtechnik und rechts die eingebaute und zu vermessende Typhaplatte. Es ergibt sich für dieses Typhaboard ein bewertetes Schalldämmmaß R_w von 24 dB. Dies entspricht ziemlich genau dem, was nach dem Massegesetz zu erwarten ist. Eine merkliche Erhöhung des Schalldämmmaß durch die Struktur bzw. Flexibilität des Materials scheint somit nicht gegeben zu sein. Im Vergleich zu den meisten anderen Dämmstoffen hat man aber aufgrund der höheren Rohdichte trotzdem ein besseres Schalldämmmaß



Abbildung 90 Ansicht eines Teils der eingesetzten Messtechnik (links) und die eingebaute und zu vermessende Typhaplatte (rechts).

3.6.4.5 VORVERSUCHE MIT *TYPHA LATIFOLIA*

Im Gegensatz zu *Typha angustifolia* muss beim Anbau von *Typha latifolia* keine Überstauung der Anbaufläche erfolgen. Hier ist es ausreichend, wenn der Wasserstand nahe Bodengleiche liegt. Zwar ist der zu erwartende Ertrag pro Hektar deutlich niedriger als bei *typha angustifolia* (mit zeitweiser Überstauung), dafür ist es aber möglicherweise leichter, bei den Landwirten eine Bereitschaft zum Anbau von *Typha* zu erzeugen, wenn keine Überstauung stattfinden muss.

Typha latifolia wird bereits auf wenigen Flächen angebaut, bzw. natürliche Bestände genutzt, und als Einblasdämmung eingesetzt. Für Einblasdämmungen kann allerdings kein Kosten deckender Marktpreis erzielt werden, da man damit (ohne nennenswerte Vorteile für den Kunden, wie z.B. hoher Brandschutz) in Konkurrenz zur Einblasdämmung aus Zellulose steht, die für extrem niedrige Kosten von zum Teil unter 30 €/m³ erhältlich ist. Dies bedeutet, dass nur durch höherwertige Materialien, wie z.B. Massivbaustoffe mit besonderen Kundenvorteilen und Plattenware, die auch statische Aufgaben mit übernehmen kann, ein langfristig subventionsfreier Anbau mit ausreichend Gewinn für den Landwirt möglich sein wird.

Das Ziel der im folgenden beschriebenen Vorversuche bestand deshalb darin, aus *Typha latifolia* Baustoffe mit Mehrwert zu entwickeln, die eine gute Chance haben, am Markt rentable Verkaufserlöse zu generieren und dabei, soweit möglich, ähnliche Kunden- und Umweltvorteile zu bieten wie das bereits entwickelte

magnesitgebundene Typhaboard aus *Typha angustifolia*. Dies sind vor allem der Verzicht auf Biozidzugabe oder Flammschutzmittel bei trotzdem guten Brandschutzeigenschaften sowie eine hohe Nachhaltigkeit.



Abbildung 91 Ansicht des aus Mecklenburg-Vorpommern gelieferten Material aus *Typha latifolia*. Das Material wurde direkt nach der Ernte gehäckselt.

Aus diesem Rohstoff (siehe Abbildung 92) wurden, analog wie bei der Plattenherstellung aus *Typha angustifolia*, Proben hergestellt. Der wesentliche Unterschied besteht zunächst darin, dass keine kompletten Typhablattbündel zur Verfügung standen, um daraus spezifische, geeignete Partikel herzustellen. Abbildung 92 zeigt damit hergestellte Probeplatten, wobei die wesentlichen Herstellungsdaten im Bild mit aufgeführt sind. Es wurden auf diese Weise Platten mit nur geringfügig höherer Dichte als beim Standard-Typhaboard aus *Typha angustifolia* hergestellt. Das Ergebnis sind ebenfalls Platten mit relativ hoher Festigkeit, allerdings liegt mit *Typha latifolia* die Wärmeleitfähigkeit mit 0,065 W/mK deutlich höher. Dies ist wahrscheinlich zum einen in dem geringeren Schwammgewebeanteil von latifolia und zum anderen in der ungünstigeren Partikelgeometrie begründet.



Var. 1 hohe Rohdichte

Kenndaten:

Typha Latifolia 750 gr

Längsschnitt 3mm

Querschnitt 70mm

Magnesit 600 gr

Sole 550 ml

In der Trommel gemischt

Rohdichte: 288 kg/m³

WLF: 0,0647 W/mK

Abbildung 92 Probeplatten mit hoher Rohdichte aus *Typha latifolia*. Die wesentlichen Herstellungsdaten sind im Bild mit aufgeführt.

3.6.4.6 VEREINFACHTE LCA

Die hier vorliegende ökobilanzielle Betrachtung der Innendämmungsplatten aus *Typha* bezieht sich auf die Bereitstellung und den Transport der Vorprodukte, sowie auf die Produktion des Endproduktes. Alle relevanten Material- und Energieflüsse des Herstellungsprozesses werden in die ökobilanzielle Betrachtung miteinbezogen. Die Daten für die Modellierung der Herstellung des *Typha*-Dämmmaterials stammen vom

Hersteller. Für Parameter, die durch Primärdaten nicht abgedeckt werden können, werden Literatur- und Datenbankdaten genutzt oder es werden durch Erfahrungswerte gedeckte Annahmen getroffen.

Nach der Auswertung dieses Basisszenarios, das der jetzigen Herstellung der Magnesitgebundenen Typhaplatte entspricht, erfolgt eine Sensitivitätsberechnung mithilfe von acht Szenarien:

Szenario 1: *Typha* Ernte in Deutschland mit Hilfe einer dieselbetriebenen Erntemaschine. Die Transportstrecke innerhalb Deutschlands wird auf 200 km festgesetzt.

Szenario 2: Magnesiumsulfat anstelle von Magnesiumchlorid. Ersteres wird als Nebenprodukt der Kalisalzherstellung angenommen und geht somit lastenfrei in die Bilanzierung ein.

Szenario 3: Lufttrocknung der Dämmplatten.

Szenario 4: Gesamter Energieverbrauch bei der Herstellung wird ausgehend vom Basisszenario halbiert, um herauszufinden wie stark sich der Prozess dadurch optimieren lässt.

Szenario 5: Kombination Szenarien 1, 2 und 3.

Szenario 6: Kombination Szenarien 1 und 2.

Szenario 7: Kombination Szenarien 2 und 3.

Szenario 8: Kombination Szenarien 2 und 4.

Auswertung und Interpretation Basisszenario

Die höchsten Beiträge zum Versauerungspotenzial (AP) und zum Eutrophierungspotenzial (EP) kommen durch den Transport zustande (Abbildung 93). Beim Treibhauspotenzial (GWP) und dem Ozonschichtabbaupotenzial (ODP) überwiegen die Beiträge der Produktion. Beim Primärenergiebedarf (PE) liefert der Rohstoffabbau den größten Beitrag.

Vergleichsszenarien

Beim Treibhauspotential zeigt sich das Wachstum der Pflanzen in der Lebenszyklusphase „Anbau und Ernte“ mit einem negativen Beitrag, der die Einbindung von CO₂ während des Pflanzenwachstums widerspiegelt. Die Beiträge von Transport und Produktion, verursacht durch die Verbrennung fossiler Kraftstoffe, spielen eine untergeordnete Rolle.

Die folgende Abbildung 94 zeigt das Treibhauspotential der einzelnen Szenarien, wobei die Szenarien 1-4 einzelne Änderungen enthalten, und die Szenarien 5-8 Kombinationen der vorangegangenen darstellen.

Szenario 1 bezieht sich auf die Verkürzung des Transportweges von 1670 km auf 200 km. Trotz der in Deutschland zusätzlich anfallenden maschinellen Ernte reduzieren sich die Umweltwirkungen um bis zu ca. 30 %. Die Szenarien 2-4 beziehen sich auf Veränderungen im Produktionsprozess. Wie oben beschrieben nimmt die Herstellung des Magnesitklebers innerhalb der Produktion eine dominante Rolle ein. Das spiegelt sich auch in den dargestellten Ergebnissen: die Szenarien 3 und 4 bewirken keine signifikanten Änderungen der Ergebnisse, der Ersatz von Magnesiumchlorid durch Magnesiumsulfat zeigt jedoch deutliches Verbesserungspotential in allen Kategorien außer dem erneuerbaren Primärenergiebedarf. Dieses hohe Verbesserungspotential beim Magnesitkleber spiegelt sich auch in allen aufgeführten Szenarien wider, da das Szenario 2 in allen hier vorkommenden Szenarien mit enthalten ist.

Differenzierter betrachtet beinhaltet das Szenario 5 (Anbau und Ernte in Deutschland, Magnesiumsulfat, Lufttrocknung) die höchsten Einsparpotentiale, gefolgt vom Szenario 6 (Anbau in Deutschland, Magnesiumsulfat). Die Szenarien 7 und 8, die zusätzlich zum Magnesiumsulfat die Szenarien 3 und 4 kombinieren, zeigen aus den oben genannten Gründen geringere Einsparpotentiale.

3.6.4.7 HYGROTHERMISCHE MATERIALKENNWERTE

Während der einzelnen Versuche zur Optimierung des *Typha*-Boards durch Variation des Bindemittels, der Partikelanordnung, der Herstellungsart oder anderer Parameter wurden zur Kontrolle des Einflusses bzw. des Erfolgs unterschiedliche Materialparameter bestimmt. Diese Ergebnisse sind zur einfacheren Lesbarkeit und Interpretation der Einflüsse auf die Materialeigenschaft an der jeweiligen Stelle aufgeführt. Aus diesem Grund werden in diesem Kapitel nur die Ergebnisse der Materialkennwertbestimmungen des im Rahmen

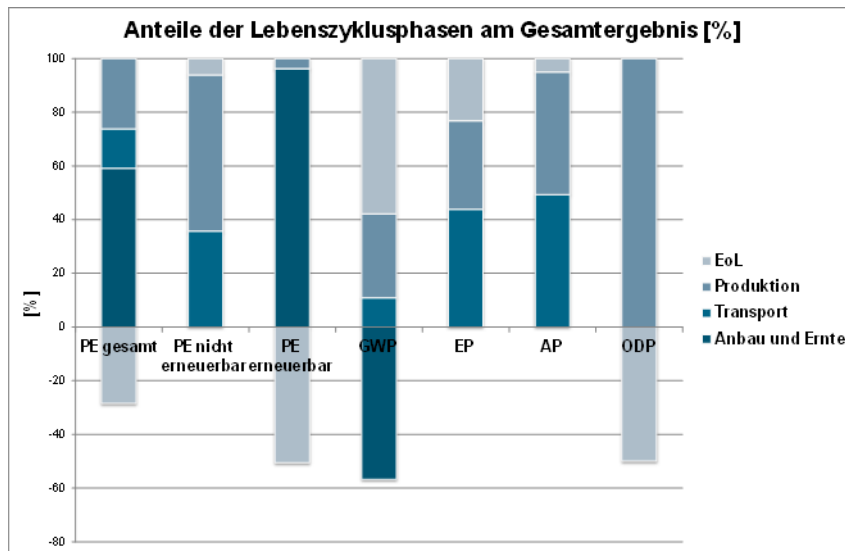


Abbildung 93 Ergebnisse LCA Typhadämmstoff, Lebenszyklusphasen relativ. Bedeutung der Abkürzungen PE: Primärenergie; GWP: Global Warming Potential; AP beschreibt das Versauerungspotenzial, ODP das Ozonschichtabbaupotenzial und EoL das End of Life.

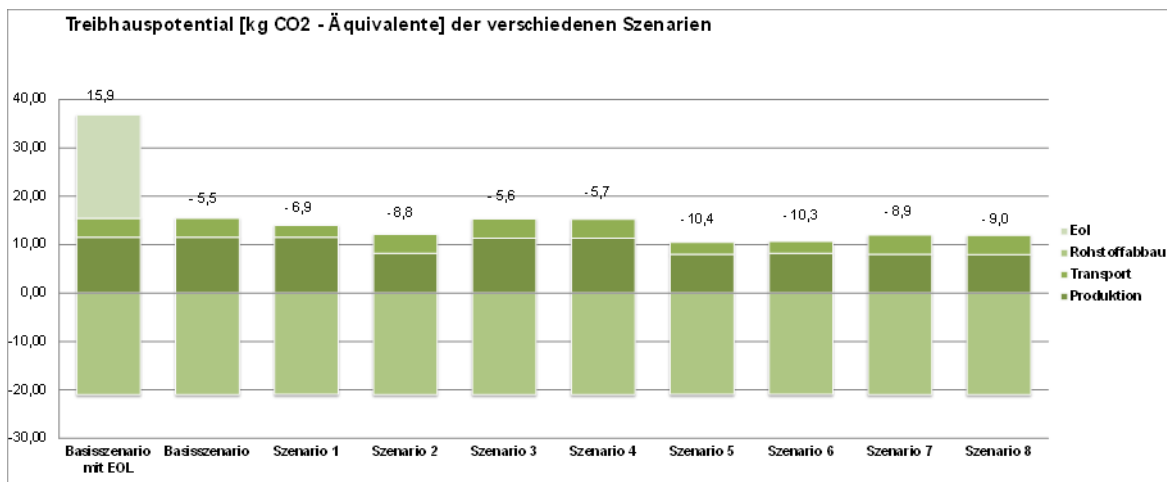


Abbildung 94 Ergebnisse Treibhauspotential für alle betrachteten Szenarien.

dieses Projektes optimierten Produkts zusammengefasst und mit dem zu Beginn des Vorhabens vorliegenden Typhaboard verglichen und bewertet.

Tabelle 50 zeigt die Ergebnisse mit Material aus dem Donaumoos. Vergleicht man diese Materialeigenschaften mit denen des „Original-Typhaboards“ ergeben sich in Bezug auf den Diffusionswiderstand nur geringfügige Unterschiede, die im Wesentlichen im Rahmen der Messgenauigkeit liegen. Die Wasseraufnahmekoeffizienten liegen für dieses Material aber um mehr als den Faktor 2 höher. Auch die Wärmeleitfähigkeit dieses Materials liegt mit 0,063 W/mK deutlich höher, was in geringeren Querschnitten und damit merklich geringerem Aerenchymanteil dieses Materials begründet sein dürfte. Im Rahmen dieses Projektes wurden auch Materialoptimierungen durchgeführt, indem zum einen die aerenchymarmen Seitenbereiche abgetrennt wurden. Zusätzlich wurde ein dreischichtiger Materialaufbau realisiert, bei dem im Kernbereich gröbere Partikel mit geringerem Bindemittelbedarf und in den Deckschichten feinere Partikel für eine bessere Oberflächengüte eingesetzt wurden. Vergleicht man die Materialeigenschaften des auf diese Weise thermisch optimierten Materials mit denen des Produktes vor Projektbeginn (siehe Tabelle 51) wird, deutlich welche Verbesserungen erzielt worden sind. Die Rohdichte konnte von 270 kg/m³ auf 155 kg/m³ gesenkt werden, was eine Reduktion der Wärmeleitfähigkeit des trockenen Materials von 0,56 W/mK auf einen Wert von 0,44 W/mK bewirkt. Mit dieser Absenkung der Rohdichte ist eine Reduktion der Wasserdampfdiffusionswiderstandszahl verbunden, um nahezu den gleichen Faktor von 28 auf 18,3. Wie sich diese Erhöhung der Diffusionsoffenheit auswirkt, zeigen die im folgenden Kapitel durchgeführten hygrothermischen Berechnungen für unterschiedliche Bauanwendungen des Typhaboards.

Tabelle 50 Hygrothermische Kennwerte des Typhaboards aus im Donaumoos geerntetem *Typha angustifolia* und fotografische Abbildung des Probenmaterials.

Probe Nr.	Eigenschaft	Einheit	Ergebnis	
			Einzelwerte	Mittelwert
B6	Rohdichte trocken (40 °C, trockene Umluft)	[kg/m ³]	295	274
B7			276	
B8			251	
B21	Reindichte	[kg/m ³]		1420
B21	Porosität	[%]		80,6
B1	Diffusionswiderstandszahl μ (23-0/50)	[-]	30	28
B2			21	
B3			34	
B1	Diffusionswiderstandszahl μ (23-50/93)	[-]	22	21
B2			16	
B3			26	
B4	Wasseraufnahmekoeffizient w_{1h}	[kg/m ² □h]	6,5	6,6
B5			6,8	
B4	Wasseraufnahmekoeffizient w_{4h}	[kg/m ² □h]	4,6	4,7
B5			4,9	
B4	Wasseraufnahmekoeffizient w_{24h}	[kg/m ² □h]	2,6	2,6
B5			2,5	
B9	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 65 % r.F.	[Vol.%]	3,25	3,24
B10			3,26	
B11			3,22	
B12	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 80 % r.F.	[Vol.%]	5,31	5,32
B13			5,31	
B14			5,34	
B15	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 93 % r.F.	[Vol.%]	11,06	10,54
B16			10,36	
B17			10,21	
B18	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 97 % r.F.	[Vol.%]	13,55	13,54
B19			13,63	
B20			13,44	
B6	Freie Wassersättigung	[Vol.%]	57,1	52,8
B7			53,9	
B8			47,6	



Tabelle 51 Zusammenstellung der feuchtetechnischen Materialkennwerte der thermisch optimierten *Typha*-Dämmung und fotografische Abbildung des Probenmaterials

Probe Nr.	Eigenschaft	Einheit	Ergebnis	
			Einzelwerte	Mittelwert
D10	Rohdichte trocken (40 °C, trockene Umluft)	[kg/m ³]	157	155
D11			159	
D12			151	
D25	Reindichte	[kg/m ³]		1021
D25	Porosität	[%]		84,82
D1	Diffusionswiderstandszahl μ (23-0/50)	[-]	20,4	18,3
D2			17,3	
D3			17,3	
D4	Diffusionswiderstandszahl μ (23-50/93)	[-]	- ¹⁾	16,5
D5			17,2	
D6			15,7	
D7	Wasseraufnahmekoeffizient w_{1h}	[kg/m ² □h]	4,2	4,3
D8			4,2	
D9			4,4	
D7	Wasseraufnahmekoeffizient w_{4h}	[kg/m ² □h]	2,8	2,8 ²⁾
D8			2,7	
D9			2,8	
D7	Wasseraufnahmekoeffizient w_{24h}	[kg/m ² □h]	1,6	1,6
D8			1,5	
D9			1,6	
D13	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 65 % r.F.	[Vol.%]	1,35	1,33
D14			1,29	
D15			1,34	
D16	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 80 % r.F.	[Vol.%]	2,12	3,09
D17			3,06	
D18			3,10	
D19	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 93 % r.F.	[Vol.%]	6,43	6,37
D20			6,24	
D21			6,44	
D22	Feuchtegehalt bei 23 °C u. 97 % r.F.	[Vol.%]	7,73	7,44
D23			7,44	
D24			7,15	
D10	Freie Wassersättigung	[Vol.%]	53,4	50,4
D11			50,12	
D12			47,62	
Kapillartransportkoeffizient für Saugen	D_{W80} [m ² /s]	80 % r.F.	$4,8 \cdot 10^{-11}$	
	D_{W100} [m ² /s]	100 % r.F.	$3,2 \cdot 10^{-8}$	
	D_{W80} [m ² /s]	80 % r.F.	$2,0 \cdot 10^{-12}$	
Kapillartransportkoeffizient für Weiterleiten	D_{W93} [m ² /s]	93 % r.F.	$9,0 \cdot 10^{-12}$	
	$D_{W99,5}$ [m ² /s]	99,5 % r.F.	$1,0 \cdot 10^{-9}$	
	D_{W100} [m ² /s]	100 % r.F.	$3,2 \cdot 10^{-8}$	



3.6.4.8 RECHNERISCHE UNTERSUCHUNGEN ZU EINSATZGRENZEN

Die Einsatzmöglichkeiten der neu entwickelten Baustoffe hängen, neben den statischen, stark von den bauphysikalischen Eigenschaften ab. Mit Hilfe der am Fraunhofer IBP entwickelten hygrothermischen Berechnungsprogramme der WUFI®-Familie (Künzel, 1994; Künzel, 1999) kann für verschiedene Einsatzbereiche in Abhängigkeit von den Randbedingungen die Funktionstauglichkeit überprüft werden. Dabei werden folgende Anwendungen rechnerisch untersucht: Innendämmung; Dachdämmung; Massivaußenwand. Diese Untersuchungen werden dabei jeweils mit dem für die jeweilige Anwendung als geeignetsten eingeschätzten Material und jeweils für Freiburg, Würzburg und Hof als typische Standorte mit warmen, mittlerem und kaltem Klima in Deutschland durchgeführt.

Zur Untersuchung der Einsatzgrenzen des *Typha*-Baustoffs aus im Donaumoos geerntetem Material sowie aus thermisch optimierten Material wurden umfangreiche hygrothermische Berechnungen durchgeführt. Beim Einsatz als Innendämmung wurde von einer 9 cm dicken Dämmschicht auf Ziegelmauerwerk nahe dem Mindestdämmstandard ausgegangen. Beim Einsatz der thermisch optimierten Platte als Aufdachdämmung wurde für alle Standorte ausgehend von einer sehr dichten Innenbeplankung aus OSB mit dahinterliegender Dampfbremse der Innenseitige Diffusionswiderstand schrittweise reduziert, mit letztendlich innenseitig lediglich einer doppellagigen Gipskartonplatte. Die Berechnungen für die Anwendung als dämmender Massivwandbaustoff wurde ebenfalls mit beiden Materialqualitäten durchgeführt, wobei von einer Wanddicke von 24 cm ausgegangen wurde.

Auch die mit WUFI®-Bio (Sedlbauer, 2001; Krus und Sedlbauer, 2011) durchgeführten Berechnungen zur Ermittlung des Schimmelpilzwachstumsrisikos ergeben für die in Frage kommenden Positionen völlig unkritische Mould-Indizes, nicht nur bei fehlerfreier perfekter Ausführung, sondern auch unter Annahme von typischen Undichtheiten oder Hinterlüftung mit feuchtwarmer Innenraumluft.

Neben einer potentiellen Schimmelpilzproblematik ist für die Beurteilung der Dauerhaftigkeit bzw. Funktionsfähigkeit eines Dachaufbaus vor allem die Belastung des Dachstuhls von Bedeutung. Eine Beurteilung, ob es bei den Dachsparren zu einer Feuchtebelastung mit dem Risiko des Wachstums Holz zerstörender Organismen kommt, ist rechnerisch nur durch eine zweidimensionale hygrothermische Simulation möglich. Die Beurteilung findet hierbei nach dem neuen WTA-Merkblatt statt, das eine Richtlinie für die Bewertung von holzerstörenden Pilzen beinhaltet (WTA, 2016). Auch hierbei ergeben sich ausschließlich als unkritisch einzustufende Ergebnisse.

In allen diesen Anwendungsfällen ergibt sich ein völlig unkritisches Verhalten. Dies gilt bei der Innendämmung sogar dann noch, wenn über Undichtheiten die Innendämmung mit 1m³ pro laufenden Meter und Jahr mit feuchtwarmer Raumluft hinterlüftet wird. Auch bei der Aufdachdämmung führt ein zusätzlicher Feuchteintrag durch Undichtheiten (angesetzt wurden in den Wintermonaten eine jährliche Feuchteintragsmenge von 1000 g) nicht zu feuchtetechnischen Problemen durch Schimmelpilzwachstum.

3.6.5 DISKUSSION

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen zum einen, dass zahlreiche Standardbindemittel, wahrscheinlich aufgrund der Polyphenolgehalte von *Typha*, nicht für die Verklebung von Typhapartikeln geeignet sind. Mit anderen Bindemitteln, wie z.B. Albumin, kann aufgrund dessen höherer Bindekraft die Rohdichte abgesenkt und damit die Dämmwirkung des Baustoffs verbessert werden, dies allerdings auf Kosten der durch das Magnesit bewirkten äußerst positiven Brandschutzeigenschaften sowie der mikrobiellen Resistenz. Auch mit Magnesit kann durch einen dreischichtigen Aufbau eine niedrigere Rohdichte und Wärmeleitfähigkeit erreicht werden, mit Abstrichen bei der Festigkeit. Durch Beaufschlagung mit übersättigtem Heißdampf kann innerhalb weniger Minuten eine Aushärtung bewirkt werden. Die Bestimmung der hygrischen Kennwerte an Platten auf Basis des im Donaumoos geerntetem *Typha angustifolia* ergibt Werte vergleichbar mit denen auf Basis von Rohstoff aus Rumänien. Die hygrothermischen Berechnungen belegen, die positiven bauphysikalischen Eigenschaften dieses Materials und dessen Fehlertoleranz beim praktischen Einsatz. Die Materialkennwertbestimmungen an Typhaplatten aus Rohstoff unterschiedlicher Provenienz zeigen, dass das Produkt relativ unempfindlich gegenüber Materialeigenschaftsschwankungen des Rohstoffs ist. Allerdings beeinflussen die Anbaubedingungen wesentlich die erzielbaren Ertragsmengen. Da der Rohstoff eine recht geringe Rohdichte aufweist, sind nur geringe Transportwege wirtschaftlich und ökologisch sinnvoll. Aus diesem Grund sind kleinere Fertigungsanlagen nahe der Anbauflächen größeren Anlagen eindeutig vorzuziehen. Ein Konzept für eine wirtschaftlich einsetzbare, kontinuierliche Fertigungsanlage ist entwickelt worden.

3.6.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Um die definierten Klimaziele bis 2040 zu erreichen, stehen wir heute vor einer Reihe von Notwendigkeiten. Eine von diesen ist die Wiedervernässung der in den letzten Jahrhunderten trocken gelegten Niedermoorböden. Um dies zu erreichen, erscheint es zwingend geboten, den Grundstückseignern bzw. den Landwirten Kulturen für die Nassbewirtschaftung vorzuschlagen, deren Erlöse zumindest den Erlösen der Trockenbewirtschaftung gleichkommen.

Typha, insbesondere *Typha angustifolia*, erweist sich nach bisherigen Untersuchungen als einzige Pflanze geeignet, diese Forderung grundsätzlich erfüllen zu können. Im Folgenden sollen daher die Schritte, die zu dieser Erkenntnis führten, im groben Schritten beschrieben werden.

Vor 21 Jahren endete im Jahr 2001 das bisher einzige, abgeschlossene Forschungsprojekt, das die Beurteilung von *Typha*-Kulturen auf wiedervernässten Niedermoorböden zum Ziel hatte und bei dem bewusst auch eine Überstauung der Flächen einbezogen wurde. Der Forschungsschwerpunkt lag auf den landschaftsökologischen Aspekten und war im Donaumoos, dem größten bayerischen Niedermoorgebiet, angesiedelt. Aus Sicht der Landschaftsökologie zeigte sich dieses Projekt als für Jahrzehnte wegweisend, da der Nachweis gelang, dass mit *Typha*-Kulturen die Reduzierung von CO₂ Emissionen verbunden werden konnte, zusammen mit weiteren Umweltvorteilen wie Nährstoffabbau in den zufließenden Gewässern und positiven Effekten bei der Biodiversität.

Das Donaumoos-Projekt und die anschließenden Materialentwicklungsprojekte hatten gezeigt, dass wohl nur die Nutzung der intakten *Typha*-Blattstruktur, diesem Zusammenspiel von Schwamm- und Stützgewebe in Form von mit scharfen Messern geschnittenen Makropartikeln, zu hochwertigen Baustoffen und Konstruktionselementen führen wird, die auch hohe Rohstoffpreise rechtfertigen.

Dabei ergeben sich aber noch folgende wesentliche Fragestellungen:

- Wie sehen die optimalen Bedingungen für die Erzeugung von *Typha angustifolia* aus pflanzenbaulicher Sicht aus, bezüglich der Qualität und Menge in Abhängigkeit von Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit sowie Bodenbeschaffenheit.
- Können Bestände mit *Typha angustifolia* als Wasserretentionsflächen einen Beitrag leisten angesichts der zunehmenden Wasserverknappung bzw. der zunehmenden Starkregenereignisse?
- Wie wirken sich unterschiedliche Nährstoffkonzentrationen auf die CH₄-Emissionen aus bei zeitweise, bzw. periodisch überstauten *Typha*-Anbauflächen?
- Stellen die an überstauten Anbauflächen gemessenen CH₄-Emissionen einen dauerhaften Austrag dar oder nehmen diese Emissionen langfristig ab?

3.7 EINSTREU

S. GUTERMUTH UND T. EICKENSCHIEDT

Zusammenfassung

Im Arbeitspaket Einstreu wurde die Biomasse von Sumpf-Segge, Schilf, Rohrglanzgras und breitblättrigem Rohrkolben hinsichtlich ihrer Einstreuqualität als Häckselgut oder Pellets für die Boxenhaltung von Pferden untersucht. Die Beurteilung der Einstreuqualität erfolgte im Vergleich zu Referenzmaterialien die am Markt frei erhältlich sind. Zur Beurteilung der Einstreuqualität wurden die Parameter maximale Wasseraufnahmekapazität, die potentielle Staubentwicklung der Materialien beim einstreuen, das Treibhausgas- Emissionsverhalten über eine Verbleibdauer von sieben Tagen in der Box nach Urin-Applikation, das Ammoniakbindepotenzial sowie anhand von hygienischen Aspekten wie der Gesamtkeimzahl an Pilzen und Hefen bestimmt. Auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen können alle Paludikulturpflanzen bedenkenlos als Einstreumaterialien empfohlen werden, wenn sie zuvor pelletiert wurden. Bei der Pelletierung sollte allerdings die Rohdichte der Pellets für Einstreumaterialien optimiert werden. Die gehäckselten Paludikulturen zeigen alle sehr hohe Staubemissionen, die eine Nutzung ohne vorherige Entstaubung, wie sie analog bei den Referenzmaterialien ebenfalls erfolgt sind, nicht zulassen würde.

3.7.1 EINLEITUNG

In Deutschland besaßen im Jahr 2022 eine knappe Million Menschen ein Pferd und haben somit Bedarf an einer Einstreu (Statistika, 2022). Aktuell verbringen Pferde, insbesondere Leistungssportpferde, bis zu 23 Stunden am Tag im Stall. Insgesamt ist die Innenboxhaltung mit über 90% die häufigste Haltungsform (Korries, 2003; Petersen et al., 2004). Für die Pferdegesundheit ist die Stallluft ein kritischer Faktor. Die relevanten Parameter, welche maßgeblich durch das Einstreu- Material bestimmt werden, sind unter anderem Staubgehalt, Gaskonzentration, Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit. Somit hat die Einstreu einen wesentlichen Einfluss auf die Gesundheit der Pferde. Weiterhin beeinflusst es auch das Wohlbefinden der Tiere, welche eine trockene Liegefläche bevorzugen (BMVEL, 2009), wobei die Saugfähigkeit und die maximale Wasseraufnahmekapazität der Einstreu wichtige Aspekte sind. Pferde besitzen einen leistungsstarken Atmungsapparat (Mazan, 2022), allerdings auch ein empfindliches Atmungssystem, weshalb Atemwegserkrankungen mit zu den häufigsten inneren Erkrankungen bei Pferden zählen (Holcombe, 2001). Es zeigt sich, dass die Boxenhaltungsmethode und die oft dadurch bedingte mindere Luftqualität für mehrere Atemwegserkrankungen verantwortlich ist (Gerber et al., 2003, Vandenput et al., 1998).

Bei der Stallhaltung von Tieren entstehend diverse Gase wie Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4) oder auch Ammoniak (NH_3). Letzteres entsteht durch die Zersetzung von Harnstoff aus Urin oder Kot (Bakermeier et al., 1974). Es bildet mit Wasser eine stark reizende Lauge, die auch im feuchten Milieu der Atemwege entsteht und die Lunge und Bronchien angreift sowie die Augen reizt. Eine dauerhafte Belastung erhöht zudem die Infektanfälligkeit. Aufgrund der hohen Schädlichkeit von Ammoniak ist für Pferdeställe ein Richtwert von 10 ppm angegeben worden (BMVEL, 2009). Kohlenstoffdioxid (CO_2) wird am meisten vom Tier selbst produziert, kann aber auch durch mikrobielle Zersetzung von Urin und Kot entstehen. In der Boxenhaltung steigt bei schlechter Durchlüftung die Konzentration kontinuierlich an (Van Caenegem und Wechsler, 2002). Methan (CH_4) wird beim Abbau von organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen (ohne Sauerstoff) produziert (Schlegel, 1992). Allerdings ist die Produktion bei Wiederkäuern deutlich höher als bei Pferden (Wilkerson et al., 1994). Parallel zu den Gasen, stellen Staub- Partikel in der Luft eine Belastung dar. Oft sind diese Staub-Partikel anorganischer Natur, aber auch Mikrobakterien zählen dazu und gelten als Bestandteile der Umgebungsluft (Seedorf und Hartung, 2002). Laut Pearson und Sharples (1995), stellt die Einstreu, nach dem Futter, die zweithäufigste Quelle von Partikeln in der Luft dar. Staub wird nach ISO 7708 (1995) in verschiedene Größen kategorisiert. PM10 ist der Grobstaub und gilt als thorakale Fraktion, also dringt bis zur Lunge vor. PM2.5 ist der Feinstaub und gilt als Alveolen gängige Fraktion, dringt damit bis

in die Bronchien und auch die Lungenbläschen ein. Für Menschen liegt der Tages-Grenzwert bei $50 \mu\text{g m}^{-3}$ für PM10. Für PM2.5 gibt es nur einen Jahres-Grenzwert, der bei $25 \mu\text{g m}^{-3}$ liegt. Für Pferde gibt es noch keinen Richtwert (Deutsche Forschungsgemeinschaft, 2001). Durch den „belebten“ Anteil in den Partikeln, welche Mikroorganismen wie Bakterien, Hefen oder auch Pilze beinhalten, werden durch die Luft leicht Krankheiten weitergetragen oder auch Allergien ausgelöst (Müller et al., 1977). Für die Fütterung von Heu gibt es Orientierungswerte für die hygienische Beschaffenheit (ITF, 2018), da aber Pferde auch an der Einstreu knabbern, sollten an die Einstreu ähnliche Ansprüche gestellt werden.

Die Gewinnung von Einstreumaterial von Nasswiesen wird heute wegen seiner guten Saugfähigkeit wieder geschätzt (DVL, 2014). Dieses Vermarktungsfeld kann potenziell mit Produkten von Paludikultur-Pflanzen gefüllt werden. Es gibt diverse Untersuchungen von unterschiedlichsten Einstreumaterialien in Bezug auf Wasseraufnahmekapazität (Ferle et al. 2015), Gasentwicklung (Flemming et al. 2008) und Staubbelastung (Herholz et al. 2020). Spezifische Untersuchungen hinsichtlich der Einstreuqualität von Schilf, Seggen, Rohrkolben oder Rohrglanzgras aus Paludikulturen sind bisher aber nicht erfolgt.

3.7.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

In diesem Arbeitspaket wurden Paludikultur-Pflanzen hinsichtlich ihrer Eignung als Einstreumaterial im Vergleich zu Referenz- Einstreumaterialien, die am Markt frei erhältlichen sind, getestet. Zur Einschätzung der Einstreuqualität wurden die Parameter maximale Wasseraufnahmekapazität, die potentielle Staubentwicklung der Materialien beim einstreuen, das Treibhausgas- Emissionsverhalten über eine Verbleibdauer von sieben Tagen in der Box nach Urin Applikation, das Ammoniakbindepotenzial sowie hygienische Aspekte anhand der Gesamtkeimzahl an Pilzen und Hefen definiert. Ziel war es anhand dieser Parameter die Einstreuqualität der Paludikulturpflanzen zu bewerten.

Folgende Fragestellungen wurden untersucht:

- 1) Unterscheiden sich Paludikulturpflanzen in ihrer Qualität von am Markt frei erhältlichen Einstreumaterialien?
- 2) Welchen Effekt hat eine Pelletierung verglichen mit gehäckseltem Material auf die Einstreuqualität der Paludikulturpflanzen?

3.7.3 MATERIAL UND METHODIK

3.7.3.1 PROBENMATERIAL

Die Probenmaterialien teilen sich in zwei Kategorien auf. Die Paludikultur-Pflanzen (Breitblättriger Rohrkolben, Sumpf-Segge, Rohrglanzgras und Schilf) und die Referenzmaterialien (Weichholz- Späne, Stroh, Hanf, Dinkel und Roggen). Für die Paludikulturen gibt es zu jeder der vier Pflanzen, eine gehäckselte und eine pelletierte Form. Bei den Referenzen gibt es drei gehäckselte Varianten (Weichholz- Späne, Weizenstroh, Hanf) und drei pelletierte Formen (Weichholz- Späne, Roggen- und Dinkelstroh). Die 14 unterschiedlichen Materialien sind in Tabelle 52 und Abbildung 95 dargestellt.

Tabelle 52 Auflistung der Verwendeten Einstreumaterialien inkl. der im weiteren verwendeten Abkürzung (Kürzel).

ID	Art	Pflanze	Form	Kürzel
1	Paludikultur	Breitblättriger Rohrkolben (<i>Typha latifolia</i>)	Häcksel	Tla-H
2	Paludikultur	Sumpf- Segge (<i>Carex acutiformis</i>)	Häcksel	Caf-H
3	Paludikultur	Rohrglanzgras (<i>Phalaris arundinacea</i>)	Häcksel	Par-H
4	Paludikultur	Schilf (<i>Phragmites australis</i>)	Häcksel	Pau-H
5	Paludikultur	Breitblättriger Rohrkolben	Pellets	Tla-P
6	Paludikultur	Sumpf- Segge	Pellets	Caf-P
7	Paludikultur	Rohrglanzgras	Pellets	Par-P
8	Paludikultur	Schilf	Pellets	Pau-P
9	Referenz	Weichholz- Späne	Häcksel	Referenz-Weichholz-H
10	Referenz	Stroh	Häcksel	Referenz-Stroh-H
11	Referenz	Hanf	Häcksel	Referenz-Hanf-H
12	Referenz	Weichholz	Pellets	Referenz-Weichholz-P
13	Referenz	Dinkel	Pellets	Referenz-Dinkel-P
14	Referenz	Roggen	Pellets	Referenz-Roggen-P



Abbildung 95 Bilder der 14 verschiedenen Einstreumaterialien. In der oberen Reihe sind die gehäckselten Materialien, in der unteren Reihe die pelletierten Materialien dargestellt. Die ersten vier Bilder von links stellen die Paludikultur-Materialien da, die drei rechten Bilder zeigen die verwendeten Referenz-Materialien.

Das Pflanzenmaterial für das Häckselgut wurde im Februar 2022 geerntet. Nach der Ernte wurde es bei 40 °C für 48 h getrocknet und danach mit einem Laborhäcksler (Hege, Wintersteiger, mit Anpassung durch LfL) auf 10 cm Länge zerkleinert. Die Pellets wurden im Zuge des Pelletier- Versuches vom TFZ für das Modul 3.2 im Jahr 2019 hergestellt. Die Referenzmaterialien wurden im Jahr 2018 gekauft. In der Tabelle 53 sind die Hersteller, das Packgewicht und der Preis aufgeführt.

Tabelle 53 Art, Hersteller, Preis und Gewicht der Packungsgröße der Referenzmaterialien

ID	Art	Hersteller	Preis	Gewicht
1	Weichholz Späne	German Horse Span	8,36 €	20 kg
2	Weizenstroh	Hippo Gold	8,22 €	20 kg
3	Hanfhäckselgut	Hemparade	8,74 €	14 kg
4	Weichholz Pellets	German Horse Pellet	5,94 €	14 kg
5	Dinkelpellets	Inno4Pellet	7,85 €	20 kg
6	Roggenpellets	Louven	8,69 €	25 kg

3.7.3.2 BESTIMMUNG DER MAXIMALEN WASSERAUFNAHMEKAPAZITÄT

Zur Bestimmung der maximalen Wasseraufnahmekapazität wurde von jedem Untersuchungsmaterial 20 g in einen Crispac-Beutel (Baumann Saatzuchtbedarf GmbH, Waldenburg) gefüllt. Pro Untersuchungsmaterial wurden 4 Wiederholungen angelegt (n = 56 Proben). Die befüllten Beutel wurden anschließend für 24 Stunden in ein Wasserbad getaucht. Nach Ablauf der Zeit wurde das Wasser abgelassen und die Materialien konnten für 10 min abtropfen. Danach wurden die Beutel erneut gewogen um die maximale Wasseraufnahmekapazität der Originalmasse (WAK_{OM}) nach 24 Stunden zu berechnen (Ferle et al., 2015). Zur Bestimmung der maximalen Wasseraufnahmekapazität der Trockenmasse (WAK_{TM}) wurden die Probebeutel für 24 Stunden bei 105 °C getrocknet und erneut gewogen (Ferle et al., 2015). Um zu überprüfen, inwieweit die pelletierten Materialien aufgrund ihrer Verarbeitung eine langsamere Wasseraufnahme aufweisen, wurden die pelletierten Materialien für weitere 24 Stunden in ein Wasserbad gelegt, bevor sie bei 105 °C bis zur Gewichtskonstante getrocknet wurden.

3.7.3.3 SCHWEBSTAUBENTWICKLUNG

Zur Ermittlung der Schwebstaubentwicklung der 14 Untersuchungsmaterialien wurden jeweils separat 200 g Trockenmasse in eine Kunststoffbox abgefüllt und verschlossen. Die Kunststoffbox ist vorab so präpariert worden, dass ein Partikelmessgerät (Mini-Partikelmessgerät BQ20; Trotec GmbH, Heinsberg) seitlich durch einen IPON- Kabelverschraubung (Firma Kleinhuis mit einem Durchmesser 20 cm) für die Analyse eingeführt werden konnte. Das verwendete Partikelmessgerät ist dafür ausgelegt, dass es die zwei Partikelgrößen, PM2.5 und PM10 zeitgleich erfassen kann. Zusätzlich wurden die Lufttemperatur und die Luftfeuchtigkeit gemessen. Nach dem Verschließen der Kunststoffbox wurde diese manuell, dreimal kräftig mit einer auf- ab-Bewegung geschüttelt. Danach wurde die Box abgestellt und unmittelbar die erste Partikelmessung (T_0) vorgenommen. 30 Sekunden nach dem Schütteln erfolgte eine weitere Messung. Um zu untersuchen, wie schnell die Staubpartikelkonzentration der beiden unterschiedlichen Fraktionen abnahm, wurden die

Partikelmessungen für insgesamt 20 Minuten durchgeführt (Messintervall: erste bis vierte Minute in 1-minütigen Abständen, vierte bis zwanzigste Minute in 2-minütigen Abständen). Je Untersuchungsmaterial wurden 4 Wiederholungen durchgeführt (n=56).

3.7.3.4 BESTIMMUNG DES TREIBHAUSGAS-EMISSIONSPOTENTIALS

Der Versuch zum THG- Emissionsverhalten und dem Ammoniakbindungspotenzial wurde parallel an denselben Proben durchgeführt. Hierzu wurden die acht unterschiedlichen Paludikulturmaterialien und die vier unterschiedlichen Referenzmaterialien jeweils dreifach repliziert (n=36) in gasdicht-verschließbare Glasgefäße (500 ml Volumen) befüllt und über die Versuchsdauer von 7 Tagen in einer Klimakammer auf gleichbleibender Temperatur von 20 °C bei 60 % Luftfeuchtigkeit inkubiert. Bedingt durch das unterschiedliche Volumen der Einstreumaterialien wurde eine Einstreumenge von 62 g bei den Pellets und 14 g bei dem Häckselgut pro Glas definiert, um in etwa die ähnliche Einfüllmenge zu erreichen. Die Einfüllmenge orientierte sich dabei an der durchschnittlichen Einstreumenge für eine 12 m² Box. Die Proben mit den Häckseln wurden nach dem Einfüllen mit einem runden Löffel (Stiel um 90° gebogen) mit gleichem Druck leicht komprimiert. An Tag Null wurde einmalig pro Inkubationsglas 24 ml Urin auf die Einstreu appliziert. Die Menge wurde anhand der Urin-Beprobungen im Vorfeld abgeschätzt. Dabei wurde eine durchschnittliche Urinmenge von 1 Liter bezogen auf eine Fläche von 0,16 m² ermittelt. Die einmalige Applikation simuliert dabei ein einmaliges Urinieren. Der applizierte Urin bestand aus 1,05 % Gesamtstickstoff mit 2483 mg NH₄-N l⁻¹ bei einem pH-Wert von 8,7. Der Urin wurde über einen Zeitraum von 8 Wochen von zwei unterschiedlichen Pferden (Haflinger und Deutsches Reitpony) gesammelt und unmittelbar nach der Probenahme bei etwa 5°C bis zur Applikation in gasdicht verschlossenen Gefäßen gelagert. Einen Tag vor der Applikation wurden alle Teilproben zu einer Mischprobe vereint und in einem gasdicht verschlossenen Behälter auf 30°C erwärmt.

Es wurde die Flüsse der Spurengase Kohlenstoffdioxid (CO₂), Wasserdampf (H₂O), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) erfasst. Die zwei erstgenannten Gase wurden parallel, täglich über einen Zeitraum von 7 Tagen gemessen, wobei an Tag 5 und 6 keine Messungen durchgeführt wurden. Die erste kombinierte CO₂/ H₂O Messung erfolgte 3 Stunden nach der Urin-Applikation. Hierfür wurde das Glasbehältnis mit einem Deckel gasdicht verschlossen. Über zwei kurze Schläuche (75 cm) wurde die Probeluft für mindestens 1 Minute lang durch einen hochpräzisen Nahinfrarot Gasanalysator (LI850, LI-COR Biosciences GmbH) im geschlossenen Kreis zirkuliert und die Konzentrationen von CO₂/ H₂O sekundlich analysiert. Im Fall, dass der Konzentrationsanstieg von CO₂ unter 10 ppm min⁻¹ lag, wurde die Messzeit entsprechend verlängert. Die Flussratenberechnung wurde mithilfe des modifizierten R-Package *flux* (Jurasinski et al., 2014; siehe Abschnitt 2.1.3) durchgeführt. CH₄ und N₂O wurden analog zu den CO₂/ H₂O Messungen täglich gemessen, wobei an Tag 5 und 6 keine Messungen durchgeführt wurden. Die erste Messung erfolgte 6,5 Stunden nach der Urin- Applikation. Zur Bestimmung der CH₄/ N₂O Konzentrationen, wurden die Glasbehälter gasdicht verschlossen und über einen Zeitraum von 1 Stunde jeweils drei Gasproben (20 ml) pro Inkubationsgefäß mittels einer speziellen Pumpenvorrichtung entnommen (00:10, 30:00, 60:00 min; siehe Kapitel 2.1.3). Die CH₄ und N₂O Konzentrationen in den Gasproben wurden im Labor gaschromatographisch (Gaschromatograph Typ Perkin Elmer Clarus 480 GC) quantifiziert. Aufgrund einer Störung beim Gaschromatographen konnte der Messtag 5 nicht ausgewertet werden. Die Flussratenberechnungen der bestimmten CH₄ und N₂O Konzentrationsänderungen erfolgte mittels des R-Packages *gasfluxes* (Fuß et al., 2020, siehe Kapitel 2.1.3.1).

3.7.3.5 BESTIMMUNG DES AMMONIAKBINDUNGSPOTENZIALS

Der Versuch zum Ammoniakbindungspotenzial wurde parallel zu den THG-Messungen durchgeführt. Die Bestimmung der Ammoniak-(NH₃)-Konzentrationen erfolgte an denselben Glasgefäßen. Hierfür wurden auf das Glasgefäß ein Deckel mit zwei Öffnungen gesetzt, aus welcher mittels einer speziellen Handpumpe (accuro, Drägerwerk AG & Co. KGaA, 2022) eine definierte Probeluftmenge durch ein Dräger Kurzzeitröhrchen für die Ammoniak Analyse (Drägerwerk AG & Co. KGaA, 2022) gezogen wurde. Da das Gefäß durch die zweite Öffnung im Deckel zur Atmosphäre geöffnet ist, entsteht kein Unterdruck durch dieses Verfahren. Die NH₃-Konzentration kann im Anschluss unmittelbar vom Röhrchen abgelesen werden. Je nach erwarteter NH₃-Konzentration wurden verschiedenen sensitive Kurzzeitröhrchen eingesetzt (*Ammonia 0.25/a* mit dem Messbereich 0.25 bis 3 ppm, *Ammonia 2/a* mit dem Messbereich 3 bis 30 ppm und *Ammonia 5/a* mit dem Messbereich 5 bis 600 ppm). Folgende Messintervalle wurden über die Messdauer von 7 Tagen realisiert: unmittelbar nach der Urin- Applikation (T₀), nach 0.5h, 2h 4h und 8h, danach erfolgte eine Messung

pro Tag für insgesamt 7 Tage. Analog zu den THG- Messungen erfolgte ebenfalls keine NH₃- Messung an Tag 5 und 6.

3.7.3.6 BESTIMMUNG DER GESAMTKEIMZAHL, PILZEN UND HEFEN

Pro Einstreumaterial wurde eine Mischprobe von ca. 300 g im Labor (AGROLAB GmbH, Landshut, Deutschland) auf Schimmelpilze, aerobe mesophile Bakterien (Gesamtkeimzahl) und Hefen analysiert. Jede Mischprobe wurde dreimal untersucht. Das Häckselgut wurde vor dem Einschicken bei 40 °C nachgetrocknet. Die Pellets wurden bei 105 °C nachgetrocknet. Dies ist bei den Referenzpellets die Temperatur, welche beim Pelletierprozess herrscht. Die aerob mesophilen Bakterien (Gesamtkeimzahl) und Schimmelpilze wurden nach der Methode VDLUFA III, 28.1.2: 2007 geprobt und die Hefen nach der ISO 21527-1: 2008-07. Alle Materialien wurden in der Originalsubstanz untersucht. Die Nachweisgrenze für alle drei Stoffe liegt bei 100 KBE/g. Für Hefen und Schimmelpilze liegt die Bestimmungsgrenze bei 1000 KBE/g und bei aerobemesophilen Bakterien (Gesamtkeimzahl) bei 2000 KBE/g. Bevor die Bestimmungsgrenze erreicht ist, kann nur von einer Anwesenheit gesprochen werden, aber keine quantitativen Aussagen getroffen werden.

3.7.3.7 STATISTIK

Die statistische Auswertung erfolgte mit der Software RStudio (2022.07.2) mit R (Version 4.2.2). Um zwischen zwei Gruppen auf signifikante Unterschiede hin zu testen, wurden zweiseitige t-Tests, bei mehr als zwei Gruppen einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) mit einem anschließenden Tukey-Test durchgeführt. In dem Fall, dass die Voraussetzungen (normalverteilte Residuen, Varianzhomogenität, Unabhängigkeit der Daten, etc.) für ein lineares Modell nicht gegeben waren, wurden die nicht parametrischen Test-Alternativen (Kruskal- Wallis- Test oder Wilcoxon-Test) verwendet.

3.7.4 ERGEBNISSE

3.7.4.1 MAXIMALE WASSERAUFNAHMEKAPAZITÄT

Als Häckselgut wiesen die unterschiedlichen Paludikulturen eine ähnlich große Variabilität in der maximalen Wasseraufnahmekapazität auf wie die Referenzmaterialien (Abbildung 96). Bei den Pellets war die Variabilität zumindest innerhalb der Paludikulturpflanzen und innerhalb der Referenzmaterialien deutlich geringer. Im Mittel zeigten die gehäckselten Varianten gegenüber den Pellets sowohl bezogen auf die Frisch- als auch auf die Trockenmasse eine signifikant höhere ($p < 0.001$) maximale Wasseraufnahmekapazität nach 24 Stunden. Innerhalb der Häckselmaterialien konnte kein genereller signifikanter Unterschied zwischen den Paludikulturen und den Referenzmaterialien nachgewiesen werden. Die höchste maximale Wasseraufnahmekapazität bezogen auf die Originalsubstanz erreichte das gehäckselte Weizenstroh mit 478 %. Danach nahm die maximale Wasseraufnahmekapazität in der Reihenfolge Rohrkolben Häcksel > Sumpf- Segge Häcksel > Hanf Häcksel > Rohrglanzgras Häcksel > Schilf Häcksel > Weichholz Häcksel von 474 % auf 270 % ab. Die maximale Wasseraufnahmekapazität der Paludikulturpellets lag signifikant ($p < 0.00$, $n=21$) unter denen der Referenzpellets. Auch zwischen den getesteten Pelletvarianten ergaben sich signifikante Unterschiede in ihrer maximalen Wasseraufnahmekapazität bezogen auf ihre Originalsubstanz. Bei den Pellets zeigten die Referenz Roggenpellets mit 370 % die höchste maximale Wasseraufnahmekapazität gefolgt von Weichholzpellets > Dinkelpellets > Sumpf- Seggenpellets > Rohrkolbenpellets > Schilfpellets > Rohrglanzgraspellets mit 320 bis 175 % (Abbildung 96). Alle Pellet-Varianten zeigten eine signifikante Zunahme ($p < 0.0001$) in der maximalen Wasseraufnahmekapazität nach 48 Stunden verglichen mit der Wasseraufnahme nach 24 Stunden. Die beobachteten Unterschiede änderten sich aber durch die längere Einwirkdauer nicht und waren analog zu den oben beschriebenen Unterschieden nach 24 Stunden. Die gesteigerte maximale Wasseraufnahmekapazität der Pellets lag nach 48 Stunden im Mittel unter den Häckselvarianten nach 24 Stunden Behandlungszeit.

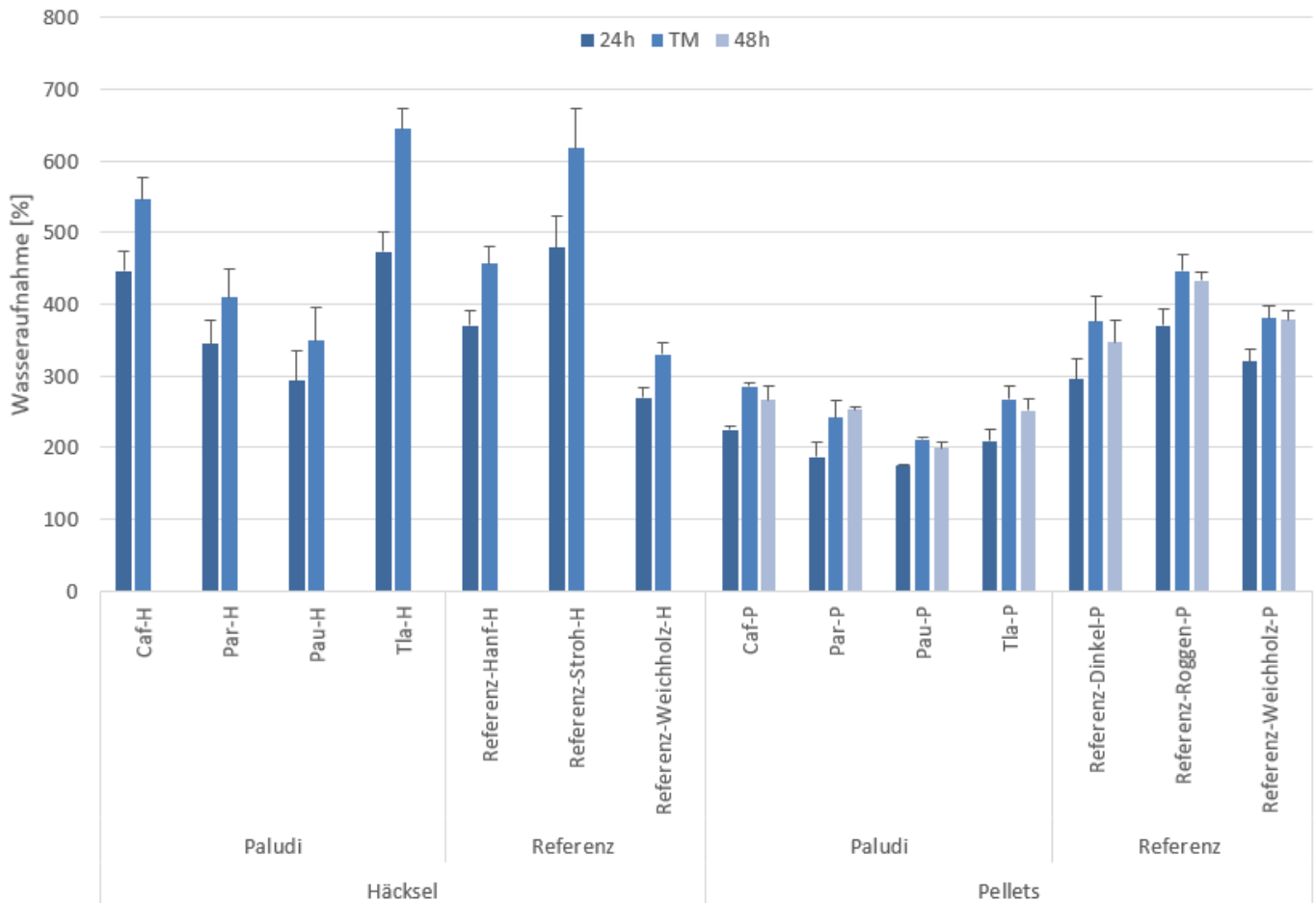


Abbildung 96 Maximale Wasseraufnahmekapazität der verschiedenen Einstreumaterialien. Die Wasseraufnahme 24h und 48h bezieht sich auf die Originalsubstanz. Die Wasseraufnahme TM bezieht sich auf die 24 stündige Wasseraufnahme bezogen auf die Trockenmasse.

3.7.4.2 STAUBENTWICKLUNG

Bei der Staubentwicklung zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Materialien in der Aufbereitungsform sowie in der zeitlichen Staubentwicklung über eine Versuchsdauer von 20 Minuten (Abbildung 97). Bei den gehäckselten Varianten waren die Unterschiede zwischen den Paludikulturen und den Referenzmaterialien deutlich größer als bei der pelletierten Form. Mit Ausnahme der Stroh- und Hanfhäcksel nahm die Staubemission für alle getesteten Materialien in beiden Fraktionen mit zunehmender Verweilzeit signifikant ab. Im Mittel zeigten die gehäckselten Varianten gegenüber den Pellets eine signifikant höhere maximale Staubbelastung sowohl bei den Staubpartikeln der Fraktion PM10 ($p < 0.001$) als auch der Fraktion PM 2.5 ($p < 0.001$). Innerhalb der Häckselmaterialien lag die maximale Staubbelastung der Paludikulturen signifikant ($p < 0,001$) über denen der Referenzmaterialien. Zusätzlich zeigten sich signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Häckselvarianten. Die höchsten Staubemissionen in der Fraktion PM10 und PM2.5 zeigte das gehäckselte Rohrglanzgras mit 5567 bzw. 1756 $\mu\text{g m}^{-3}$ nach einer Minute Verweilzeit (Abbildung 97). Danach nahm in beiden Fraktionen (PM10 und PM2.5) die maximale Staubbelastung in der Reihenfolge Schilfhäcksel > Sumpf- Seggenhäcksel > Rohrkolbenhäcksel > Strohhäcksel > Hanfhäcksel > Weichholzhäcksel von 5269 $\mu\text{g m}^{-3}$ auf 147 $\mu\text{g m}^{-3}$ bzw. von 1625 $\mu\text{g m}^{-3}$ auf 116 $\mu\text{g m}^{-3}$ signifikant ab. Nach 20 Minuten Verweilzeit zeigte das gehäckselte Hanf-Stroh mit 1162 $\mu\text{g m}^{-3}$ die höchste Staubbelastung in der Fraktion PM10. Danach nahm die maximale Staubbelastung in der Fraktion PM10 in der Reihenfolge Sumpf-Seggenhäcksel > Rohrglanzgrashäcksel > Strohhäcksel > Schilfhäcksel > Rohrkolbenhäcksel > Weichholzhäcksel signifikant von 559 $\mu\text{g m}^{-3}$ auf 99 $\mu\text{g m}^{-3}$ ab. In der Fraktion PM2.5 zeigte das gehäckselte Hanf-Stroh mit 365 $\mu\text{g m}^{-3}$ die höchsten Staubemissionen nach 20 Minuten Verweilzeit. Danach nahm die maximale Staubbelastung in der Reihenfolge Sumpf-Seggenhäcksel > Rohrglanzgrashäcksel > Strohhäcksel > Schilfhäcksel > Rohrkolbenhäcksel > Weichholzhäcksel signifikant von 310 $\mu\text{g m}^{-3}$ auf 42 $\mu\text{g m}^{-3}$ ab.

Innerhalb der Fraktion PM_{2.5} konnten im Mittel bei den Pellets weder nach 1 Minute noch nach 20 Minuten Verweilzeit ein signifikanter Unterschied zwischen den Paludikulturpflanzen und den Referenzmaterialien nachgewiesen werden. Dahingegen zeigten die Paludikulturen im Mittel sowohl nach einer Minute als auch nach 20 Minuten signifikant ($p < 0,001$) niedrigere Staubemissionen in der Fraktion PM₁₀ verglichen mit den Referenzmaterialien. Lediglich die Weichholzpellets unterschieden sich nicht signifikant von den Paludikulturpflanzen (Abbildung 97).

Die höchsten Staubemissionen in der Fraktion PM₁₀ und PM_{2.5} zeigten die Roggenpellets mit $482 \mu\text{g m}^{-3}$ bzw. $225 \mu\text{g m}^{-3}$ nach einer Minute Verweilzeit. Danach nahm die maximale Staubbelastung für die Fraktion PM₁₀ in der Reihenfolge Dinkelpellets > Sumpf-Seggenpellets > Schilfpellets > Rohrkolbenpellets > Rohrglanzgraspellets > Weichholzpellets signifikant von $458 \mu\text{g m}^{-3}$ auf $90 \mu\text{g m}^{-3}$ ab. In der Fraktion PM_{2.5} nahmen die Staubemissionen nach einer Minute in der Reihenfolge Dinkelpellets > Rohrkolbenpellets > Sumpf-Seggenpellets > Rohrglanzgraspellets > Schilfpellets > Weichholzpellets von $168 \mu\text{g m}^{-3}$ auf $62 \mu\text{g m}^{-3}$ ab. Nach 20 Minuten Verweilzeit zeigten ebenfalls die Roggen- Pellets mit $379 \mu\text{g m}^{-3}$ bzw. $129 \mu\text{g m}^{-3}$ in der Fraktion PM₁₀ bzw. PM_{2.5} die höchsten Staubemissionen. Danach nahm für beide Fraktionen (PM₁₀ und PM_{2.5}) die maximalen Staubemissionen in der Reihenfolge Dinkelpellets & Rohrkolbenpellets > Sumpf-Seggenpellets > Schilfpellets > Rohrglanzgraspellets > Weichholzpellets von $127 \mu\text{g m}^{-3}$ auf $31 \mu\text{g m}^{-3}$ bzw. von $58 \mu\text{g m}^{-3}$ auf $16 \mu\text{g m}^{-3}$ ab.

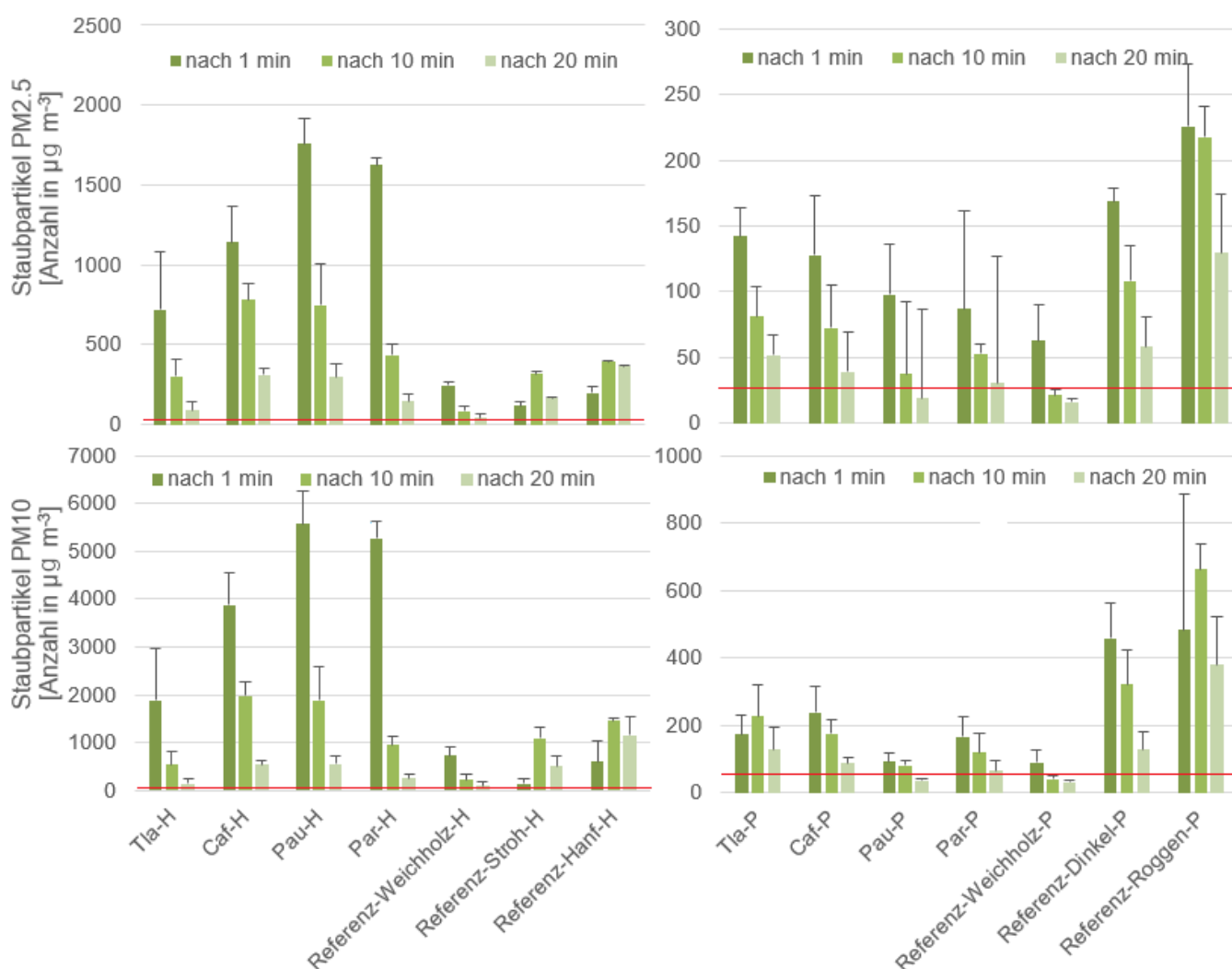


Abbildung 97 Verlauf der Staubentwicklung nach 1 min, 10 min und 20 min in den Staubklassen PM_{2,5} (Abb. oben) und PM₁₀ (Abb. unten). Die rote Linie zeigt den Grenzwert für Menschen von $25 \mu\text{g m}^{-3}$ bzw. von $50 \mu\text{g m}^{-3}$ für die Staubklasse PM_{2,5} bzw. PM₁₀ an. Es ist darauf zu achten das die Y- Achse für die Häcksel (linke Abb.) und die Pellets (rechte Abb.) unterschiedliche skaliert ist.

3.7.4.3 THG-EMISSIONSPOTENTIAL

Unmittelbar nach der Urin-Applikation wurden in allen Varianten die höchsten CO₂-Flüsse gemessen. Dabei wiesen die pelletierten Materialien am Applikationstag signifikant höhere CO₂-Flüsse auf als die gehäckselten Materialien (Abbildung 98). Bereits am zweiten Inkubationstag lagen die CO₂-Flüsse der pelletierten Materialien unter denen der gehäckselten Materialien. Die höchsten CO₂-Flüsse mit durchschnittlich 11.570 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ wurden unmittelbar nach der Urin-Applikation in der pelletierten Rohrkolbenvariante gemessen. Über eine Inkubationsdauer von 7 Tagen betrachtet, konnten im Mittel keine signifikanten Unterschiede in den CO₂-Flüssen zwischen den gehäckselten und pelletierten Varianten nachgewiesen werden. Bereits am zweiten Tag nach der Urin-Applikation lagen die CO₂-Flüsse deutlich unter denen des Vortags. Mit fortschreitender Inkubationsdauer nahmen die CO₂-Flüsse bei den pelletierten Materialien weiter ab, wobei in der Variante Referenz-Strohpellets die CO₂-Flüsse am dritten und vierten Tag nach der Urin-Applikation erneut bis fast auf das Startniveau von 5.818 mg m⁻² h⁻¹ zunahmen. Bei den gehäckselten Materialien konnte in einigen Varianten ebenfalls eine leichte Zunahme am dritten und vierten Inkubationstag beobachtet werden. Innerhalb der gehäckselten Varianten zeigten die Paludikulturpflanzen mit Ausnahme der Rohrkolbenvariante signifikant höhere CO₂-Flüsse über einen Zeitraum von 7 Tagen, verglichen mit den gehäckselten Referenzmaterialien. Zwischen den pelletierten Paludikulturen und den pelletierten Referenzmaterialien konnten keine signifikanten Unterschiede in den CO₂-Flüssen über eine Inkubationsdauer von 7 Tagen nachgewiesen werden. Mit durchschnittlich 3.092 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ zeigten die Seggen-Pellets die höchsten CO₂-Flüsse am Ende der 7-tägigen Inkubationszeit.

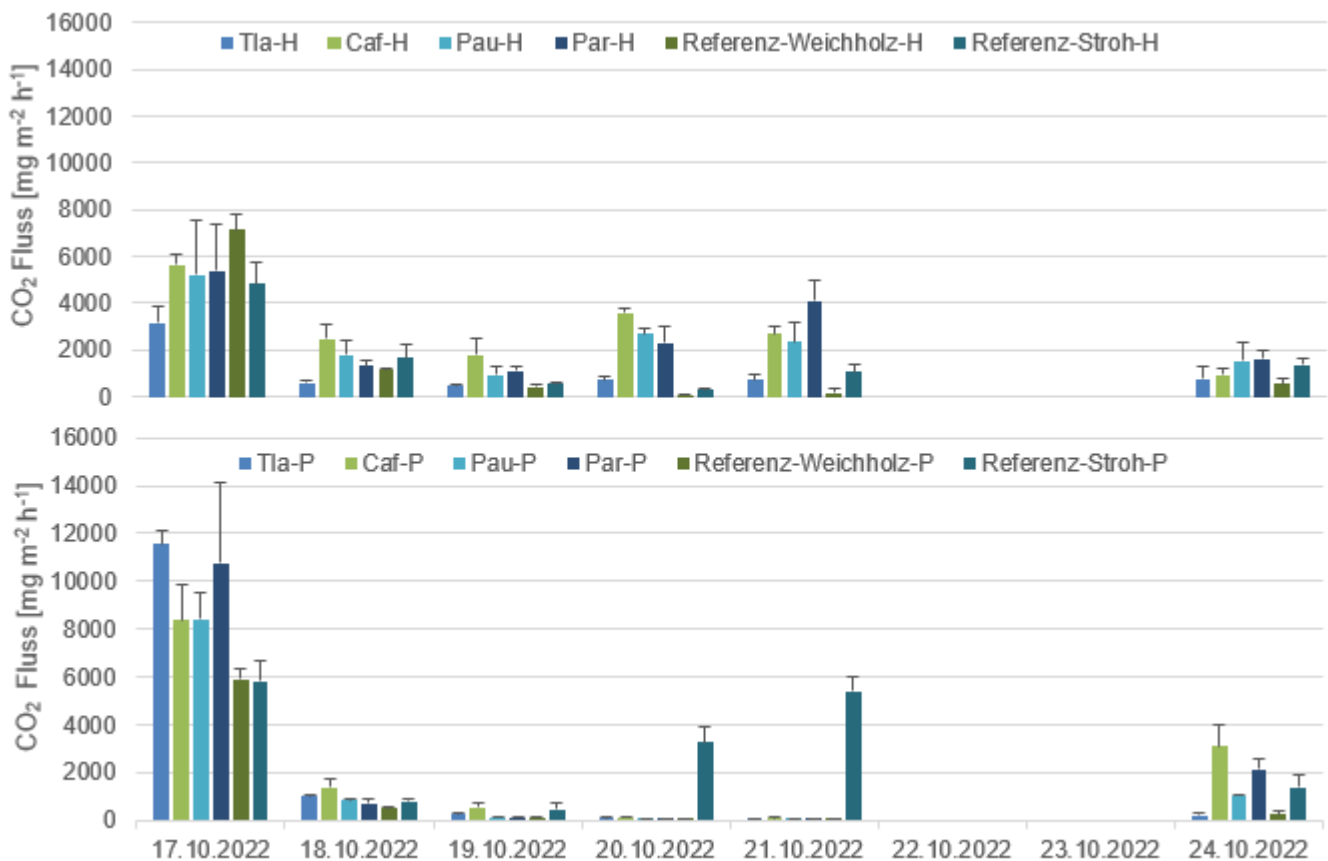


Abbildung 98 Darstellung der gemessenen CO₂-Flüsse im Verlauf der 7-tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien.

Sowohl bei den CH₄-Flüssen als auch bei den N₂O-Flüssen konnten über die Inkubationszeit von 7 Tagen weder zwischen den gehäckselten und pelletierten Materialien, noch zwischen den Paludikulturpflanzen und den Referenzmaterialien signifikante Unterschiede nachgewiesen werden (Abbildung 99 & Abbildung 100). Generell lagen fast alle gemessenen CH₄-Flüsse und N₂O-Flüsse unterhalb des minimal detektierbaren Flusses. Lediglich bei den Referenz-Strohpellets wurden am dritten und vierten Inkubationstag signifikante N₂O-Flüsse gemessen.

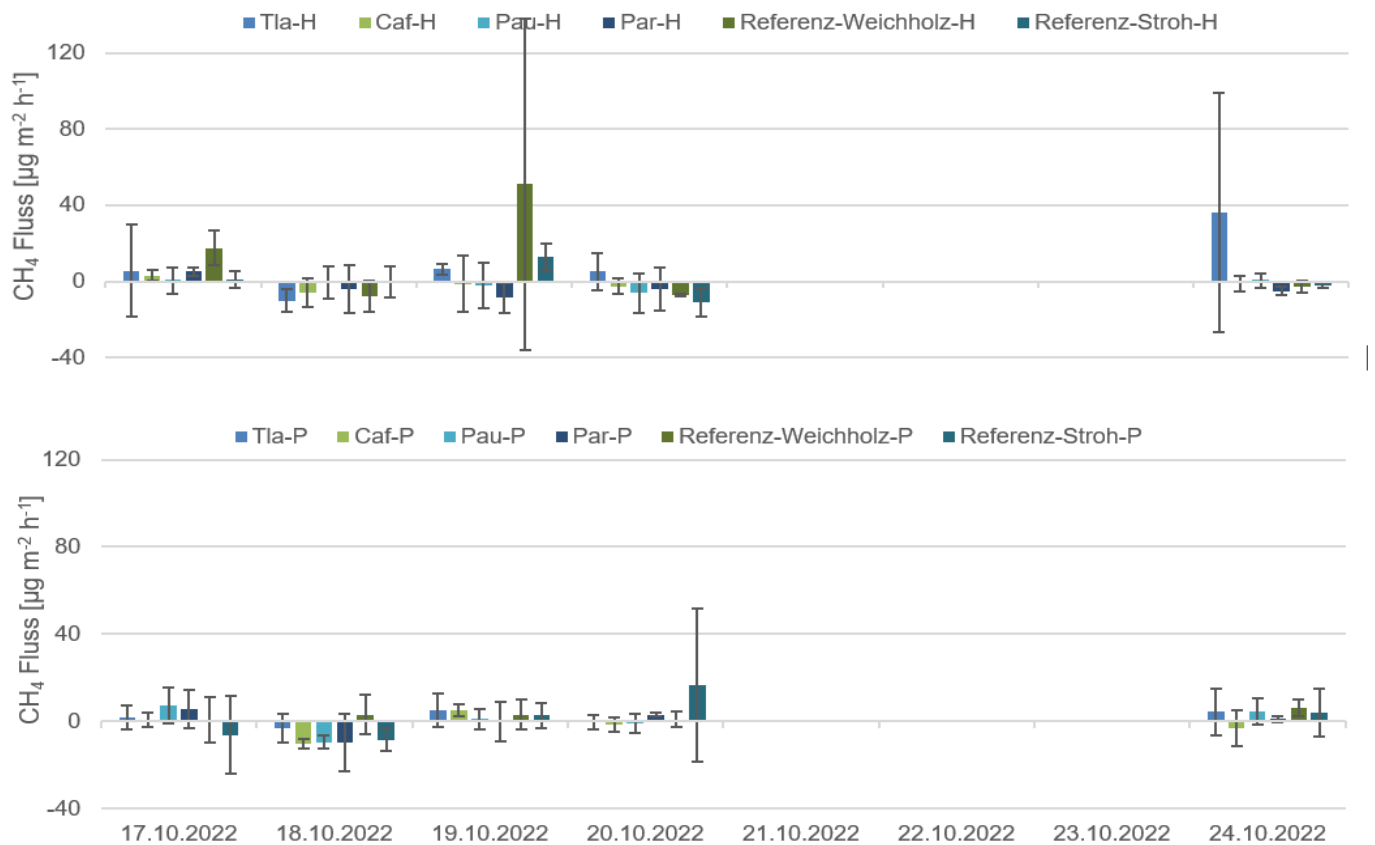


Abbildung 99 Darstellung der gemessenen CH₄-Flüsse im Verlauf der 7-tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien.

Am letzten Inkubationstag wurde bei den pelletierten Materialien die Entwicklung von Pilzmyzel in den Gläsern beobachtet. Tabelle 54 zeigt eine qualitative Einschätzung der Menge an beobachtetem Myzel (sehr wenig, wenig, mittel, viel). Um welche Pilzart oder -arten es sich handelt kann keine Aussage getroffen werden. Bei dem Häckselgut zeigte sich kein optisch erkennbares Pilzmyzel. Die Menge an beobachtetem Pilzmyzel in den pelletierten Materialien deckte sich sehr gut mit der Höhe der gemessenen CO₂-Flüsse am letzten Inkubationstag.

Tabelle 54 Visuelle Quantifizierung der Schimmelpilzen in den Inkubationsgläser am 7. Messtag (keine Labormessung)

Probe	Kommentar
Tla-P	eine Probe, wenig Pilzmyzel
Caf-P	drei Proben, viel Pilzmyzel
Pau-P	drei Proben, sehr wenige Pilzmyzel
Par-P	drei Proben, mittlere Menge an Pilzmyzel
Referenz-Weichholz-P	kein Pilzmyzel erkennbar
Referenz-Stroh-P	zwei Proben, wenig Pilzmyzel

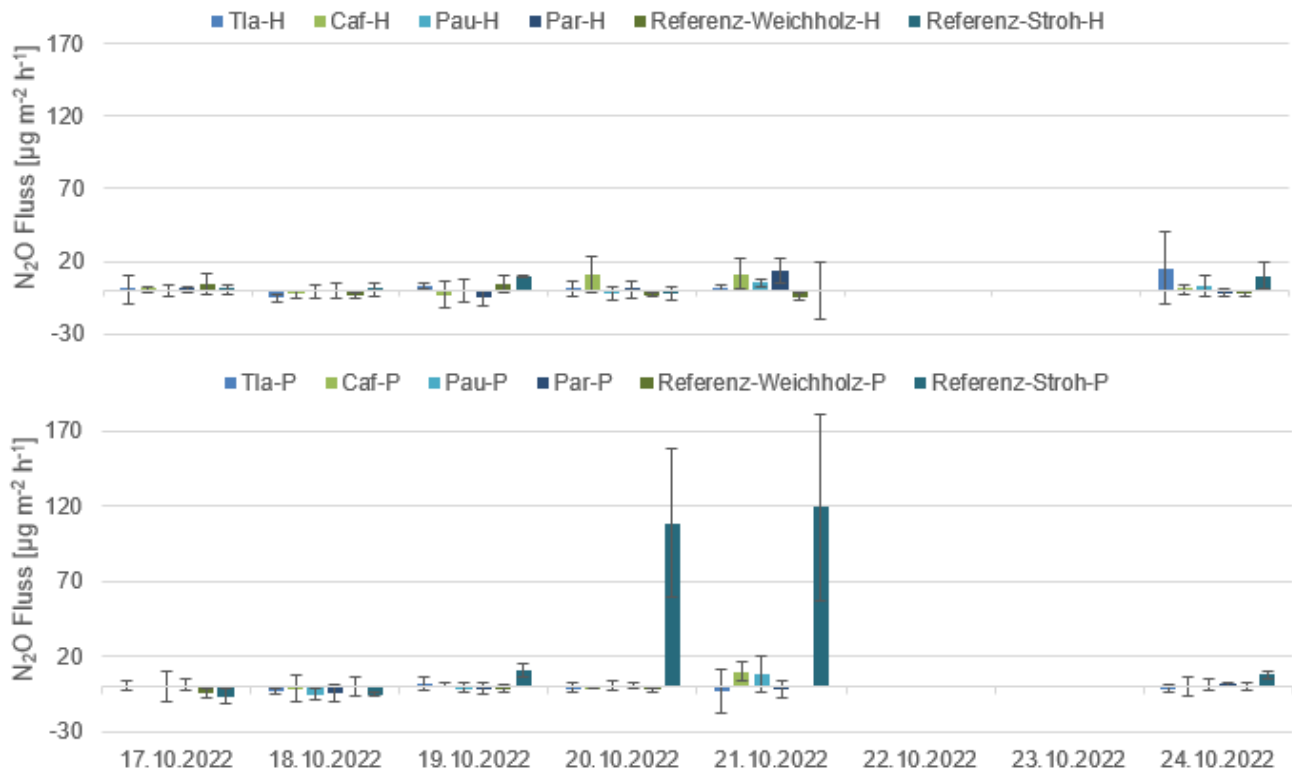


Abbildung 100 Darstellung der gemessenen N_2O -Flüsse im Verlauf der 7-tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien.

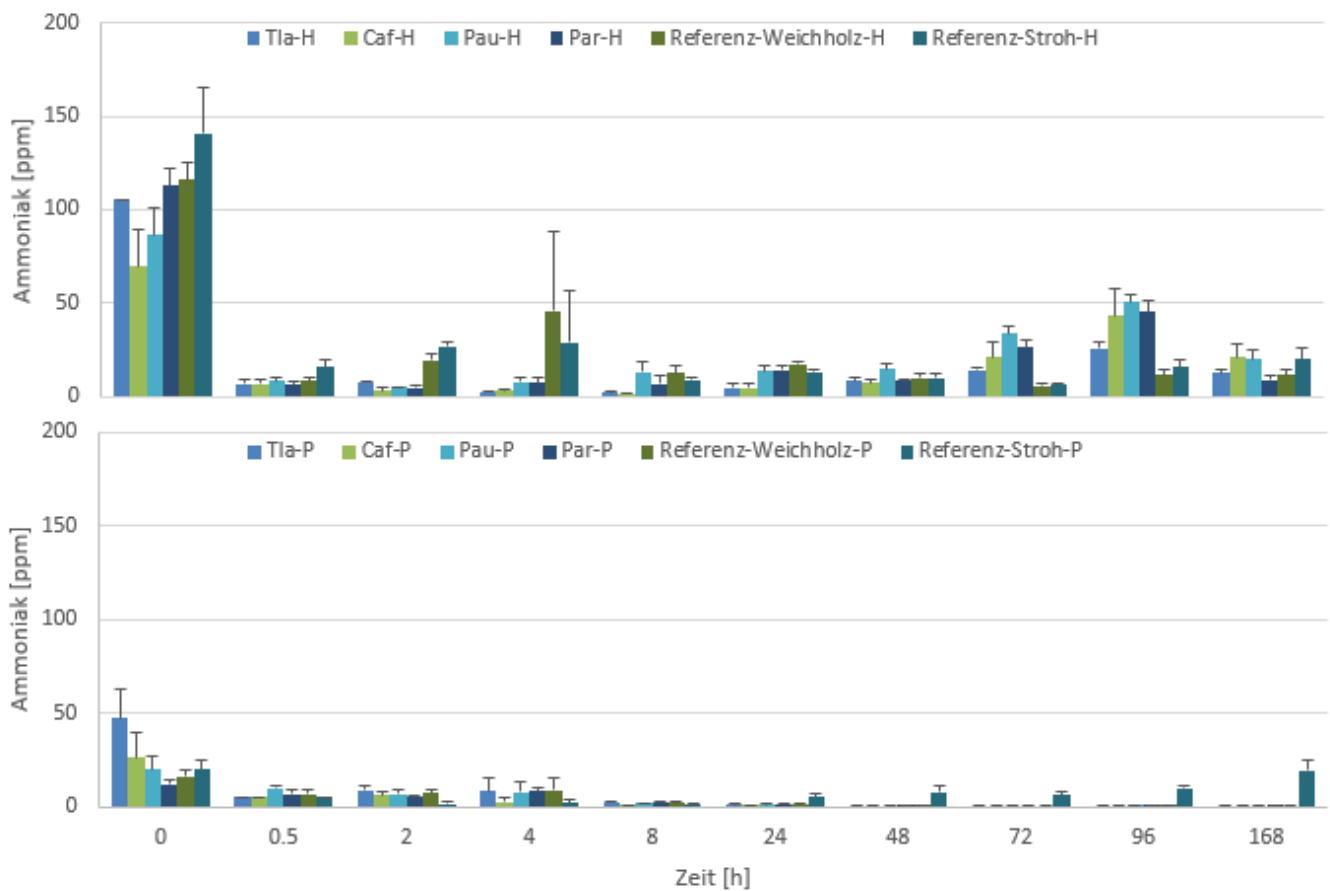


Abbildung 101 Darstellung der gemessenen NH_3 -Konzentrationen im Verlauf der 7-tägigen Inkubationsdauer. Die obere Grafik zeigt die gehäckselten Materialien und die untere Grafik die pelletierten Materialien. Zu beachten ist, dass die x-Achse nicht kontinuierlich abgebildet ist.

3.7.4.4 AMMONIAKBINDEPOTENZIAL

Die höchsten Ammoniakkonzentrationen wurden in allen Varianten unmittelbar nach der Urin-Applikation gemessen (Abbildung 101). Innerhalb der ersten halben Stunde nahm die NH_3 -Verflüchtigung bei allen Varianten signifikant ab. Bei allen pelletierten Materialien konnte im Vergleich zu den gehäckselten Materialien über einen Zeitraum von 7 Tagen ein signifikant höheres Ammoniakbindungspotential nachgewiesen werden. Zwischen den gehäckselten Paludikulturmaterialien und den Referenzmaterialien konnte kein signifikanter Unterschied im Ammoniakbindungspotential nachgewiesen werden. Selbiges gilt für die pelletierten Materialien. Unmittelbar nach der Urin-Applikation wurden die höchsten Ammoniak-Konzentrationen für das Referenz Stroh-Häckselgut mit 140 ppm gemessen. Danach nahm die Ammoniak-Konzentration in der Reihenfolge Weichholz > Rohrglanzgras > Rohrkolben > Schilf > Segge von 116 ppm auf 69 ppm ab. Nach siebentägiger Inkubationsdauer wurden die höchste Ammoniak-Konzentration in der gehäckselten Segge mit 20 ppm gemessen. Danach nahm die Ammoniak-Konzentration in der Reihenfolge Schilf & Stroh > Rohrglanzgras > Rohrkolben > Weichholz von 19 ppm auf 8 ppm ab.

Die höchsten Ammoniak-Konzentrationen wurden für die Rohrkolben-Pellets mit 47 ppm unmittelbar nach der Urin-Applikation gemessen. Danach nahm die Ammoniak-Konzentration in den Pellet-Varianten in der Reihenfolge Segge > Stroh & Schilf > Weichholz > Rohrglanzgras von 26 ppm auf 12 ppm ab. Nach einer Inkubationszeit von 7 Tagen konnten lediglich für die Referenz Strohpellets NH_3 -Konzentrationen von 19 ppm gemessen werden. Die übrigen Pellet-Varianten zeigten NH_3 -Konzentrationen < 1 ppm.

3.7.4.5 GESAMTKEIMZAHL, PILZE UND HEFEN

Für alle pelletierten Materialien lagen die Gesamtkeimzahl, die Menge an Schimmelpilzen und Hefen unter der Nachweisgrenze vom 100 KBE g^{-1} . Somit führt die Pelletierung zu einem hygienisch unbedenklichen Einstreumaterial. Bei allen gehäckselten Varianten lagen die Gesamtkeimzahl, sowie die Koloniebildenden Einheiten an Schimmelpilzen deutlich über der Nachweisgrenze (Abbildung 102). Dahingegen konnten in den gehäckselten Materialien ebenfalls nur für Rohrglanzgras und das Referenz-Weizenstroh Hefen mit 11.000 bzw. 4.933 KBE g^{-1} bestimmt werden (nicht abgebildet). Im Mittel lagen die Gesamtkeimzahl und die Schimmelpilze der gehäckselten Paludikulturen signifikant über denen der gehäckselten Referenzmaterialien (Abbildung 102). Die gehäckselte Sumpfschilf wies mit 16.133.333 KBE g^{-1} die höchste Gesamtkeimzahl auf. Danach nahm die Gesamtkeimzahl in der Reihenfolge Schilf > Rohrkolben > Hanf > Stroh > Rohrglanzgras > Weichholz von 4.533.333 KBE g^{-1} auf 2.433 KBE g^{-1} ab. Auch die Anzahl an Schimmelpilzen waren in der Sumpfschilf mit 8.833.333 KBE g^{-1} am höchsten. Danach nahm die Anzahl an Schimmelpilzen in der Reihenfolge Rohrkolben > Schilf > Weichholz > Hanf > Stroh von 1.116.667 KBE g^{-1} auf 1.183 KBE g^{-1} ab.

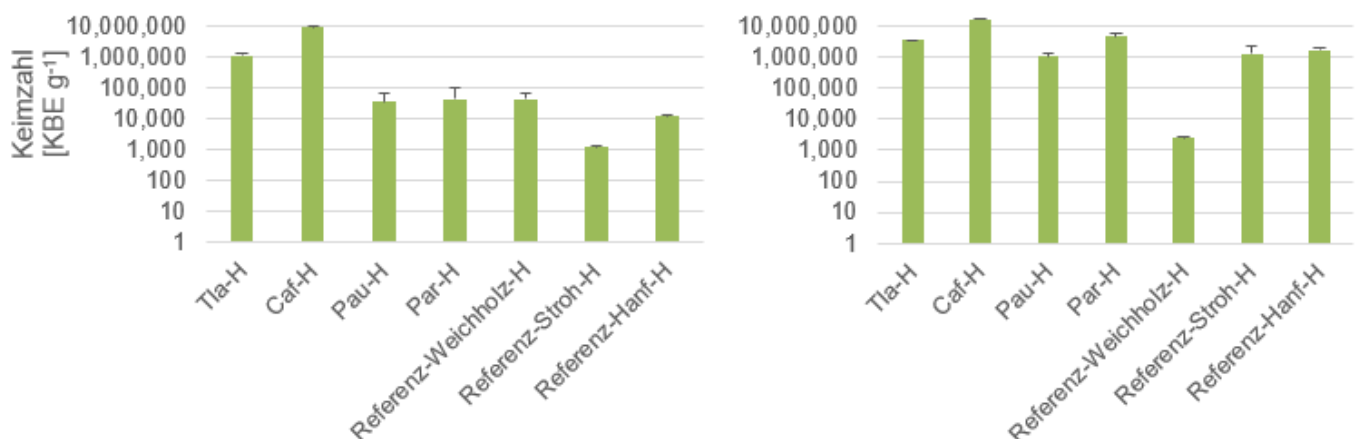


Abbildung 102 Darstellung der Ergebnisse der Mikrobiellen Untersuchung. Die linke Grafik zeigt die Keimzahl der Schimmelpilze in den verschiedenen Häckselgutmaterialien. Die rechte Grafik zeigt die Gesamtkeimzahl der aeroben mesophilen Bakterien in den verschiedenen Häckselgutmaterialien. Die Pellet-Varianten werden nicht dargestellt, da diese alle unter der Nachweisgrenze lagen.

3.7.5 DISKUSSION

Entgegen der Literatur (z.B. Ferle et al., 2015; Herholz et al., 2018) zeigt sich, dass alle gehäckselten Materialien eine signifikant höhere maximalen Wasseraufnahmekapazität aufweisen als die pelletierten Materialien. Bezogen auf die Originalsubstanz lag die maximale Wasseraufnahmekapazität der gehäckselten Biomasse von den Seggen und dem Rohrkolben auf dem gleichen Niveau des Referenz-Strohs. Positiv zu bewerten ist, dass alle gehäckselten Paludikulturpflanzen über eine zum Teil deutlich höhere maximale Wasseraufnahmekapazität, verglichen mit dem Referenz-Weichholzhäckseln, verfügen. Im Hinblick auf die maximale Wasseraufnahmekapazität bezogen auf die Trockenmasse zeigt sich der gehäckselte Rohrkolben als die beste Wahl. Die Pflanze besitzt relativ viele Luftkammern, welche offensichtlich gut Feuchtigkeit aufnehmen können. Die maximale Wasseraufnahmekapazität der Referenzpellets lag deutlich über denen der Paludikulturpellets. Dies ist vermutlich auf die deutlich höhere Rohdichte der Paludikulturpellets zurückzuführen. Diese wurden am TFZ im Rahmen der Brennstoffversuche hergestellt und entsprechend für die Verbrennung und nicht für Einstreuzwecke optimiert. Die geringere Rohdichte zeigt sich ebenfalls im leichteren zerfallen der zugekauften Referenzpellets bei geringem Druck.

Die höhere Rohdichte der Paludikulturpellets wirkt sich positiv auf die Staubemissionen aus. Hier lagen die Staubemissionen in beiden untersuchten Staubfraktionen signifikant unter denen der anderen Materialien. Insgesamt zeichnen sich alle Pellets durch signifikant niedrigere Staubemissionen in den Fraktionen PM10 und PM2.5 aus. Die gehäckselten Paludikulturen schneiden bezüglich der Staubemissionen deutlich schlechter ab als die zugekauften Referenzmaterialien, dies hängt vermutlich mit der durchgeführten Verarbeitung zusammen. Abgesehen von den Weichholzhäckseln wird das Referenz-Häckselgut (Stroh) direkt auf dem Feld getrocknet, zudem findet in der Verarbeitung zu Pferdeeinstreu häufig eine industrielle Entstaubung statt. Bei der Labor-Verarbeitung der Paludikulturbiomasse ist dies nicht erfolgt. Zusätzlich muss darauf hingewiesen werden, dass die Paludikulturbiomasse, welche im Winter geerntet wird, energieaufwändig nachgetrocknet werden muss, wenn daraus Einstreuhäcksel hergestellt werden sollen. Bei der Pelletierung kann hingegen die feldfrische Biomasse ohne eine vorgeschaltete Trocknung verarbeitet werden.

Die Messungen der Staubemissionen wurden ausschließlich mit trockenen Materialien durchgeführt. Für das Einstreuen von Pellets wird teilweise eine Befeuchtung der Materialien empfohlen. Dadurch kommt es zu einem leichten Vorquellen, was zu einer schnelleren Wasseraufnahme führt und gleichzeitig feinste Partikel aus dem Produktionsprozess bindet. Somit können die Staubemissionen vermutlich noch einmal deutlich gesenkt werden. Betrachtet man nur die gehäckselten Referenzmaterialien, so berichtet Flemmig et al. (2007) von deutlich höheren Staubemissionen. Allerdings wird das Probematerial in deren Versuch permanent geschüttelt, was vermutlich die Ursache für die beobachteten Unterschiede ist. Herholz et al. (2018) berichten hingegen von vergleichbaren Staubemissionen, wobei deren Messwerte bei der Partikelgröße PM10 leicht niedriger und bei der Partikelgröße PM2.5 leicht höhere Emissionen aufweisen. Lediglich die Pellets von Rohrglanzgras und dem Referenz-Weichholz liegen nach einer Absetzzeit von 20 Minuten in beiden Staubfraktionen PM10 und PM2.5 unter den empfohlenen Grenzwerten für den Menschen wie auch unter denen die Labie et al. (2019) für Pferde empfiehlt. Aktuell ist die Höhe der Staubemissionen welche Einstreumaterialien aufweisen dürfen nicht gesetzlich geregelt. Labie et al. (2019) empfiehlt für die Boxenhaltung von Pferden einen Grenzwert von über $15 \mu\text{g m}^{-3}$ für die Staubfraktion PM2.5 sowie von über $30 \mu\text{g m}^{-3}$ für die Staubfraktion PM10 nicht zu überschreiten. Zu den erhobenen Ergebnissen muss angemerkt werden, dass sich die Resultate nicht eins zu eins auf Stallbedingungen übertragen lassen, da dort wichtige Einflussfaktoren wie das Ausmistintervall, die Temperatur, die Luftfeuchte, das Lüftungsregime und die Tierbewegungen in der Box die tatsächlichen Staubemissionen maßgeblich beeinflussen (Flemming et al., 2009). Die in dieser Studie ermittelten Staubemissionen stellen vermutlich eher die maximal zu erwartenden Staubemissionen dar. Unter Einbeziehung der für die Referenzmaterialien gemessenen Staubemissionen kann die gehäckselte Biomasse der Paludikulturen ohne eine Entstaubung nicht als Einstreu empfohlen werden.

Abgesehen von den Referenzstrohpellets konnte bei keinem der Einstreumaterialien die Bildung von Lachgas über eine Inkubationsdauer von sieben Tagen gemessen werden. Offensichtlich findet in diesem Zeitraum keine Nitrifikation des im Urin enthaltenden NH_4^+ statt oder die Nitrifikation erfolgt ohne gasförmige Verluste. Zum Zeitpunkt der gemessenen N_2O -Emissionen in der Variante Strohpellets konnte ebenfalls eine gesteigerte mikrobielle Aktivität, welche sich in einer erhöhten CO_2 -Abgabe zeigt, nachgewiesen werden. Generell ist die mikrobielle Aktivität (abgeleitet aus den CO_2 -Flüssen) in den Pelletvarianten mit Ausnahme des Urin-Applikationszeitpunktes deutlich niedriger ausgeprägt als in den Häckselvarianten. Dies kann zum einen mit der Kompaktierung und der damit einhergehenden schlechteren Erreichbarkeit von leicht

verfügbaren Kohlenstoffquellen oder aber auch mit der relativ hohen Temperatur beim Pelletierungsprozess zusammenhängen, wodurch leicht flüchtige Kohlenstoffverbindungen evtl. verloren gehen. Generell scheinen alle Einstreumaterialien genügend belüftet zu sein, so dass es zu keinen anaeroben Verhältnissen kommt, bei denen Methan gebildet werden kann. In Übereinstimmung mit der Literatur (z.B. Van de Weghe et al., 2008) konnten für N₂O als auch für CH₄ keine signifikanten Unterschiede zwischen den pelletierten und gehäckselten Materialien nachgewiesen werden. Zudem zeigten sich ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Paludikulturmaterialien und den Referenzmaterialien.

Da Ammoniak für die Pferdegesundheit das schädlichste gasförmige Molekül darstellt, ist die Ammoniak-Verflüchtigung, verglichen mit anderen Spurengasen (z.B. CO₂, N₂O und CH₄) bereits relativ gut erforscht. In der Literatur werden unterschiedliche Untersuchungsdesigns zur Erfassung der Ammoniak-Verflüchtigung beschrieben (siehe z.B. Fleming et al. 2007, Herholz et al. 2018). Die vorliegende Studie wurde als reine Laborinkubation durchgeführt, in der ein einmaliges Urinieren eines Pferdes auf eine Stelle simuliert wurde. Somit unterscheidet sie sich in der Häufigkeit der Urinapplikation von anderen Studien und erlaubt lediglich eine qualitative Aussage welches Material ein potentiell höheres Ammoniakbindungspotential hat. Aussagen über die tatsächlich zu erwartende Ammoniak-Konzentration in der Stallluft können hingegen nicht gegeben werden. Dennoch lässt sich anmerken, dass die Ammoniak-Konzentration bereits nach einer halben Stunde bei fast allen untersuchten Materialien unter 10 ppm lag, welcher als Grenzwert für die Pferdegesundheit angegeben wird (BMVEL, 2009). Wie erwartet, wurden die höchsten Ammoniak-Konzentrationen unmittelbar nach der Urin Applikation beobachtet. Das beobachtete signifikant höhere Ammoniakbindungspotential der pelletierten Materialien gegenüber den gehäckselten Einstreumaterialien deckt sich mit Untersuchungen von Fleming et al. (2007), wohingegen Van de Weghe et al. (2008) und Herholz et al. (2018) keine signifikanten Unterschiede nachweisen konnten. Da zwischen den Einstreumaterialien aus Paludikultur-Biomasse und den Referenzmaterialien keine Unterschiede in ihrem Ammoniakbindungspotential nachgewiesen werden konnte, zeigt das diese sich in gleicher Weise als Einstreu eigenen.

Da Pferde auch an der Einstreu knabbern, sollte sich für Einstreumaterialien an den Hygiene-Standards für die Fütterung von Heu und Stroh orientieren werden. Die aktuellen Empfehlungswerte für Heu liegt bei Pferden für die Bakterien (aerobe, mesophile) bei $\leq 10.000.000$ KBE g⁻¹, für Schimmelpilze bei ≤ 1000.00 KBE g⁻¹ und für Hefen bei ≤ 100.000 KBE g⁻¹ als normaler Keimgehalt (ITF, 2018). Die Sumpf-Segge in gehäckselter Form lag als einziges Material über der Grenze bei der Gesamtzahl und den Schimmelpilzen. Generell lagen alle pelletierten Materialien unter der Nachweisgrenze, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, dass die Materialien bei der Pelletierung auf 105 Grad Celsius erhitzt werden und somit steril sind. Die leicht höheren Werte für Bakterien- und Schimmelpilzgehalten der Paludikulturpflanzen (ausgenommen Schilf) gegenüber den Referenzmaterialien kann evtl. mit dem relativ späten Schnitzeitpunkt im Januar/Februar erklärt werden. Besonders bei *Carex* spp. und *Phalaris* knicken zu diesem Zeitpunkt bereits erste Halme auf den Boden, wodurch sie eine höhere Kontamination aufweisen als Material welches stehend im Sommer geerntet wird (z.B. Weizenstroh).

Wenn man alle Untersuchungsergebnisse zusammenfasst, können die untersuchten Paludikulturpflanzen in pelletierter Form ohne Bedenken als Einstreumaterial für die Pferdehaltung empfohlen werden, da sie sich in keinem der geprüften Kriterien von den im Handel erhältlichen Einstreumaterialien unterscheiden. In gehäckselter Form müsste zunächst eine Entstaubung des Materials erfolgen. Zudem gilt es zu bedenken, dass das gehäckselte Material für die Einlagerung zunächst aufwendig nachgetrocknet werden müsste und somit energetische Mehrkosten durch die Trocknung einkalkuliert werden müssen. Bei den pelletierten Materialien würde dieser Schritt entfallen, da eine Pelletierung von feuchtem Material problemlos möglich ist.

3.7.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Um die Eignung der Paludikulturpflanzen als Einstreu abschließend bewerten zu können, sollten praxisversuche im Stall durchgeführt werden. Als Hauptfokus sollte die Ammoniak- und die Staubbelastung bei der Boxenhaltung untersucht werden.

3.8 RAUFUTTER

S. GUTERMUTH UND T. EICKENSCHIEDT

Zusammenfassung

In dem vorliegenden Versuch wurde die Futterqualität der Paludikulturen untersucht. Dazu wurden vier potenzielle Paludikulturpflanzen (breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*), Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Schilf (*Phragmites australis*)) an fünf verschiedene Schnittzeitpunkte über das Jahr 2018 beprobt und hinsichtlich der Änderung ihrer inhaltsstofflichen Zusammensetzung analysiert. Als Referenzmaterial diente die Biomasse eines an die Versuchsfläche angrenzenden, wiedervernässten Grünlands im Freisinger Moos.

Zusätzlich wurden erste Praxis-Tests zur Fütterung von Heu und Heulage aus Rohrglanzgras an verschiedenen Tieren durchgeführt. Von den Nährwerten sind die Schnitte am Anfang des Sommers deutlich höher, da der Protein-, und Zuckergehalt zu Beginn des Aufwuchses am höchsten sind. Ein früher Schnitt der Paludikulturen wäre somit für Milchvieh bzw. Ochsenmast von Vorteil, wobei nur Rohrglanzgras und die Sumpf-Segge ausreichend tolerant gegenüber einem so frühen Schnitttermin sind. Hinsichtlich der Versorgung der Tiere mit Mikronähremelenten zeigt sich, dass ebenfalls frühe Schnitttermine eine ausreichende Versorgung sicherstellen können. Grundfutter für die Pferdehaltung sollte in der Regel einen höheren Ballaststoffanteil, aber ein geringerer Nährwert aufweisen. Somit empfiehlt sich ein späterer Schnittzeitpunkt ab Anfang Juli für die Paludikulturen. Insgesamt sind die beobachteten Unterschiede mit Ausnahme der Gesamtzuckergehalte zwischen dem Referenz-Grünland und den Paludikulturen relativ gering, wodurch sich eine Nutzung der Paludikulturen (vornehmlich Rohrglanzgras und Seggen) als Grundfutter für zumindest die Pferdehaltung ebenfalls eignen würde. Erste Fütterungsversuche mit Rohrglanzgras Heu und Heulage bestätigen dies.

3.8.1 EINLEITUNG

Eine weitere potenzielle Verwendungsmöglichkeit für Paludikulturpflanzen könnte die Nutzung als Raufutter sein, um konventionelles Heu oder Grassilage aus der Grünlandbewirtschaftung von drainierten Mooren zu ersetzen. Die Bereitstellung eines nährstoffreichen und schmackhaften Grundfutters wirkt sich dabei unmittelbar auf die Rentabilität der Viehhaltung aus, da die Krafftuttergabe deutlich reduziert werden kann. Je nach Verwendungszweck (z.B. Pferdehaltung, Rinderzucht, Milchvieh) werden sehr unterschiedliche Anforderungen an das Grundfutter gestellt. Raufutter macht aus der Entwicklungsgeschichte der Tiere den Hauptbestandteil bei der natürlichen Nahrung aus, da die meisten Haus- und Nutztiere Herbivore sind, die sich über Jahrhunderte an karge Graslandschaften auch mit ihrem Verdauungstrakt angepasst haben (Gehrmann et al. 2018). Die Verdauung dieser Tiere ist auf kleinere Mengen, mit einem Futter welches einen hohen Ballaststoffgehalt (Rohfaser) aufweist ausgelegt. Besonders in der Pferdezucht werden große Mengen an strukturreichem Futter mit geringerem Futterwert benötigt, um typische Erkrankungen wie Laminitis, EMS und ECS vorzubeugen (Zielke, 2016). Da Pferde täglich ca. 1,5-3 % ihres Körpergewichtes konsumieren, benötigten sie ca. 9-18 kg Trockenmasse am Tag (bei einem 600 kg schweren Pferd), was jährlich einen Bedarf von 3,65 t für die Versorgung eines Pferdes darstellt. (ITF, 2018). Anders als bei Pferden wird bei den Wiederkäuern ein Großteil der Zerkleinerungsarbeit durch ihren speziellen Verdauungstrakt übernommen, wodurch die Verdauung effizienter ist. Rinder können auch aus der Zellulose, über im Darm angesiedelte Bakterien, ihren Proteinanteil decken (Jeroch et al., 2020). Mit Blick auf die Nährwerte verschiedener Raufutter Alternativen stellen sich das Rohprotein (der Gesamtgehalt an Eiweißen), Rohfett (der Gesamtgehalt von Fette und Ölen), Rohasche (der Gesamtgehalt an mineralischen Komponenten) und Rohfaser (sämtliche nicht-wasserlöslichen Kohlenhydrate) als die relevanten Hauptaspekte dar. Bei Pferden stehen oft die verdaubaren Rohfaser-Verbindungen im Mittelpunkt, denn der eigentliche Energielieferant im Heu ist die Faser. Faser wird ausschließlich über die Mikroorganismen im Dickdarm verdaut und setzt sich aus den unterschiedlichen Zellwandbestandteilen zusammen, die mehr oder weniger verdaulich sind. Für grasartigen Pflanzen nimmt der Lignin-Gehalt stetig mit dem Pflanzenalter zu. Somit steigt auch der Lignin-Gehalt je später die Pflanzen geerntet werden. Das spröde Lignin sorgt dafür, dass der Stängel der Pflanze

stabil bleibt und nicht umknickt, d.h. der Rohfasergehalt steigt, aber die Verdaulichkeit nimmt ab, da Lignin von Pferden nicht verdaut werden kann.

Da der Gehalt an verdaulichen Fasern für das Pferd das ausschlaggebende Kriterium ist, wurde die Weender Analyse 2004 nach van Soest erweitert (Abbildung 103). Hier erfolgte eine weitere Unterteilung in Nicht-Faser-Kohlenhydrate (NFC, dazu gehören Zucker, Stärke, Fruktane und wasserlösliche Pektine), Neutral-Detergend-Fiber (NDF, alle Strukturkohlenhydrate wie Hemicellulosen, Cellulose und Lignin), Acid-Detergend-Fiber (ADF, Cellulose und Lignin) und Acid-Detergend-Lignin (ADL, Ligningehalt). Werden diese Fraktionen bestimmt, kann daraus der Gehalt an Hemicellulose berechnet werden (Hemicellulosegehalt = NDF – ADF). Ebenso wie der Gehalt an Cellulose (Cellulosegehalt = ADF – ADL) (Sanoanimal, 2022).

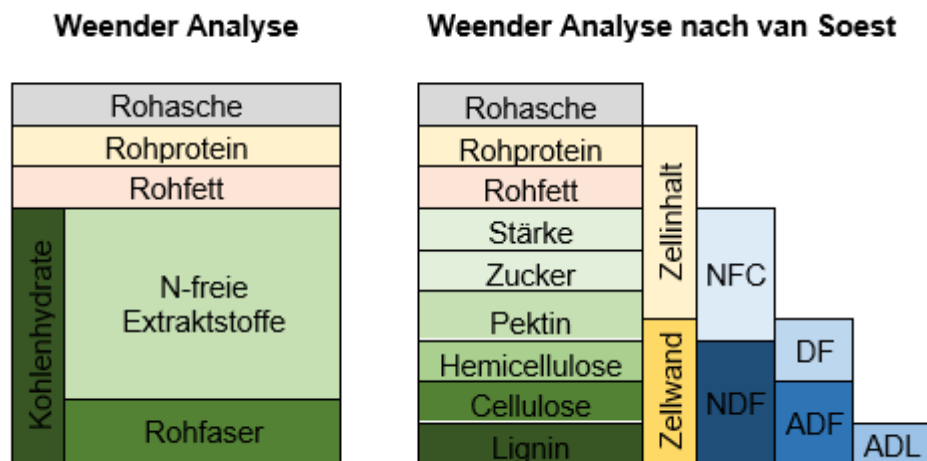


Abbildung 103 Darstellung der Abänderung der Weender Analyse nach van Soest (Gruber Tabelle 2018)

Konventionelle Grünlandmischungen werden meist mit einem Futterwert zwischen 8 und 9 beziffert. Der Futterwert ist ein Maßstab für die Verwertung eines Futtermittels, wobei dieser für die verschiedenen Tierarten variiert. Feucht-nasse Standorte weisen nach Klapp et al. (1953) dagegen Futterwerte zwischen 2 bis max. 7 auf (Tabelle 55). Diese Werte könnten als Indikator für die Qualität als Futternutzung genutzt werden, wobei hier erstmal keine Art ausgeschlossen wird.

Tabelle 55 Futterwerte von typischen Pflanzen nasser Moore. Die Futterenergie entspricht der Nettoenergie Laktation (NEL); Ausschnitt aus Müller und Sweers (2016). Die Fett markierten Arten wurden in dieser Studie untersucht.

Lat. Name	Deutscher Name	Futterenergie in MJ NEL kg ⁻¹ TM	Futterwerte nach Klapp
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras	5 - 7	7
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanz	5,5 - 7	4 - 5
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge	5,1 - 5,8	2
<i>Glycerica maxima</i>	Großer Wasserschwaden	5,5 - 7,3	5
<i>Lotus pedunculatus</i>	Sumpfhornklee	4,2 - 6,2	7
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras	4,5 - 7,1	6
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	3,6 - 5,7	3

Die Bestände auf Nasswiesen können, was die Erntemenge und die Biomassequalität angehen sehr ertragreich sein. Allerdings können sie auch sehr zellulose- und ligninhaltig sein und sind damit insbesondere für die Fütterung teilweise schwierig bis ungeeignet (Nordt et al., 2020). Die Qualität und der Nährstoffgehalt von Heu hängen von der Zusammensetzung des Aufwuchses, dem Boden, dem Zeitpunkt der Ernte, sowie der Lagerung ab. Wenn die Biomasse früher vom Feld genommen wird, hat sie einen höheren Rohproteingehalt (z.B. bei sehr intensiver Nutzung 180 g kg⁻¹ TM) und einen geringeren Rohfasergehalt (etwa 260 g kg⁻¹ TM). Mit Beginn der Blüte sinkt der Rohproteingehalt auf ca. 120 g kg⁻¹ TM, während der Rohfasergehalt auf ca. 280 g kg⁻¹ TM steigt. Überständiges Gras, nach der Blüte gemäht, hat mehr als 350 g Rohfaser kg⁻¹ TM und nur noch 80 g Rohprotein kg⁻¹ TM (ITF, 2018). In Bezug auf Paludikulturpflanzen zeigen sich auch schon erste Erfahrungswerte. Wird das Rohrglanzgras früh im Jahr, vor Rispenaustritt, geschnitten eignet es sich hervorragend als Futtermittel, insbesondere für Wiederkäuer mit einem Energiegehalt von 4,5–7,1 MJ NEL kg⁻¹ TS (Bockholt und Buske, 1997). Eine spätsommerliche Ernte würde

sich für die Pferdeernährung lohnen, da bei Pferden, insbesondere im Freizeitsport auf geringere Nährwerte und strukturreiches Futter gesetzt wird (Zielke 2016). Auf Grund der Hochwüchsigkeit und der Trittempfindlichkeit eignet sich Rohrglanzgras nicht für eine direkte Beweidung mit Rindern, Wasserbüffeln, Schafen oder Pferden (Nordt et al., 2020). Auch für den Rohrkolben zeichnen sich die Nutzungsmöglichkeiten als Futtermittel ab (GMC, 2016). Die Untersuchung von Pijlman et al. (2019) in den Niederlanden zeigt, dass der frühe Schnitt im Mai die höchsten Futterwerte und Nährstoffgehalte mit einem Rohproteingehalt von 127 g kg⁻¹ TM aufweist (Pijlman et al., 2019). Die Ernte des Rohrkolbens kann gut siliert oder auch frisch dem Futter für Milchvieh beigemischt werden (Geurts, 2018). Spätsommerlich geernteter Rohrkolben ist reicher an Rohfaser und anteilig für Trockensteher zu verwenden. Heu von Schlankseggenwiesen (*Carex acuta*) ist wegen des hohen Kieselsäuregehaltes ein gutes Pferdefutter. Die Silierung von Nasswiesen-Aufwuchs empfiehlt sich nur bei einem frühen Schnitt (Briemle et al. 1991).

3.8.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Ziel war es herauszufinden, inwieweit Paludikulturen sich als Grundfutter für die Pferde, Ochsen oder Milchviehhaltung eignen und somit in den bestehenden landwirtschaftlichen Betrieb integriert werden können. Neben reinen inhaltsstofflichen Untersuchungen, wurden Praxistests zur Heu und Silage Produktion sowie erste Fütterungsversuche durchgeführt.

Folgende Fragestellungen wurden untersucht:

- 1) Wie verändern sich die Futterqualität unterschiedlicher Paludikulturen über die Vegetationsperiode?
- 2) Wie gut lässt sich ein hochwertiges Grundfutter auf den nassen Paludikulturflächen produzieren?
- 3) Werden Paludikultur-Heu oder -Silage von Pferden oder Ochsen angenommen?

3.8.3 MATERIAL UND METHODIK

3.8.3.1 INHALTSSTOFFLICHE ANALYSEN

Es wurden im Jahresverlauf 2018 an fünf verschiedenen Zeitpunkten Biomasseproben zur Ertragsabschätzung sowie zur Analyse der inhaltsstofflichen Zusammensetzung in der wiedervernässten Variante der Arten Sumpf-Segge, dem breitblättrigen Rohrkolben, dem Schilf und dem Rohrglanzgras im Freisinger Moos entnommen. Zudem wurde aus dem angrenzenden Grünlandstreifen, der ebenfalls mittels der Unterflurbewässerung vernässt wurde, Referenzproben zum Vergleich gezogen. Zur Einschätzung der Futterqualität wurden an fünf Terminen über die Vegetationsperiode verteilt Proben entnommen. Das Probematerial wurde bei 60°C getrocknet und anschließend auf <1 mm gemahlen. Anschließend wurde das Probematerial an die LUFA Nord-West in Oldenburg zur Analyse entsprechend der erweiterten Weender Analyse zuzüglich einer Fruktan Bestimmung eingeschickt. Folgende Parameter wurden analysiert: Der Rohprotein-Gehalt, Rohfett, Rohfaser, Stickstofffreie Extraktstoffe (z.B. Lignin, Nichtstrukturkohlenhydrate (wie z.B. lösliche Zucker, Stärke, Pektine), sowie org. Säuren), die Gasbildung zur Berechnung des Energiegehaltes, Cellulose, Lignin, Hemicellulose, nicht-faserige Kohlenhydrate, nutzbares Protein, die ruminale Stickstoffbilanz, umsetzbare Energie, die netto-Energie-Laktation, die verdauliche Energie, das verdauliche Rohprotein und der Gesamtzucker-Gehalt. Parallel wurde eine Nährelement-Bestimmung (P, K, Ca, S, Mg, Na und Cl) am Institut für Gartenbau der HSWT durchgeführt.

3.8.3.2 PRAXISTESTS

Im Juni 2020 wurden Versuche zur Heuproduktion aus Rohrglanzgras im FSM durchgeführt. Dafür wurden die Saatgutgewinnungsflächen des Rohrglanzgrases gemäht und über einen Zeitraum von sechs Tagen durch regelmäßiges wenden getrocknet. Im Juni 2021 wurden die Versuche wiederholt, wobei anstelle von Heu, Heulage (haltbar gemachtes milchsaueres Futtermittel, gewonnen aus jungem Gras mit einer Restfeuchte von 40-50%) produziert wurde. Das produzierte Heu sowie die Heulage wurden jeweils an Ochsen und Pferde (Haflinger) verfüttert. Parallel wurde ebenfalls am Standort RH im Jahr 2021 Heu aus Rohrglanzgras und der Sumpf-Segge hergestellt. Dieses Material wurde an Alpakas verfüttert.

3.8.4 ERGEBNISSE

3.8.4.1 INHALTSSTOFFLICHE ZUSAMMENSETZUNG

Wie in Abbildung 104 dargestellt, liegen die Trockenmasseerträge der Paludikulturen bereits zum ersten Schnitttermin Anfang Mai über den Erträgen des Referenzgrünlands. Die Sumpf-Segge erzielt zum ersten Schnitttermin mit $3,05 \pm 0,66 \text{ t ha}^{-1}$ den höchsten Trockenmasseertrag. Mit fortschreitender Vegetationsentwicklung im Jahresverlauf blieben die Trockenmasseerträge des Referenzgrünlands konstant bei ca. $2,66 \pm 0,78 \text{ t ha}^{-1}$, während alle Paludikulturarten einen deutlichen Zuwachs bis zum letzten Beprobungstermin am 12.09.2018 aufweisen. Am letzten Schnitttermin zeigt der breitblättrige Rohrkolben mit $14,60 \pm 3,18 \text{ t ha}^{-1}$ den höchsten Trockenmasseertrag, gefolgt vom Rohrglanzgras mit $10,76 \pm 1,87 \text{ t ha}^{-1}$, der Sumpf-Segge mit $10,56 \pm 2,42 \text{ t ha}^{-1}$ und dem Schilf mit $8,46 \pm 1,45 \text{ t ha}^{-1}$.

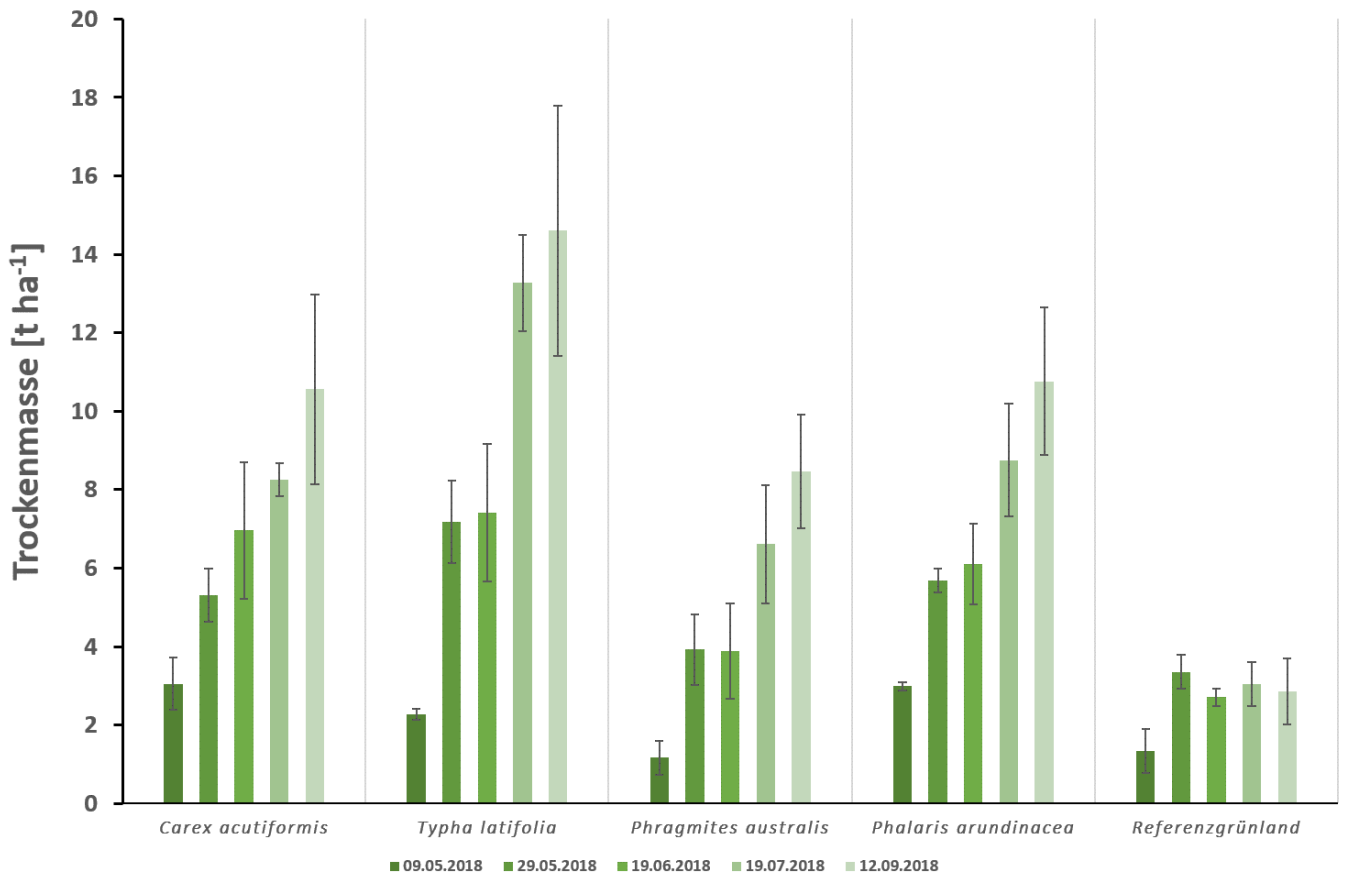


Abbildung 104 Biomasseentwicklung zu fünf zeitlich aufeinanderfolgenden Schnittterminen im Jahr 2018 im Freisinger Moos. Beprobte wurden die Pflanzversuche der Grundwasserstand-Variante Wiedervernässt.

Bei den Nährstoff-Hauptbestandteilen zeigen sich unterschiedliche und zum Teil gegenläufige Trends (Abbildung 105). Der Rohfaseranteil steigt bei allen Pflanzenarten im Jahresverlauf mit gewissen Schwankungen an. Den niedrigsten Rohfaseranteil weist der breitblättrige Rohrkolben mit 25 % zum ersten Schnittzeitpunkt im Mai auf. Der höchste Rohfaseranteil wurde mit 35 % im Referenzgrünland Mitte Juli (vierter Schnittzeitpunkt) nachgewiesen. Deutliche Unterschiede zwischen dem Referenzgrünland und den Paludikulturpflanzen konnten nicht nachgewiesen werden.

Mit Ausnahme des breitblättrigen Rohrkolbens nimmt bei allen untersuchten Pflanzenarten der Rohfettanteil im Jahresverlauf unterschiedlich stark ab. Mitte Juli erreichte der breitblättrige Rohrkolben den höchsten Rohfettanteil von 5,5 %. Der niedrigste Rohfettanteil mit 1,2 % wurde Mitte September beim Rohrglanzgras nachgewiesen. Mit Ausnahme des breitblättrigen Rohrkolbens unterscheiden sich die Paludikulturpflanzen nicht wesentlich in ihrem Rohfettanteil von dem wiedervernässten Referenzgrünland.

Die höchsten Rohproteinanteile wurden bei allen Pflanzenarten zum ersten Schnitttermin Anfang Mai nachgewiesen. Der Rohproteinanteil der Paludikulturpflanzen lag dabei deutlich über dem des Referenzgrünlands. Der höchste Rohproteingehalt mit 19,8 % wurde im Schilf nachgewiesen, gefolgt von der Sumpf-Segge (18,3 %), dem Rohrkolben (18,0 %) und dem Rohrglanzgras (14,2 %). Schon zum zweiten

Schnitttermin, 20 Tage nach dem ersten Schnitttermin, nahm der Rohproteingehalt bei allen Kulturen um durchschnittlich 3-8 % ab. Dieser Trend setzte sich im weiteren Jahresverlauf fort, wobei die Abnahme des Rohproteingehalts nicht mehr so stark ausgeprägt war wie zwischen dem ersten und zweiten Schnitttermin. Der Gesamt-Zucker Gehalt stieg bei allen untersuchten Pflanzen im Zeitraum Anfang Mai bis Mitte Juni an. Danach nahm der Anteil an Gesamt-Zucker bei allen Kulturen unterschiedlich stark ab. Dabei hatte das Referenzgrünland Ende Mai mit 11,2 % einen deutlich höhere Gesamtzuckergehalt als die Paludikulturpflanzen.

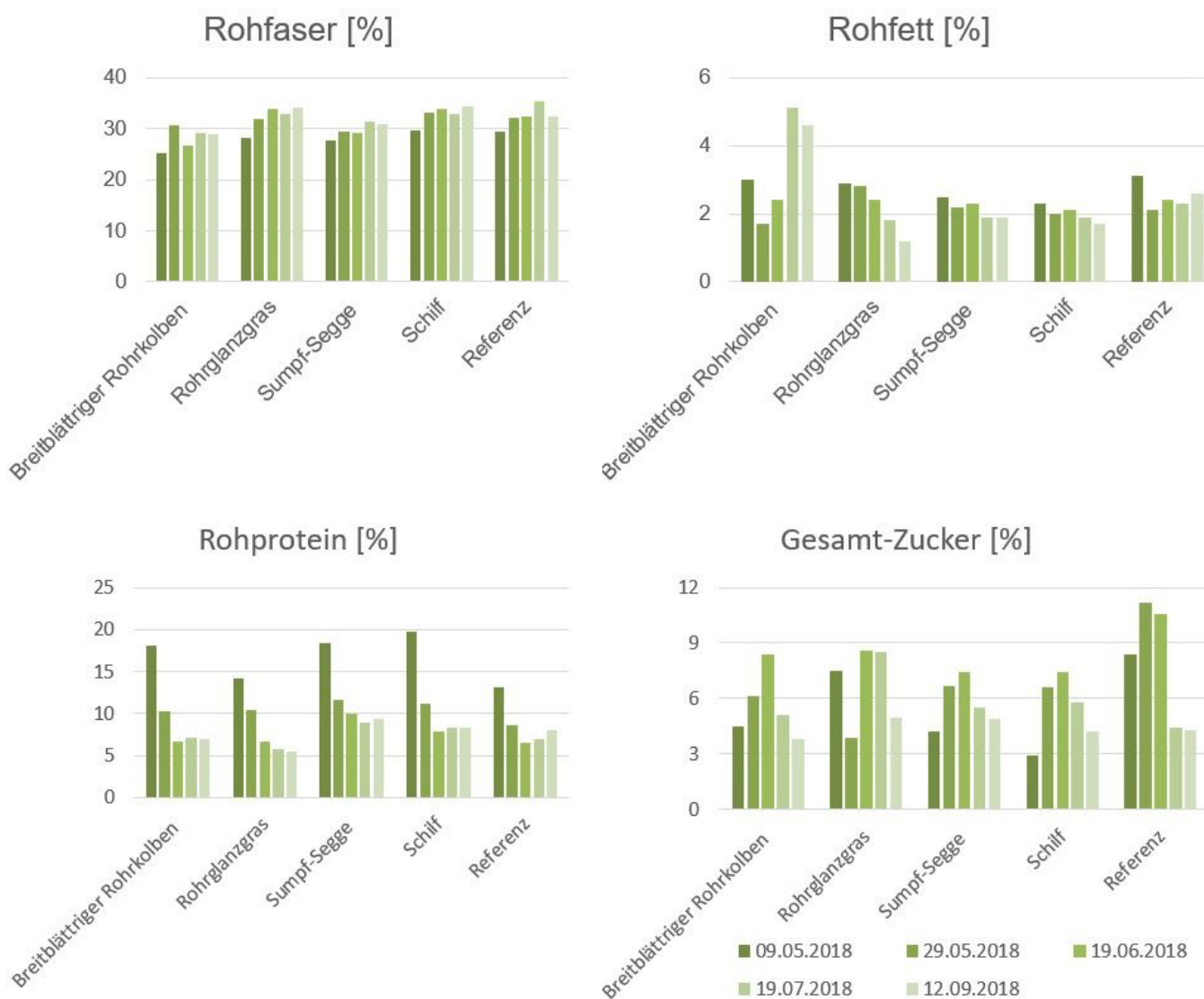


Abbildung 105 Darstellung der Nährstoff-Hauptbestandteile Rohfaser, Rohfett, Rohprotein und Gesamt-Zucker von den vier Paludikulturpflanzen sowie dem Referenzgrünland zu den fünf beprobten Ernteterminen. Zu beachten ist, dass die Y-Achse sich bei den verschiedenen Parametern unterscheidet.

Da für die Ernährung ein genauerer Blick auf die Faserstoffe gelegt wird, wurden diese aus den erhobenen Daten berechnet (Abbildung 106). Hierbei wurde ADL (Lignin), Cellulose, Hemicellulose und Pektin berechnet. ADL steigt über den Jahresverlauf bei allen Kulturpflanzen kontinuierlich von durchschnittlich 2 % auf durchschnittlich 8 % an, wobei das Referenzgrünland die niedrigsten Werte aufweist. Auch bei der Cellulose steigt der Anteil im Jahresverlauf um 7 bis 18 % an. Der höchste Cellulose Anteil von 36 % konnte Ende Juli im Referenzgrünland gemessen werden. Von den Paludikulturen zeigte das Rohrglanzgras den höchsten Cellulose Anteil mit 34 % Anfang September. Der Anteil von Hemicellulose ist im Jahresverlauf nicht einheitlich ausgeprägt. Während beim breitblättrigem Rohrkolben, der Sumpf-Segge und dem Schilf die Hemicellulose-Anteile unterschiedlich stark abnehmen, steigen sie beim Rohrglanzgras und dem

Referenzgrünland leicht an. Lediglich der breitblättrige Rohrkolben unterscheidet sich wesentlich in seinem Hemicellulose-Anteil vom Referenzgrünland. Beim Pektin gibt es bei allen Pflanzenarten einen unterschiedlich stark ausgeprägten Anstieg über den Jahresverlauf. Der höchste Pektin Anteil mit 16 % wurde bei dem breitblättrigem Rohrkolben Anfang September nachgewiesen, der geringste beim Schilf mit 2,8 % Ende Mai.

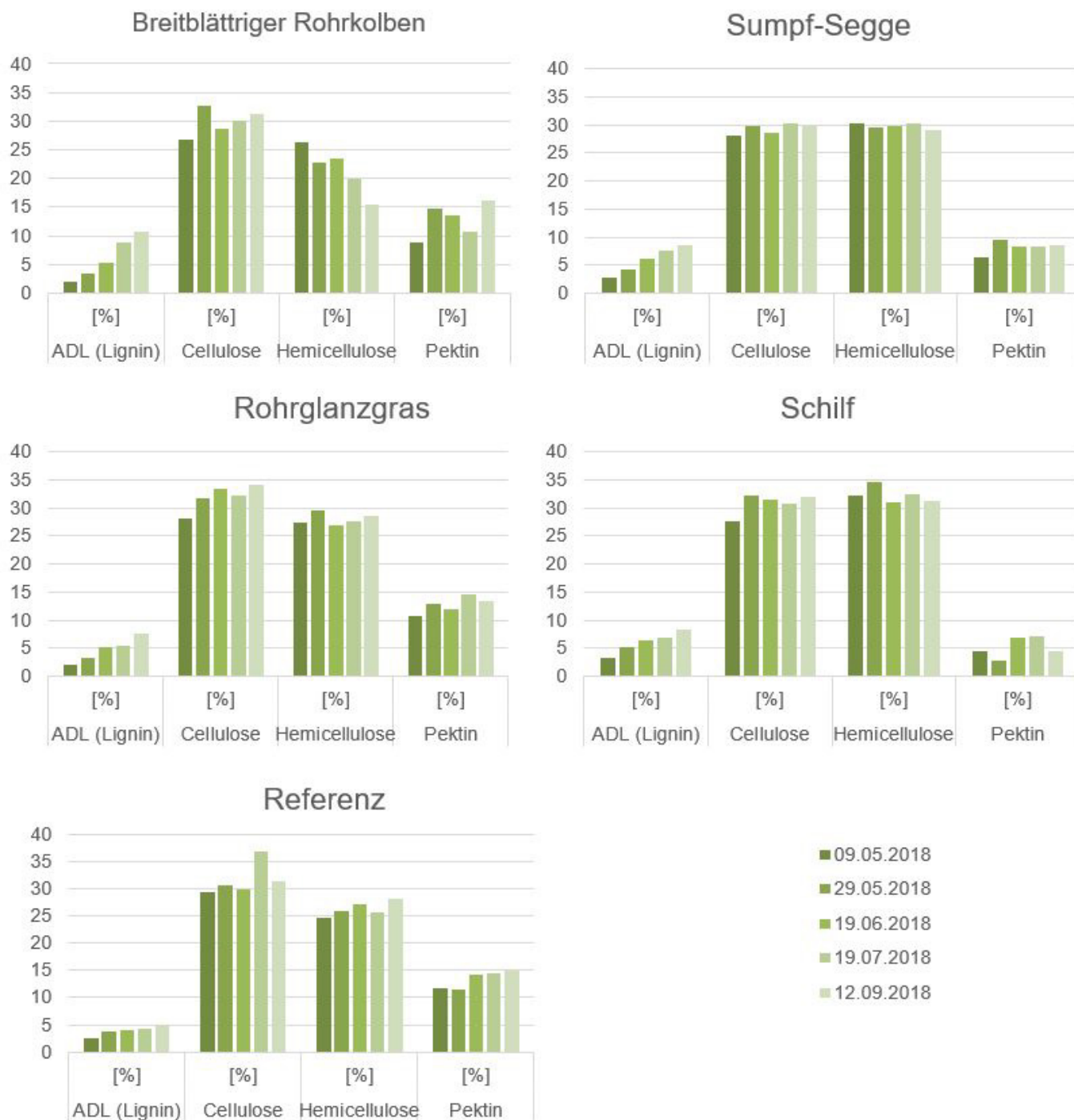


Abbildung 106 Aufteilung der Rohfaser. In der Grafik sind die unterschiedlich getesteten Pflanzenarten dargestellt, mit einer Aufteilung der Rohfaser in die Stoffe ADL (Lignin), Cellulose, Hemicellulose und Pektin. Es sind die fünf verschiedenen Ernte Zeitpunkte dargestellt.

Mit Blick auf die berechnete Energie zeigen sich geringe Schwankung zwischen den verschiedenen Pflanzenarten und den verschiedenen Schnittzeitpunkten (Abbildung 107). Die umsetzbare Energie für Pferde schwankt zwischen 6 und 9 MJ kg⁻¹ bzw. zwischen 8,7 und 9,8 MJ kg⁻¹ für Rinder. Den höchsten Werte konnten für den Rohrkolben zum fünften Schnittzeitpunkt mit 8,5 MJ kg⁻¹ (Pferd) bzw. 9,8 MJ kg⁻¹ (Rind)

nachgewiesen werden. Alle Paludikulturpflanzen weisen für das Rind eine höhere umsetzbare Energie verglichen mit dem Referenzgrünland auf. Die Energie-Laktation (NEL) für das Rind schwankt um 5,3 MJ kg⁻¹ und verändert sich im Jahresverlauf nur geringfügig. Die verdauliche Energie liegt für Pferde zwischen 7-9 MJ kg⁻¹ Trockenmasse.

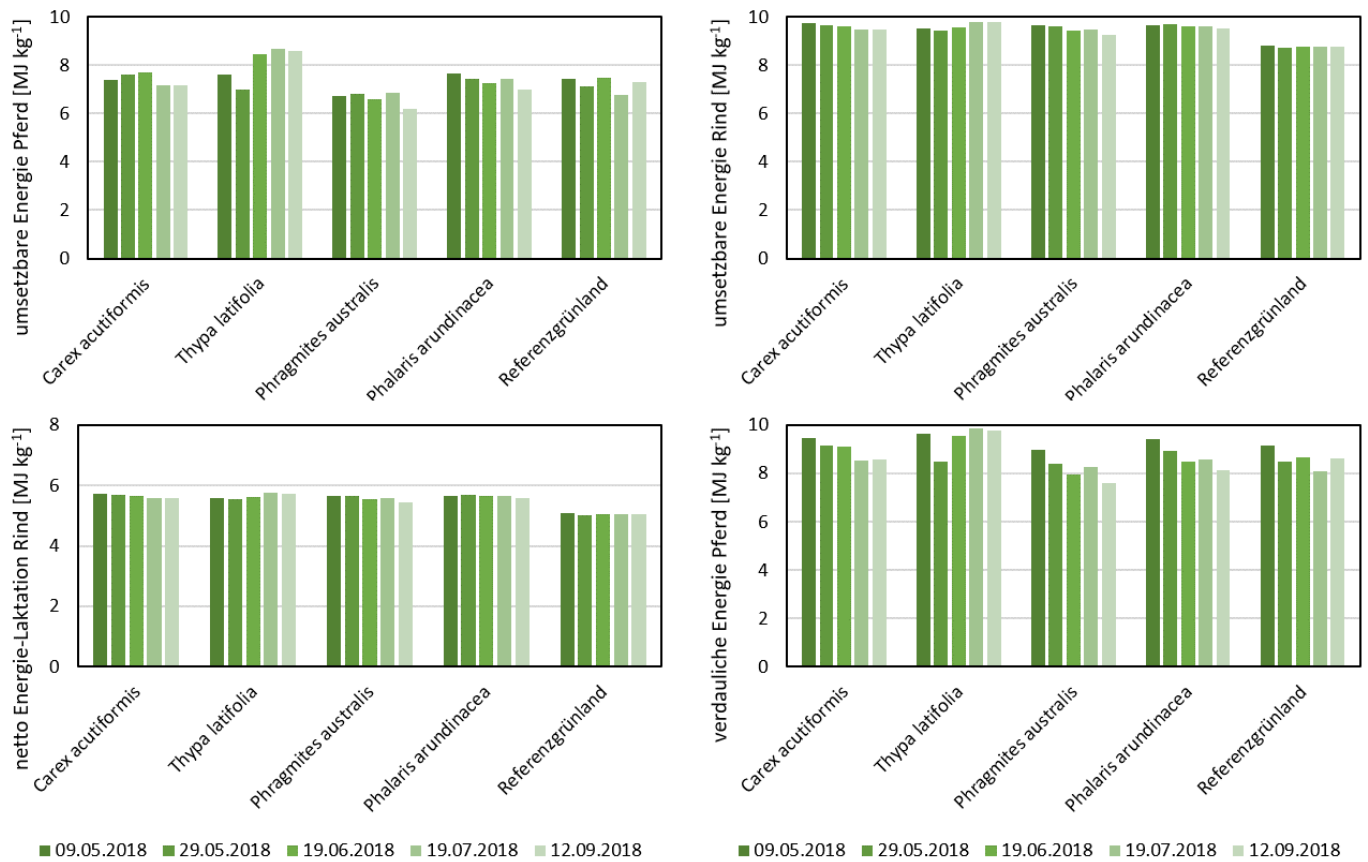


Abbildung 107 Verschiedene Energieberechnungen auf Grundlage der gemessenen Werte der verschiedenen Pflanzen und unterschiedlichen Schnittterminen. Die oberen zwei Grafiken stellt die umsetzbare Energie dar (berechnet (Pferd: GfE 2014), Rind GfE 1995)). Die unteren zwei Grafiken stellen die tierspezifisch relevanten Parameter verdauliche Energie berechnet (GfE 2003) und Netto-Energie-Laktation berechnet (van ES 1978) dar.

Im Bereich der Mikronährelemente zeigt sich für alle untersuchten Pflanzenarten eine starke Abnahme der P-, K- und Cl-Gehalte mit zunehmendem Pflanzenalter (Abbildung 108). *Typha latifolia* enthält zum ersten Schnitttermin die höchsten Gehalte an P mit 0,34 % sowie an K mit 2,13%. Bei den weiteren analysierten Mikroelementen gibt es keinen klaren Trend, stattdessen zeigen die untersuchten Pflanzen sehr individuelle Gehalte an Ca, Mg, Na und S (Abbildung 108).

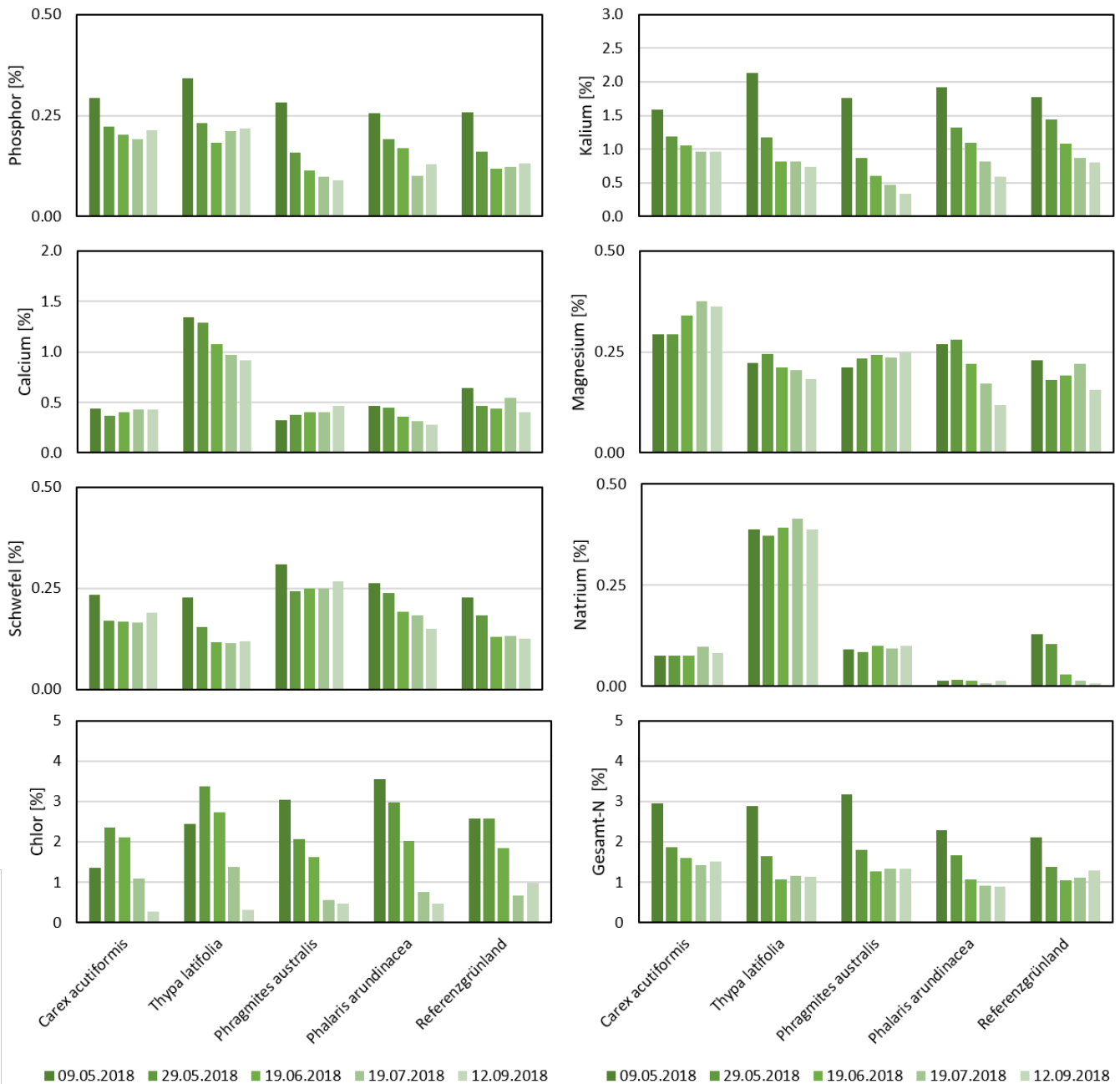


Abbildung 108 Veränderung der wichtigsten Mikronährelemente in den unterschiedlichen Pflanzenarten im Jahresverlauf.

In der Abbildung 109 und Abbildung 110 ist darstellt, wie viel Pflanzenmasse ein Pferd (600 kg) oder eine Milch-Kuh (600 kg) vom jeweiligen Futtermittel fressen müsste, um ihren Bedarf an Nährelementen zu decken. Unterhalb der roten Linie erhalten die Tiere genug oder zu viel von den jeweiligen Mikronährstoffen, oberhalb der roten Linie müsste zugefüttert werden. Beim Rohrglanzgras müsste für Pferde (Abbildung 109) Phosphor und Natrium supplementiert werden. Der Phosphorgehalt reicht beim Schilf und der Referenz nicht vollständig aus. Bei allen Pflanzen sinkt der Chlorgehalt mit späterem Erntezeitpunkt, doch für beide Tierarten reicht die Menge. Für eine Kuh reicht die Calcium-Menge ausschließlich bei einem frühen Schnitttermin (Abbildung 110).

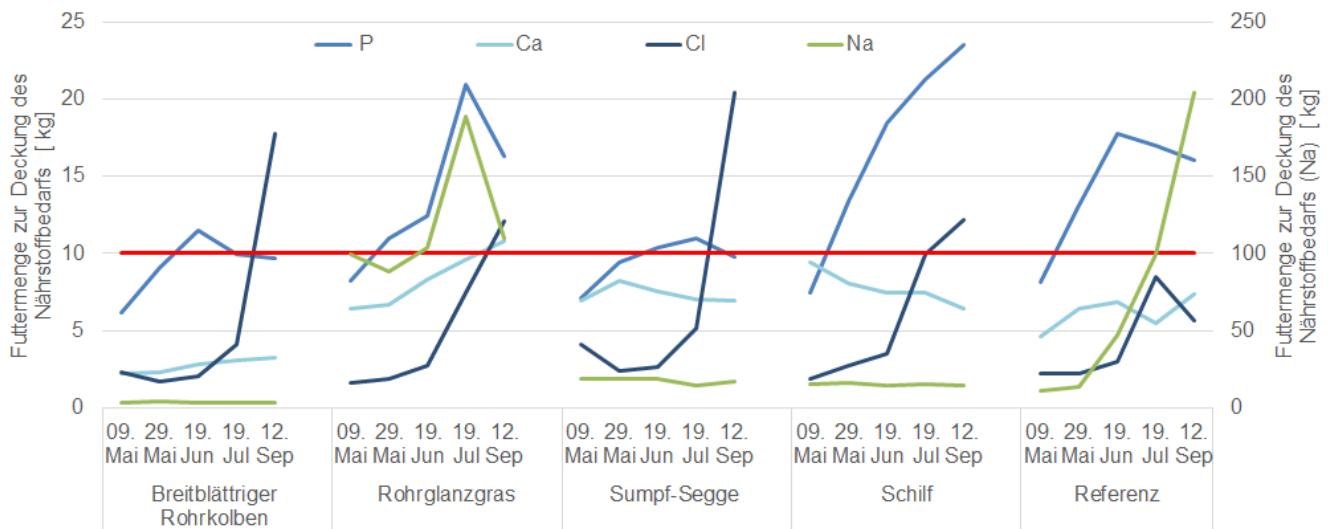


Abbildung 109 Darstellung der benötigten Futtermenge zur Deckung des täglichen Bedarfs an Mikronährstoffen je Pflanzensorte zu den fünf Beprobungsterminen. Die rote Linie zeigt die durchschnittliche Futtermenge für ein 600 kg Pferd. Die Skalierung für Natrium ist auf der sekundären Y-Achse dargestellt.

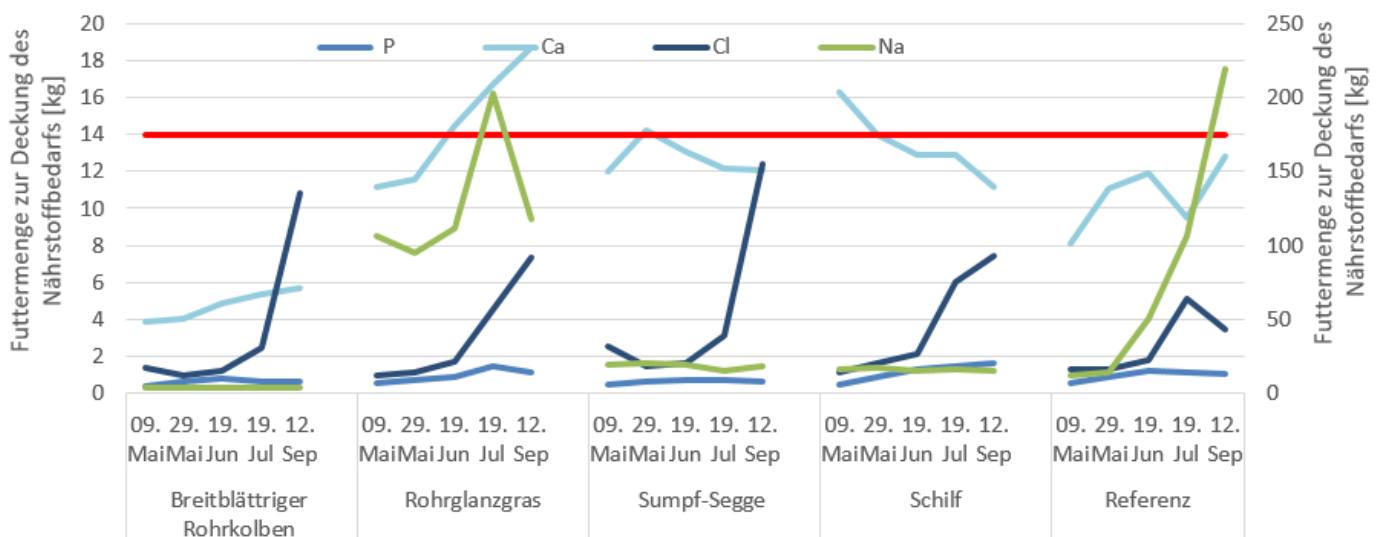


Abbildung 110 Darstellung von ausgewählten Mikronährstoffen der verschiedenen Pflanzensorten zu den fünf Beprobungsterminen. Die rote Linie zeigt die durchschnittliche Futtermenge für ein 600 kg Milchkuh bei einer Milchproduktion von 10l. Die Skalierung für Natrium ist auf der sekundären Y-Achse dargestellt.

3.8.4.2 PRAXISVERSUCHE ZUR FÜTTERUNG

Die Praxisversuche zur Rohrglanzgras-Heugewinnung zeigten, dass trotz sechstägiger Trocknungszeit, mit mindestens 2-maligen wenden am Tag, die Halmknoten des Rohrglanzgrases nicht ausreichend abtrocknen konnten. Um einer Schimmel- oder Brandgefahr entgegenzuwirken wurden die zwei gewonnenen Heuballen in Silofolie eingewickelt und vor ihrer Verfütterung 6 Wochen gelagert. Die Heulageproduktion im Jahr 2021 verlief dagegen ohne Probleme. Auch am Standort RH konnte im Juli 2021 problemlos Heu aus den *Carex acutiformis* und *Phalaris arundinacea* Beständen erzeugt werden. Die Fütterungsversuche mit *Carex*- und *Phalaris*-Heu bei den Alpakas scheiterten, da die Tiere beide Pflanzenarten nicht anrührten. Die Fütterung von Rohrglanzgrasheu funktionierte bei den Pferden und den Ochsen, wobei die Heulage im Folgejahr von beiden Tieren deutlich lieber angenommen wurde.

3.8.5 DISKUSSION

Von den Nährwerten spricht nichts gegen eine Verwendung als Futtermittel. Je nach Fokus der Tierart und Ernährung empfehlen sich die unterschiedlichen Schnittzeitpunkte. Von den Nährwerten sind die Schnitte am Anfang des Sommers deutlich höher, denn der Proteingehalt ist zu Beginn des Aufwuchses am höchsten. Parallel zum Proteingehalt sinkt auch der Fettgehalt in den meisten Pflanzen, wobei hier die Reduktion nur bei wenigen Prozent liegt. Ausgenommen ist der Rohrkolben- bei diesem steigt der Fettgehalt im Jahresverlauf weiter an. Der Zuckergehalt liegt am höchsten zum mittleren Zeitpunkt. Hier ist anzumerken, dass die Paludikulturpflanzen mit 4 bis 8 % Zucker im Durchschnitt geringere Gehalte als die Referenz aufweisen. Dies ist für Tiere mit geringer Bewegung von Vorteil. Gegenläufig verhält sich die Rohfaser. Diese nimmt, wie zu erwarten, über die Entwicklungsstadien zu. Wenn kalorisch ein höherwertiges Futter gesucht ist, sollte eher der frühere Schnitt genutzt werden. Bei einem Futtermittel, wo ein höherer Ballaststoffanteil, aber ein geringerer Nährwert gewünscht ist, empfiehlt sich eher ein späterer Schnittzeitpunkt. Mit genauerem Fokus auf die Rohfasern rücken die Gerüstsubstanzen NDF, ADF und ADL in den Vordergrund. Einfluss auf die Zusammensetzung dieser Gerüstsubstanzen haben die Pflanzenart, Artengruppen, das Vegetationsstadium und der Aufwuchs. Für Wiederkäuer werden bei Grundfutter mit hoher Qualität maximal 50 % NDF, 30 % ADF sowie 4-8 % ADL pro Kilogramm Trockenmasse empfohlen (ÖAG 2018). Für Pferde liegt der ideale ADF Wert ähnlich bei ca. 30 %, beim NDF ist der Spielraum größer, wobei 65 % auch nicht überschritten werden sollten (Sanoanimal 2022). Der NDF Wert summiert sich aus Lignin, Cellulose und Hemicellulose, die beiden letzten liegen im Durchschnitt bei etwa 25-30% und das Lignin bei 1-7 %. Damit gibt es Schnittzeitpunkte, die Idealwerte für Pferde und Kühe darstellen. Für Kühe, insbesondere Milchkühe, ist ein guter Energiewert und hoher Zuckerwert von Vorteil, somit wäre ein früher Schnitt zu bevorzugen. Geringere Energie-Werte mit höheren Rohfaserwert ohne ein zu hohen Ligningehalt wäre für Pferde, bei einem eher mittleren Schnitttermin zu finden (Wyss, 2020). Wenn der Ligningehalt einen kritischen Punkt übersteigt könnte das Material dennoch als Einstreu benutzt werden. In keinem der analysierten Werte weichen die untersuchten Paludikulturpflanzen stark von dem Referenzgrünland ab, wodurch aus Sicht der Makronährstoffen nichts gegen eine Verwendung als Futtermittel spricht. Auch von den berechneten Energiewerten weichen die Paludikulturpflanzen wenig von dem Referenzgrünland ab.

Die Versorgung der Mikronährstoffe nimmt bei den Pflanzen über den Jahresverlauf, sowohl bei Paludikulturen als auch bei der Referenz, ab. Am deutlichsten nimmt Chlor und Kalium ab. In der Berechnung, der Futtermenge, welche aufgenommen werden muss, um die kritische Menge des Mikronährstoffes aufzunehmen, zeigt sich, dass bei den ersten Schnittzeitpunkten keine Mangelernährung zu erwarten ist. Im Jahresverlauf kann es für Milchkühe besonders bei Calcium leichte Defizite geben. Das Rohrglanzgras weist bei den Mikronährstoffen die geringsten Gehalte auf: um eine Unterversorgung auszuschließen, müsste das Rohrglanzgras relativ früh im Jahr geschnitten werden. Phosphor stellt bei den meisten späten Schnittterminen für die Versorgung der Pferde eine kritische Menge da. Nur der Rohrkolben und die Segge bedienen hier den Bedarf. Ein Mangel würde als extremste Folge Fressunlust, Fruchtbarkeitsstörungen und Knochenbrüchigkeit haben. Die untersuchten Mengenelemente wiesen teilweise zwar eine Überversorgung auf, aber in keinem extremen Ausmaß, wodurch eher die Gefahr der Unterversorgung beachtet werden muss. Bei einer möglichen Überversorgung mit Salzen, wie Natrium oder Chlorid, können die Tiere diese mit einer erhöhten Wasseraufnahme ausgleichen.

Inwieweit die Paludikulturbiomasse tatsächlich für eine Fütterung geeignet ist, hängt ganz wesentlich davon ab ob das Futter auch von den Tieren angenommen wird. Die wenigen durchgeführten Praxistests zeigen das es vermutlich sehr stark von den jeweiligen Rassen abhängt an die die Biomasse verfüttert wird. Zumindest konnte gezeigt werden das Rohrglanzgrasheu und -heulage an Ochsen und Haflinger verfüttert werden kann, solange kein höherwertiges Futter parallel angeboten wird.

3.8.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Um die Futterqualität abschließend beurteilen zu können, müsste ein ausgedehnter Fütterungsversuch mit den Paludikulturpflanzen durchgeführt werden. Wie bereits beschrieben wurden Alpakas mit Heu aus Rohrglanzgras und der Sumpfschilf gefüttert, wobei beide Pflanzenarten verweigert wurden. Dahingegen wurde Heu und Heulage aus Rohrglanzgras an Ochsen und Pferde erfolgreich verfüttert. Um diese Tendenz zu quantifizieren, sind weiterführende Fütterungsversuche wichtig.

4 MODUL

WIRTSCHAFTLICHKEIT VON PALUDIKULTUREN

D. BODENMÜLLER, T. EICKENSCHIEDT, M. DRÖSLER UND M. KAPFER

Zusammenfassung

Die Wirtschaftlichkeit des Anbaues von Paludikulturen wird mit der Deckungsbeitragsberechnung bestimmt. Dabei ergeben sich aktuell für alle untersuchten Paludikulturen negative Deckungsbeiträge (Deckungsbeitrag I). Aus betriebswirtschaftlicher Perspektive kann daher der Anbau von Paludikulturen zum aktuellen Zeitpunkt und ohne marktetaillierte Veredelungsprodukte, wie der stofflichen Nutzung als Dämmplatten, nicht mit etablierten landwirtschaftlichen Kulturen konkurrieren. Werden jedoch die THG-Emissionseinsparungen bei einer Umwandlung von entwässerten landwirtschaftlich genutzten Flächen (LF) auf Niedermoorstandorten auf die Paludikulturen monetarisiert (=THG Vermeidungskosten), ist der Anbau von Paludikulturen im Vergleich zu einer üblichen Landbewirtschaftung auf Niedermoorflächen bereits jetzt volkswirtschaftlich positiv. Denn die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von THG-Emissionen, z. B. abgeleitet anhand aktueller Preise für CO₂-Zertifikate oder CO₂-Emissionsrechte, ist höher als die durch den Anbau von Paludikulturen entstandenen Kosten (=negativer Deckungsbeitrag bezogen auf eingesparte THG-Emissionen bzw. im Boden fixiertes CO₂ als C_{org}).

Bei einer Implementierung von Paludikulturen in den bestehenden landwirtschaftlichen Betrieben ist vor allem der Umfang bzw. der Anteil von Paludikulturen an der LF entscheidend, ob die bisherige Betriebsorganisation und –ausrichtung beibehalten werden kann oder der Umfang der Restflächen mit üblicher landwirtschaftlicher Bodennutzung so gering ist, dass eine weitgehende Extensivierung oder Aufgabe der bisherigen Nutzung erforderlich ist. Die im Rahmen vom MOORuse erhobenen Daten, die entwickelte Methodik und die Ergebnisse der Kalkulationen stellen wichtige Grundlagen für die Bestimmung des betriebswirtschaftlichen Nachteils bei einer Implementierung von Paludikulturen dar und dienen damit als Basis für die Prämienbestimmung der Maßnahme M16/M18 (Anbau/Etablierung von Paludikulturen) des bayerischen Moorbauernprogramms. Für die Bewirtschaftung der Paludikulturen ergeben sich insgesamt ab einem Umfang von ca. 20 ha Paludikulturen wirtschaftliche Vorteile einer Eigenmechanisierung gegenüber einer Ernte im Lohn.

4.1 EINLEITUNG

Die in Modul 4 durchgeführte Analyse der Wirtschaftlichkeit von Paludikulturen baut auf den Ergebnissen der vorherigen Module des MOORuse-Projektes auf. Dabei liegt der Fokus dieses Moduls auf der landwirtschaftlichen Produktion und der wirtschaftlichen Auswirkungen durch den Anbau von Paludikulturen. Wegen der aktuell mangelnden Datenverfügbarkeit insbesondere zu Erzeugerpreisen werden beispielhaft eine stoffliche Verwendung des Erntegutes zur Herstellung von Dämmplatten, sowie für die energetische Nutzung die Verwertung als Biogassubstrat, untersucht. Insgesamt werden zwei Schwerpunkte für die Analyse zur Wirtschaftlichkeit der Paludikulturen gesetzt: (1) eine volkswirtschaftliche Abschätzung, ob Paludikulturen volkswirtschaftliche Nutzen bringen und (2) wie sich der Anbau von Paludikulturen auf die Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Betriebe auswirkt. Das kann einen Anhaltspunkt im Hinblick auf die Frage, ob der Anbau von Paludikulturen eine wirtschaftliche Alternative für landwirtschaftliche Betriebe unter derzeitigen Rahmenbedingungen ist bzw. wie mögliche staatliche oder freiwillige Maßnahmen (Förderungen, Zertifikate) ausgestaltet sein müssten, damit die Anreize für den Anbau von Paludikulturen ausreichend hoch sind, liefern. Insgesamt stellen die im MOORuse kalkulierten Berechnungen eine wichtige Basis für das zukünftige Moorbauernprogramm des bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) dar.

4.2 FRAGESTELLUNGEN UND ZIELE

Folgende Fragestellungen wurden untersucht:

1. Wirtschaftlichkeit von Paludikulturen
2. Monetarisierung möglicher THG-Emissionseinsparungen
3. Wirtschaftliche Auswirkungen des Anbaus von Paludikulturen in den bestehenden landwirtschaftlichen Betrieb
4. Eigenmechanisierungsschwelle bei Investitionen in Spezialerntegeräte (Mähraupe) zur Ernte von Paludikulturen
5. Einfache volkswirtschaftliche Bewertung anhand der THG-Vermeidungskosten und Klimakosten für THG-Emissionen

4.3 MATERIAL UND METHODIK

4.3.1 DATENGRUNDLAGE

Die Berechnungen zur Wirtschaftlichkeit der einzelnen Paludikulturverfahren beruhen auf eigenen Kalkulationen, die auf Basis der Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten der LfL (2023), einschlägiger Fachliteratur, eigenen Erhebungen im Rahmen des MOORuse-Projektes (vgl. Tab. 56) sowie auf Einschätzungen von Fachexperten beruhen. Daten und Berechnungen zu den Kosten eines Wassermanagements werden nicht berücksichtigt, da keine belastbaren Daten vorliegen. Werte aus der Literatur weisen nach Schätzl, R. (2007) hohe Schwankungen und Unsicherheiten auf (1.500 € ha^{-1} bis 9.000 € ha^{-1}) und erfordern eine einzelflächenspezifische Betrachtung. Die wesentlichen Grundlagen für die Wirtschaftlichkeitsanalyse können Tabelle 56 entnommen werden.

Tabelle 56 Datengrundlage

Vorgang	Beschreibung	Datengrundlage / Quellen
THG-Emissionen und Ertragsdaten von Paludikulturen	THG-Emissionswerte und Ertragsdaten nach Etablierung der Paludikulturflächen	Eigene Erhebungen und Messungen innerhalb des MOORuse-Projektes
THG-Minderungen Nassbewirtschaftung	THG-Emissionseinsparungen gegenüber Landwirtschaftsverfahren (Acker) auf entwässerten Niedermoorstandorten	Tiemeyer et al. (2020)
Berechnung der THG-Emissionen	Kalkulation THG-Emissionen durch Betriebsmittel sowie der Bewirtschaftung der Paludikulturflächen	Daten aus LfL-Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten (2023) ergänzt durch Daten vom KTBL (2020) (Dieselverbrauch Maschinen) sowie Einschätzungen von Fachexperten
Saat- und Pflanzgutmenge	Anzahl und Menge des Pflanz- bzw. Saatgutes zur Etablierung der Paludikulturen	Messungen innerhalb des MOORuse-Projektes
Maschinenkosten, Arbeitszeitbedarf (Eigenmechanisierung)	Daten werden anhand „normaler“ landwirtschaftlicher Produktionsverfahren abgeleitet	LfL-Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten ¹⁾
Wassermanagement	Die Kosten eines möglichen Wasser-managements sind nicht weiter berücksichtigt	Schätzl, R. (2007)
Spezielle Arbeitsgänge, Betriebsmittel und Verfahren (Lohnunternehmer)	Spezifische Arbeitsgänge, Betriebsmittel und Verfahren bei Anbau von Paludikulturen	Daten von spezialisierten Lohnunternehmer sowie Expertisen von Fachexperten
Leistungen	Erzeugerpreise für Ernteprodukte	Paludikulturen: Erhebungen, Einschätzungen und Zahlungsbereitschaft von Fachexperten und Projektpartnern; Sonstige landwirtschaftliche Produkte: LfL Deckungsbeitragsrechner
THG-Emissionspreise	CO ₂ – Vermeidungskostenansatz je eingesparte Tonne CO ₂ -Äquivalente und Klimakosten	UBA (2021), Handelspreis CO ₂ Emissionsrechte Börse, Freiwillige CO ₂ Kompensationspreise (Atmosfair, MoorFutures®, PrimaKlima)
Betriebstypen und Anpassungsreaktionen	Definition der Betriebstypen Anpassungsreaktionen bei Umwandlung auf Paludikulturen	Eigene stark vereinfachte Annahmen auf Grundlage von Experteneinschätzungen sowie der LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten ¹⁾
Eigenmechanisierungsschwelle	Investitionskosten für die Eigenmechanisierung (Mähraupe) sowie Kosten der befragten Lohnunternehmer	Daten von Hersteller Mähraupe (Käsbohrer) sowie Praxiswerte von Fachexperten und Lohnunternehmer

¹⁾ einsehbar unter (<https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html>)

4.3.2 METHODE

4.3.2.1 PALUDIKULTUREN

Grundsätzlich werden die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen beim Anbau von Paludikulturen mittels der Deckungsbeitragsberechnung bestimmt. Der Deckungsbeitrag berechnet sich aus den Markterlösen bzw. der Zahlungsbereitschaft potenzieller Abnehmer des Erntegutes, abzüglich der proportionalen variablen Spezialkosten des Anbauverfahrens. Die Deckungsbeitragsrechnung wird um eine „Monte Carlo“ Simulation erweitert, um trotz unsicherer Datengrundlage, Aussagen zur Wirtschaftlichkeit von Paludikulturen treffen zu können. Es wird als Ergebnis folglich die Verteilungswahrscheinlichkeit des Deckungsbeitrages ausgewiesen. Das Ergebnis stellt die Verteilungswahrscheinlichkeit im 90 % Quartil (untere und obere Grenzwerte der Ergebnisverteilungen) sowie den Erwartungswert (μ) und die Standardabweichung (σ) dar. Die Ergebnisse geben folglich die Spannbreite des Deckungsbeitrages ergänzt um dessen Eintrittswahrscheinlichkeit wieder. Zusätzlich werden die THG-Emissionen aus a) dem Produktionsverfahren anhand aller Emitter (wie Strom, Diesel, Dünger) betrachtet und berechnet, sowie b) die THG-Emissionsrückgänge gegenüber einer „normalen“ Landbewirtschaftung auf entwässerten Niedermoorstandorten verglichen.

Die daraus abgeleiteten THG-Vermeidungskosten (Quotient aus Deckungsbeitrag und THG-Emissionseinsparungen) ergeben die Kosten der THG-Emissionsminderungen in € je Tonne CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr. Ein Vergleich zwischen den Kosten der THG-Emissionseinsparungen beim Anbau von Paludikulturen und der Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von THG-Emissionen bewertet anhand der Preisansätze für THG-Vermeidungen erlaubt eine –stark vereinfachte – volkswirtschaftliche Bewertung des Anbaus von Paludikulturen. In einer gesamtwirtschaftlichen Betrachtung erweist sich der Anbau von Paludikulturen als dann sinnvoll, wenn der erzielte externe Nutzen durch die eingesparten CO₂-Emissionen größer sind, als die Kosten der THG-Minderungen durch den Anbau von Paludikulturen.

4.3.2.2 BETRIEBLICHE AUSWIRKUNG BEIM ANBAU VON PALUDIKULTUREN

Zur beispielhaften Darstellung und Berechnung der Ergebnisse wurden einfache modellhafte landwirtschaftliche Betriebe definiert und anhand der betrieblichen Ausrichtungen, „typische“ Produktionsverfahren den Betrieben zugewiesen. Potenziell wird ein modellhafter Kartoffelbaubetrieb, wie er für das oberbayerische Donaumoos typisch ist (Marktfruchtbaubetrieb-Intensiv), ein Getreidebaubetrieb (Marktfruchtbaubetrieb-Extensiv) und ein Milchviehbetrieb (inkl. Bestandsergänzung) definiert, um beispielhaft die verschiedenen Betriebsausrichtungen auf Niedermoorstandorten abbilden zu können. Die Modellbetriebe unterscheiden sich hinsichtlich der angebauten Kulturen, in der Tierhaltung sowie dem daraus resultierenden Arbeitszeitbedarf und Gesamtdeckungsbeitrag (siehe Tab. 9 und 10).

Je Modellbetrieb werden die betriebliche Anpassungsreaktionen in Abhängigkeit vom Anteil Paludikulturen an der LF (10 %, 30 % und 75 %) mit Hilfe von Expertenwissen definiert. Dabei wird bei niedrigem (10 %) und mittlerem (30 %) Paludikulturanteil die Betriebsausrichtung soweit möglich beibehalten. Bei 75 % der AF wird die Betriebsorganisation auf Paludikulturanbau mit extensiv bewirtschafteten Ackerbau auf Rest-Ackerflächen umgestellt, evtl. vorhandenes Restgrünland wird nicht mehr genutzt und fällt brach. Hier wird wegen der deutlichen Arbeitszeiteinsparung von der Aufnahme einer außerlandwirtschaftlichen Erwerbstätigkeit ausgegangen.

Es werden die Deckungsbeiträge ohne Lohnansatz bei einer Implementierung von 10 % und 30 % Paludikulturen und mit Lohnansatz bei 75 % Paludikulturen (Einsparung des Arbeitszeitbedarfs) an der AF berechnet. Anschließend wird kalkuliert welche spezifischen Auswirkungen die Implementierung von Paludikulturen auf die Wirtschaftlichkeit sowie auf die THG-Emissionen je Hektar LF bzw. je Hektar Paludikulturflächen haben.

4.3.2.3 MÖGLICHKEITEN DER EIGENMECHANISIERUNG

Für die Berechnung der Eigenmechanisierungsschwelle wird anhand der Kapitalwertmethode analysiert (1) bei welchem Mindestumfang von Paludikulturen eine Investition in spezialisierte Erntemaschinen (Mähraupen) im Vergleich zu einer überbetrieblichen Durchführung der Ernte, z.B. durch ein Lohnunternehmen wirtschaftlich vorteilhaft ist und (2) wie hoch die Kosten einer Investition in Erntemaschinen in Abhängigkeit vom Umfang der Fläche der Paludikulturen sein dürfen, um vorteilhaft im Vergleich zu einer Ernte im Lohn zu sein. Der Hintergrund für diese Berechnungen sind von Landwirten selbst umgebaute und auf Niedermoorstandorte angepasste Landwirtschaftsmaschinen (siehe Abb. 115). Letztendlich lässt sich aus der Berechnung ableiten, wie hoch die Investitionskosten für die selbst umgebauten bzw. angepassten Maschinen in Abhängigkeit vom Flächenumfang Paludikultur maximal sein dürfen.

4.4 ERGEBNISSE

4.4.1 PALUDIKULTURANBAU

4.4.1.1 PRODUKTIONSKENNZAHLEN ANBAU PALUDIKULTUREN

Im Anbauverfahren der Paludikulturen findet die Etablierung auf den noch trockenen (entwässerten Niedermoorflächen) Ackerflächen vor der Wiedervernässung statt. Die Paludikulturen werden dabei mittels Drillsaat ausgebracht (außer Sumpf-Segge Jungpflanzgut, siehe Tab. 57). Prinzipiell wird im Anbauverfahren der Paludikulturen kein Dünger benötigt (Ausnahme Rohrglanzgras mit energetischen Nutzung, siehe Tab. 57). Bei Rohrglanzgras zur energetischen Nutzung (Biogas) wird wegen der Beschaffenheit des Ernteguts (Silierfähigkeit) von einer Sommermahd ausgegangen. Für alle weiteren Verfahren findet die Ernte als Wintermahd statt. Nach der Ernte wird das Häckselgut bis zu einem TM-Gehalt von rund 87 % getrocknet und eingelagert. Das getrocknete Häckselgut wird zur Weiterverarbeitung (Dämmplatten) verkauft. Für die Biogasvariante (Rohrglanzgras) mit Sommermahd wird das Erntegut direkt ab Feldrand verkauft (siehe Tabelle 57).

Da zum aktuellen Zeitpunkt viele der erhobenen Daten mit hohen Unsicherheiten behaftet sind, werden für die Kalkulationen Verteilungsfunktionen (Datenspannen) in die „Monte Carlo“ Simulation integriert. So wird je der Minimum-Wert bzw. falls vorhanden ein Substitutionswert (Bsp. Marktpreis Stroh für Weiterverarbeitung zu Dämmplatten), der berechnete Erwartungswert (Mittelwert aller Daten) sowie der

Maximal-Wert hinterlegt. Anhand der „Monte-Carlo-Simulation“ werden anschließend (bei 100.000 Iterationen je Simulation) die Berechnungen ausgeführt. Das Ergebnis stellt eine Wahrscheinlichkeitsverteilung dar, sie wird als 90 % Quartil (unterer und oberer Grenzwert der Ergebnisspanne) sowie als eine Kombination aus Erwartungswert (μ) und der Standardabweichung (σ) ausgewiesen.

Tabelle 57 Produktionskennzahlen Paludikulturen

		Rohrglanzgras II (energetisch)	Rohrglanzgras I (stofflich)	Rohrkolben (Tan)	Rohrkolben (Tla)	Schilf (Pau)	Sumpf-Segge (Caf)
Betrachtungszeitraum		22 Jahre (1 Pflanzjahr mit Etablierung, Folgejahr mit niedrigeren Erträgen, 20 Jahre mit Normalertrag)					
Etablierung	Wasserstand bei Etablierung	Trocken/Wiedervernässung nach An-Saat/Pflanzung					
	Saatbettbereitung	Grundbodenbearbeitung mit Pflug, Drillsaat mit Kreiselegge Übliche Arbeitsverfahren ¹⁾					Pflug, Kreiselegge
	Pflanzung/Saat						Pflanzung durch LU
Wasserstands-Einstellung nach Saat/Pflanzung		+0 - 10 cm unter Bodenoberkante					
Menge Saatgut	g/ha	10.000		1.000	1.000	2.000	
Menge Pflanzgut	St./ha						62.500
Saatgutkosten ²⁾	€/g	0,24		4,80	4,20	3,80	
Pflanzgutkosten	€/St.						0,18 ³⁾
Sojaschrot	kg/ha			37,5			0
Düngung	kg/ha	Entzugsdüngung, mit stabilisiertem NPK-Dünger	Keine Düngung				
Erntezeitpunkt		Sommermahd	Wintermahd				
Ernteverfahren		Einstufiges Ernteverfahren mit Mähraupe, Häckseln des Erntegutes und einblasen in Ladebunker, Ablage am Feldrand (LU)					
Produkt		Feldbestand zur Ernte	trockenes Häckselgut ab Hof				
Variable Kosten Transport/Verladung			Transport zum Hof (Feld Hof Entfernung 2 km), Erntegut einlagern und Erntegut auslagern				
Schlaggröße	ha	2					
Transport Erntegerät	km	Entfernung pauschal Lohnunternehmen Feld (150 km)					
Flächeneinrichtung	€/ha	Pauschale Lohnunternehmen					
Trocknung ⁴⁾		Nein	Trocknung auf rund 87 % TM-Gehalt				
Verwertungsrichtung		energetisch	stofflich				
Verwendung		Substrat für Biogas	Dämmplatten	Dämmplatten	Dämmplatten	Dämmplatten	Dämmplatten
Kalkulationszinsfuß	%	4					
Kalkulationsgrundlagen der Berechnungen							
Deterministische Variablen		Saat- und Pflanzgutkosten, Kosten der Etablierung, Kosten Dünger/Pflege gesamt, Rüstzeit Mähraupe, Deckungsbeitrag I für das Pflanzjahr, THG-Emissionen des Gesamtbetriebes Ausgangslage					
Unsichere Variablen mit hinterlegten Verteilungen (Monte-Carlo-Simulation)		Ertrag, Erzeugerpreise → Zahlungsbereitschaft, Flächenleistung Lohnunternehmer Ernte, Kosten LU-Stundensatz, Transportkosten Mähraupe, Gesamtkosten LU-Ernte, (variable) Kosten der Trocknung					
Monte-Carlo-Simulationsberechnungen		Berechnung und Darstellung der Verteilungen im 90 % Quartil (unterer und oberer Grenzwert) Erwartungswert (μ) und Standardabweichung (σ) von Leistungen, Kosten der Ernte (inkl. Flächenleistung Mähraupe), variable Kosten (Transport und Trocknung sowie insgesamt) THG-Emissionen Anzahl der Iterationen je Simulation 100.000					

¹⁾ Vgl. LfL- Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten (2023), Etablierung Winterweizen, von <https://www.stmelf.bayern.de/idb/winterweizen.html>.

²⁾ Bei Abnahme von über 100g

³⁾ Abgeleitet aus den Jungpflanzgutkosten unseres Projektpartners Johann Krimmer

⁴⁾ Vereinfachter Vergleich mit Trocknung von Belüftungsheu. Datengrundlage ist der Mittelwert aus den Trocknungsverfahren Kaltbelüftung, Dachabsaugung, Entfeuchter, Dachabsaugung plus Entfeuchter sowie Dachabsaugung plus Photovoltaik plus Entfeuchter. (LfL-Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten – Belüftungsheu)

4.4.1.2 DECKUNGSBEITRAGSBERECHNUNG PALUDIKULTUREN

Die Deckungsbeiträge werden für eine Gesamtkulturdauer von 22 Jahren berechnet. Dabei untergliedern sich die Kulturjahre in ein Pflanzjahr (Etablierung ohne Ertrag), ein Folgejahr (erstes Jahr nach Etablierung mit zumeist geringeren Ertragswerten) sowie den Vollertragsjahren (Folgejahre mit gleichmäßig hohem Ertrag). Nicht berücksichtigt werden möglicherweise anfallende Kosten einer Rodung nach Ende des Betrachtungszeitraums. Außen vor bleiben zudem die Kosten der Flächenvorbereitung bzw. Wiedervernässung (vgl. Kap. 4.3.1). Bei allen Deckungsbeitragsberechnungen wird eine Ernte im Lohn unterstellt, da die Investitionskosten für die Eigenmechanisierung mit ca. 200.000 € für eine Mähraupe sehr hoch sind, so dass für bayerische Verhältnisse davon ausgegangen werden kann, dass eine Eigenmechanisierung in der Regel weniger wirtschaftlich ist (vgl. Kapitel 4.4.3). Die Ertragsannahmen basieren auf eigenen Erhebungen und sind mit einer Normalverteilung mit Erwartungswert und der Standardabweichung der jeweiligen Paludikulturen hinterlegt. Die Erzeugerpreise werden über die Zahlungsbereitschaften von potentiellen Abnehmern des Erntegutes sowie über Substitutionsprodukte für vergleichbare sowie für bereits bestehende Markterzeugnisse ermittelt und durch eine Dreiecksverteilung (Min-, Mittel- und Maxwerten) hinterlegt. Spezifische Daten zur Ernte werden anhand der Flächenleistung, des Lohnansatzes sowie der Anfahrt und Rüstzeit der Ernte (LU) mittels der befragten Lohnunternehmer (n=5) sowie ergänzt nach Wichtmann et al. (2016, S.70) hinterlegt und berechnet. Zur Kalkulation der variablen Kosten im Anbauverfahren der Paludikulturen werden die verfahrensrelevanten Vorgänge erfasst (ohne Kosten der Flächenvorbereitung - Wiedervernässung, vgl. Kap. 4.3.1 und evtl. anfallenden Rodungskosten). Für vergleichbare Arbeitsgänge, wie der Grundbodenbearbeitung oder der Drillsaat, werden variable Maschinenkosten nach den LfL Deckungsbeiträgen und Kalkulationsdaten (2023) deterministisch festgelegt. Für (andere variable) Kosten wie z. B. den Trocknungskosten in Abhängigkeit des TM-Gehaltes des Erntegutes werden Verteilungen hinterlegt und in Wahrscheinlichkeitsverteilung des Teilergebnisses berechnet (90% Quartil, Erwartungswert und SD). Insgesamt ergibt sich der Deckungsbeitrag als Differenz der Summe Markterlöse und den variablen Kosten. Er wird als Verteilung mit Erwartungswert und Standardabweichung für die einzelnen Paludikulturverfahren ausgewiesen.

Grundlage zur Kalkulation des Deckungsbeitrages im Anbauverfahren von Rohrglanzgras mit stofflicher Nutzung bildet die Zahlungsbereitschaft von potentiellen Verarbeitern des getrockneten Häckselgutes. Diese wird durch eine Dreiecksverteilung mit einem Min-Wert von 82 € t⁻¹ (Substitutionswert Marktpreis für Stroh) einem Mittelwert von 200 € t⁻¹ (Durchschnittswert abgefragter Zahlungsbereitschaft) und einem Max-Wert von 250 € t⁻¹ (maximale Zahlungsbereitschaft) hinterlegt. So ergibt sich ein Erzeugerpreis bzw. eine Zahlungsbereitschaft von 114 bis 230 € t⁻¹ (90% Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = 178 \text{ € t}^{-1}$. Subtrahiert durch die verfahrensspezifischen Kosten des Anbauverfahrens ergibt sich insgesamt ein Deckungsbeitrag (Gesamt) von -784 bis 532 € ha⁻¹ (90 % Quartil). Der Erwartungswert des Deckungsbeitrages liegt bei $\mu = -162 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 402 \text{ € ha}^{-1}$) je Anbaujahr über die Gesamtkulturdauer). Die hohe Standardabweichung zeigt die große Unsicherheit beim Anbau von Rohrglanzgras zur stofflichen Nutzung.

Bei der energetischen Nutzung des Rohrglanzgrases mit Sommermahd und einer Entzugsdüngung werden zur Berechnung der Leistungen die Marktpreise für Silomais in Abhängigkeit des Methanertrages des Rohrglanzgrases kalkuliert. Des Weiteren wird ein Abschlag (-10 %) für die zusätzliche Auffaserung des Ausgangsmateriales berücksichtigt. Insgesamt ergibt sich daraus ein Erzeugerpreis von 19 bis 35 € t⁻¹ (90 % Quartil) mit einem kalkulierten Erwartungswert von $\mu = 26 \text{ € t}^{-1}$ ($\sigma = 5 \text{ € t}^{-1}$). Aufgrund der in Relation gesehenen geringen Gesamtleistungen ergibt sich insgesamt ein negativer Deckungsbeitrag von -1.992 bis -1.255 € ha⁻¹ (90 % Quartil). Insgesamt liegt der Erwartungswert des Deckungsbeitrags bei $\mu = -1.608 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 224 \text{ € ha}^{-1}$) (siehe Tabelle 58). Im Vergleich zur stofflichen Nutzung ist die Wirtschaftlichkeit bei energetischer Nutzung von Rohrglanzgras deutlich geringer, allerdings zeigt ein Blick auf die Standardabweichung, dass die Ergebnisse belastbarer sind. Ursache hierfür ist in erster Linie die geringere Erzeugerpreisunsicherheit.

Tabelle 58 Deckungsbeitragsberechnung Rohrglanzgras (Energetische und stoffliche Nutzung)

Paludikulturen		Rohrglanzgras I (Dämmplatten)				Rohrglanzgras II (energetische Nutzung)			
Kulturjahr		Pflanzjahr (1)	Folgejahr (2)	Vollertragsjahre (3-22)	Gesamt (1-22)	Pflanzjahr. (1)	Folgejahr (2)	Vollertragsjahre (3-22)	Gesamt (1-22)
Ertrag¹⁾									
	90 % Q.	t/ha	2,9 bis 12,6	4 bis 15	4 bis 14		6 bis 16	6 bis 16	1 bis 18
	μ (σ)	t/ha	7,8 (3)	9,6 (3,6)	9,1 (3)		10,9 (2,8)	10,7 (3)	9,7 (5)
Erzeugerpreise/Zahlungsbereitschaft									
	90 % Q.	€ t ⁻¹	114 bis 230				19 bis 35		
	μ (σ)	€ t ⁻¹	178 (35)				26 (5)		
Summe Leistungen									
	90 % Q.	€/ha	465 bis 2.435	651 bis 2.912	680 bis 2.686		148 bis 449	7 bis 554	30 bis 507
	μ (σ)	€/ha	1.333 (603)	1.701 (693)	1.609 (615)		284 (92)	265 (167)	254 (146)
Saatgutmenge	g/ha	10.000				10.000			
Saatgutpreis	€/g	0,24				0,24			
Saatgut Kosten	€/ha	2.411,2				2.411,2			
Kosten Saatbettbereitung (und Ansaat)	€/ha	127,1				127,1			
Kosten Etablierung insgesamt	€/ha	2.538,1				2.538,1			
Düngung			Keine Düngung				Entzugsdüngung mit N-stabilisiertem Dünger		
Menge	kg/ha						505	496	
Kosten Dünger									
	N	€/kg					0,9		
	P ₂ O ₅	€/kg					1,79		
	K ₂ O	€/kg					0,83		
Aufpreis stabilisierte Dünger - pauschal	In %						+ 30 %		
Kosten Pflege insgesamt	€/ha						607	596	548
Flächenleistung LU Ernte									
	90 % Q.	Std/ha	4,0 bis 7				4,0 bis 7		
	μ (σ)	Std/ha	5,6 (1,0)				5,6 (1,0)		
Kosten LU Stundensatz									
	90 % Q.	€/Std.	169 bis 275				169 bis 275		
	μ (σ)	€/Std.	217 (32)				217 (32)		
Anfahrt Mähraupe									
	90 % Q.	€/km	2,3 bis 2,5				2,3 bis 2,5		
	μ (σ)	€/km	2,4 (0,5)				2,4 (0,5)		
	Gesamt	€/ha	178				178		
Rüstzeit Mähraupe	€/ha		112,5				112,5		
Gesamt LU Ernte									
	90 % Q.	€/ha	1.093 bis 2.004				1.093 bis 2.004		
	μ (σ)	€/ha	1.507 (277)				1.507 (277)		
Variable Kosten des Transport und der Trocknung (Verladung – Teleskoplader , Transport –Feld Hof, Einlagern, Auslagern, Trocknung Erntegut)									
	90 % Q.	€/ha	113 bis 333	134 bis 387	134 bis 359				
	μ (σ)	€/ha	213 (67)	249 (78)	236 (69)				
Variable Kosten insgesamt									
	90 % Q.	€/ha	1.292 bis 2.230	1.322 bis 2.270	1.263 bis 2.163		1.095 bis 1.998	1.095 bis 1.998	1.095 bis 1.998
	μ (σ)	€/ha	1.720 (285)	1.756 (288)	1.674 (273)		1.507 (275)	1.507 (275)	1.507 (275)
Deckungsbeitrag I									
	90%Q.	€/ha	-1.251 bis -699	-723 bis 736	-784 bis 532		-2.958 bis -1.787	-1.965 bis -1.166	-1.992 bis -1.255
	μ (σ)	€/ha	-2.538	-330 (594)	-35 (446)	-162(402)	-2.538	-2.348 (356)	-1.551 (243)

¹⁾ Die Ertragsdaten wurden aus den verfahrensspezifischen TM-Erträgen unserer Versuchsflächen generiert. Je nach Verfahren werden die spezifischen Ertragsdaten in Frischmasse ab Feld (Energetische Nutzung als Biogas) oder in TM-Ertrag ab Lager (stoffliche Nutzung), trocken (TM-Gehalt 87%) ausgewiesen und berechnet.

Tabelle 59 Deckungsbeitragsberechnung Rohrkolben (Schmalblättriger und Breitblättriger Rohrkolben)

Paludikulturen		Schmalblättriger Rohrkolben (<i>Typha angustifolia</i>)				Breitblättriger Rohrkolben (<i>Typha latifolia</i>)			
Kulturjahr	Pflanzjahr	Folgejahr	Vollertragsjahre	Gesamt	Pflanzjahr	Folgejahr	Vollertragsjahre	Gesamt	
Ertrag¹⁾									
90 % Q.	t/ha		0,4 bis 0,6	1,1 bis 4,2	1,1 bis 3,7		1,3 bis 4,1	1,5 bis 8	1,6 bis 7,2
μ (σ)	t/ha		0,5 (0,1)	2,6 (0,9)	2,4 (0,8)		2,7 (0,9)	4,8 (2)	4,4 (1,7)
Erzeugerpreise/Zahlungsbereitschaft									
90 % Q.	€ t ⁻¹		266 bis 334			114 bis 230			
μ (σ)	€ t ⁻¹		300 (20)			178 (35)			
Summe Leistungen³⁾									
90 % Q.	€/ha		104 bis 169	334 bis 1.262	328 bis 1.134		202 bis 804	248 bis 1.531	267 bis 1.394
μ (σ)	€/ha		135 (20)	792 (283)	726 (245)		481 (185)	843 (393)	788 (345)
Saatgutmenge	g/ha	1.000				1.000			
Saatgutpreis	€/g	4,80				4,20			
Saatgutkosten	€/ha	4.811				4.211			
Kosten Saatbettbereitung (und Saat)	€/ha	127				127			
Kosten Etablierung insgesamt	€/ha	4.938				4.338			
Gesamt LU Ernte									
90 % Q.	€/ha		1.093 bis 2.004			1.093 bis 2.004			
μ (σ)	€/ha		1.507 (277)			1.507 (277)			
Variable Kosten des Transport und der Trocknung (Verladung – Teleskoplader , Transport –Feld Hof, Einlagern, Auslagern, Trocknung Erntegut)									
90 % Q.	€/ha		68 bis 76	83 bis 154	79 bis 142		99 bis 211	107 bis 344	108 bis 316
μ (σ)	€/ha		72 (2)	115 (22)	108 (19)		150 (34)	215 (73)	203 (64)
Variable Kosten insgesamt									
90%Q.	€/ha		1.165 bis 2.071	1.208 bis 2.118	1.151 bis 2.019		1.244 bis 2.154	1.299 bis 2.235	1.240 bis 2.127
$\mu(\sigma)$	€/ha		1.579 (277)	1.622 (278)	1.547 (266)		1.656 (277)	1.722 (284)	1.641 (270)
Deckungsbeitrag I									
90 % Q.	€/ha		-1.866 bis -988	-946 bis -141	-1.145 bis -407		-1.666 bis -646	-1.017 bis -91	-1.171 bis -323
μ (σ)	€/ha	-4.938	-1388 (267)	-531 (245)	-763 (228)	-4.338	-1.131 (309)	-562 (281)	-751 (257)

¹⁾ Die Ertragsdaten wurden aus den verfahrensspezifischen TM-Erträgen unserer Versuchsflächen generiert. Je nach Verfahren werden die spezifischen Ertragsdaten in Frischmasse ab Feld (Energetische Nutzung als Biogas) oder in TM-Ertrag ab Lager (stoffliche Nutzung), trocken (TM-Gehalt 87%) ausgewiesen und berechnet.

Für die Kalkulation des Deckungsbeitrages des schmalblättrigen Rohrkolbens mit stofflicher Nutzung (Dämmplatten) werden die Erzeugerpreise bzw. die potentielle Zahlungsbereitschaft unseres Projektpartners (Werner Theuerkorn) für das Ausgangsmaterial hinterlegt. Insgesamt ergeben sich daraus Erzeugerpreise von 266 bis 334 € t⁻¹ (90% Quartil) für das Ausgangsmaterial. Multipliziert mit den erhobenen Ertragswerten ergeben sich Gesamtleistungen von 328 bis 1.134 € ha⁻¹ (90 % Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = 726$ € ha⁻¹ ($\sigma = 245$ € ha⁻¹). Subtrahiert durch die verfahrensspezifischen Variablen Kosten ergibt sich insgesamt ein Deckungsbeitrag von -1.145 bis 407 € ha⁻¹ (90 % Quartil) mit einem Erwartungswert des Deckungsbeitrags von $\mu = -763$ € ha⁻¹ ($\sigma = 228$ € ha⁻¹ (siehe Tabelle 59).

Der potentiellen Erzeugerpreise bzw. die Zahlungsbereitschaft für das Ausgangsmaterial vom Breitblättrigen Rohrkolben ermittelt sich wie beim Anbauverfahren vom Rohrglanzgras mit stofflicher Nutzung aus den potentiellen Zahlungsbereitschaften der befragten Unternehmer zur Verarbeitung zu Dämmplatten woraus ein Erzeugerpreis von 114 – 230 € t⁻¹ (90% Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = 178 \text{ € t}^{-1}$ ($\sigma = 35 \text{ € t}^{-1}$) resultiert. Multipliziert mit den Ertragswerten ergeben sich Leistungen von 267 bis 1.394 €/ha (90 % Quartil) mit $\mu = 788 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 402 \text{ € ha}^{-1}$). Abzüglich den variablen Kosten des Anbaus ergibt sich ein Gesamt Deckungsbeitrag von -1.171 bis 323 €/ha (90% Quartil). Insgesamt entspricht das einem Erwartungswert von $\mu = -751 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 257 \text{ € ha}^{-1}$) (siehe Tabelle 59).

Im Anbauverfahren der Sumpf Segge unterscheiden sich die variablen Kosten der Pflanzung anhand der zusätzlichen Kosten der Etablierung über Jungpflanzgut (einmalige Investitionskosten von 9.000 € ha⁻¹). Dadurch steigen die verfahrensspezifischen variablen Kosten des Anbauverfahrens. Insgesamt ergibt sich ein Gesamtdeckungsbeitrag von -1.757 bis 663 € ha⁻¹ (90% Quartil) mit einem DB-Erwartungswert von $\mu = -1.231 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 333 \text{ € ha}^{-1}$) (siehe Tabelle 60).

Für Schilf ermittelt sich die Summe der Leistungen über die potentielle Zahlungsbereitschaft für das Erntegut Häcksel trocken zur Weiterverarbeitung zu Dämmplatten. Die potentiell abgefragte Zahlungsbereitschaft für das Erntegut liegt bei 114 bis 230 € t⁻¹ (90% Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = 178 \text{ € t}^{-1}$ ($\sigma = 35 \text{ € t}^{-1}$). Die Summe der Leistungen (Erzeugerpreise multipliziert mit dem Ertrag) liegen bei gesamt 175 bis 1.005 € ha⁻¹ (90% Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = 559 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 224 \text{ € ha}^{-1}$). Nach Subtraktion durch die verfahrensspezifischen variablen Kosten ergibt sich insgesamt ein Deckungsbeitrag von -1.358 bis 588 € ha⁻¹ (90 % Quartil). Gesamt ergibt das ein DB-Erwartungswert von $\mu = -969 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 233 \text{ € ha}^{-1}$) (siehe Tabelle 60).

Zusammenfassend zeigen die durchgeführten Deckungsbeitragsberechnungen für alle berechneten Paludikulturen einen negativen Deckungsbeitrag auf. Dabei erweisen sich die variablen Kosten der Ernte (im Lohn) als größter Kostenblock mit Kosten von 1.093 bis 2.004 € ha⁻¹ (90 % Quartil). Der Erwartungswert der Erntekosten liegt bei rund 1.500 € ha⁻¹ (SD 277). Die Ergebnisse zeigen außerdem, dass eine stoffliche Verwertung der Paludikulturen gegenüber einer energetischen Nutzung vorteilhaft ist. Allerdings ist festzuhalten, dass die Vermarktungspotenziale für eine stoffliche Nutzung (noch) sehr begrenzt sind.

Tabelle 60 Deckungsbeitrag Sumpf-Segge und Schilf

Paludikulturen			Sumpf Segge (<i>Carex acutiformis</i>)				Schilf (<i>Phragmites australis</i>)			
Kulturjahr			Pflanzjahr	Folgejahr	Vollertragsjahre	Gesamt	Pflanzjahr	Folgejahr	Vollertragsjahre	Gesamt
Ertrag¹⁾										
90 % Q.	t/ha		1,7 bis 7,3	4,0 bis 12,8	4,0 bis 11,7		2,0 bis 3,7	0,9 bis 5,7	1,1 bis 5,2	
μ (σ)	t/ha		4,5 (1,7)	8,4 (2,7)	7,9 (2,3)		2,9 (0,5)	3,3 (1,5)	3,2 (1,3)	
Erzeugerpreise/Zahlungsbereitschaft										
90 % Q.	€ t ⁻¹		114 bis 230				114 bis 230			
μ (σ)	€ t ⁻¹		178 (35)				178 (35)			
Summe Leistungen³⁾										
90 % Q.	€/ha		278 bis 1.412	632 bis 2.493	632 bis 2.276		291 bis 741	152 bis 1.096	175 bis 1.005	
μ (σ)	€/ha		804 (347)	1.492 (569)	1.393 (503)		508 (138)	590 (289)	559 (254)	
Saat-/Pflanzgut Menge	Stk/ha g/ha	62.500					2.000			
Saat-/Pflanzgut Kosten	€/Stk €/g	0,18					3,80			
Saat-/Pflanzgut Kosten	€/ha	12.938					7.611			
Kosten Saatbettbereitung (und Saat)	€/ha	94					127			
Kosten Pflanzung	€/ha	9.000								
Kosten Etablierung insgesamt	€/ha	22.032					7.738			
Gesamt LU Ernte										
90 % Q.	€/ha		1.093 bis 2.004				1.093 bis 2.004			
μ (σ)	€/ha		1.507 (277)				1.507 (277)			
Variable Kosten des Transport und der Trocknung (Verladung – Teleskoplader , Transport –Feld Hof, Einlagern, Auslagern, Trocknung Erntegut)										
90 % Q.	€/h		110 bis 309	170 bis 497	167 bis 457		71 bis 86	67 bis 97	65 bis 91	
μ (σ)	€/h		201 (61)	318 (100)	299 (89)		78 (4,5)	81 (9)	77 (8)	
Variable Kosten insgesamt										
90%Q.	€/h		1.250 bis 2.169	1.281 bis 2.209	1.221 bis 2.108		1.173 bis 2.086	1.176 bis 2.088	1.122 bis 1.993	
μ (σ)	€/h		1.672 (278)	1.704 (279)	1.625 (266)		1.585 (276)	1.588 (276)	1.515 (264)	
Deckungsbeitrag I										
90%Q.	€/ha		-1514 bis -213	-789 bis 419	-1.757 bis -663		-1558 bis -577	-1.057 bis -221	-1.358 bis -588	
μ (σ)	€/ha		-22.032	-868 (395)	-213 (368)	-1.231 (333)	-7.738	-1.036 (297)	-638 (253)	-969 (233)

¹⁾ Die Ertragsdaten wurden aus den verfahrensspezifischen TM-Erträgen unserer Versuchsflächen generiert. Je nach Verfahren werden die spezifischen Ertragsdaten in Frischmasse ab Feld (Energetische Nutzung als Biogas) oder in TM-Ertrag ab Lager (stoffliche Nutzung), trocken (TM-Gehalt 87%) ausgewiesen und berechnet.

4.4.1.3 ARBEITSZEITBEDARF UND KOSTEN DER ARBEITSERLEDIGUNG PALUDIKULTURANBAU

Der Arbeitszeitbedarf beim Anbauverfahren von Paludikulturen liegt je nach Anbauverfahren zwischen 6,4 und 9,1 Arbeitskraftstunden je Hektar und liegt damit im Bereich von Mähdruschfrüchten. Für die Berechnung des Deckungsbeitrages inklusive Lohnansatz wird der Arbeitszeitbedarf mit dem Lohnansatz von 20 € je AKh (vgl. LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten (2023)), multipliziert. Insgesamt sinkt durch die Arbeitserledigungskosten der Deckungsbeitrag um rund 85 € bis 180 € ha⁻¹ (siehe Tabelle 61).

Tabelle 61 Arbeitszeitbedarf und Kosten der Arbeitserledigung

	Einheit	Rohrglanzgras (energetisch)	Rohrglanzgras (stofflich)	Rohrkolben	Rohrkolben	Schilf	Sumpf-Segge
Arbeitszeitaufwand gesamt	AKh/ha	6,4	9,1	9,1	9,1	9,1	9,0
Arbeitserledigungskosten 1)	€/ha	84,7	181,0	181,0	181,0	181,0	180,4
DB inkl. Arbeitserledigung							
90 % Q.	€/ha	-2.057 bis -1.320	-904 bis -415	-1.262 bis -524	-1287 bis -444	-1.476 bis -712	-1.878 bis -779
μ (σ)	€/ha	-1.672 (224)	-281 (402)	-881 (23)	-870 (256)	-1.088 (233)	-1.350 (334)

1) Lohnkostenansatz von 20 € je AKh nach LfL- Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten, Abgerufen am 10. Januar 2023, von <https://www.stmelf.bayern.de/idb/winterweizen.html>

4.4.1.4 THG-EINSPARUNGEN UND KLIMAKOSTEN VON THG-EMISSIONEN

Zur Berechnung der CO₂-Minderungskosten von Paludikulturen werden zunächst die THG-Emissionen aus dem Anbauverfahren der jeweiligen Paludikulturen berechnet. Grundlage der eigenen Berechnungen sind die Datensammlungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (vgl. LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten 2023) sowie des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (vgl. KTBL-Datensammlung Betriebsplanung Landwirtschaft 2020/21). Insgesamt errechnen sich aus den Berechnungen THG-Emissionen zwischen 0,65 und 3,15 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ (siehe Tabelle 62). Tendenziell wird mehr THG freigesetzt je geringer der TM-Gehalt des Erntegutes bei der Ernte ist (höherer Strombedarf zur Trocknung), sowie durch den Einsatz von Dünger (Rohrglanzgras energetische Nutzung). Wie eigene Erhebungen im MOORuse Projekt zeigen werden THG-Fixierungen von rund $\mu = -13$ t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ ($\sigma = -13,9$ t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹) erreicht. Zusätzlich werden nach Tiemeyer et al. (2020) rund 40,4 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ durch die Umwandlung von Acker auf Niedermoorstandorten eingespart. Anhand der Artspezifischen Emissionsfaktoren für die Paludikulturen werden so bis zu 53,4 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ eingespart (Tabelle 62). Dividiert mit dem berechneten negativen Deckungsbeitrag der jeweiligen Paludikulturen ergeben sich CO₂-Minderungskosten von rund 3,90 € je t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ (Rohrglanzgras stoffliche Nutzung) bis 40,60 € je t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ (Rohrglanzgras energetische Nutzung) (siehe Tabelle 62 und Abbildung 111). Abbildung 111 visualisiert die Verteilungen der CO₂-Vermeidungskosten der betrachteten Paludikulturen und stellt so die Unsicherheiten und die Kostendifferenzen (Paludikulturen) in den Berechnungen grafisch dar.

Anhand der durchgeführten Kalkulationen zeigen sich wie in Abbildung 111 und Tabelle 62 dargestellt und berechnet, CO₂-Minderungskosten von 3,9 bis 41 € t⁻¹ CO₂-Äq im Anbauverfahren von Paludikulturen auf. Im Vergleich dazu sind in Tabelle 63 unterschiedliche Ansätze zur Bepreisung der Klimakosten von THG-Emissionen dargestellt. Insgesamt und im Vergleich zur Zahlungsbereitschaft (siehe Tabelle 63, CO₂-Handelspreis Börse (Stand 01/23) 85 € t⁻¹ CO₂-Äq.) lassen sich die Klimakosten zur THG-Emissionseinsparungen durch den Anbau von Paludikulturen als wirtschaftlich vorteilhaft, bewerten.

Tabelle 62 THG-Emissionsberechnungen und THG-Einsparungen im Anbauverfahren der Paludikulturen

Paludikulturen	Einheit	Rohrglanz-gras (stofflich)	Rohrglanz-gras (energetisch)	Rohrkolben	Rohrkolben	Schilf	Sumpf-Segge
THG- Emissionen ¹⁾ aus dem Anbauverfahren ²⁾	t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	0,9	3,15	0,70	0,85	0,65	1,0 ³⁾
Emissionsfaktor Paludikulturen	t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-4		-6,8		-24,8	-17,5
Emissionsfaktor insgesamt	t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	μ-13 (σ 13,9)					
THG-Einsparungen Emissionen durch Umstellung auf Nassbewirtschaftung	t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-40,4 ⁴⁾					
THG-Einsparung Paludikulturen Insgesamt							
90 % Q.	t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-22 bis -61	-20 bis -59	-26 bis -63	-26 bis -63	-41 bis -83	-42 bis -67
μ (σ)	t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-41,8 (11,8)	-39,6 (11,9)	-44,6 (11,2)	-44,5 (11,2)	-61,9 (12,9)	-54,6 (7,5)
THG Vermeidungskosten⁵⁾							
90 % Q.	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-12,7 bis 20	31,3 bis 50	8,7 bis 25,5	7,4 bis 26	12,5 bis 32,6	9,5 bis 21,9
μ (σ)	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	3,9 (9,6)	40,6 (5,7)	17,1 (5,1)	16,9 (5,8)	22,6 (6,1)	15,7 (3,8)

¹⁾ Grundsätzlich orientieren sich die Berechnungen der THG-Emissionen an den THG-Berechnungen nach LfL- Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten, Abgerufen am 10. Januar 2023, von <https://www.stmelf.bayern.de/idb/winterweizen.html>. Diese Datengrundlagen wurden speziell an die Paludikulturverfahren angepasst und erweitert.

²⁾ Inkludiert sind die THG-Emissionen aus der Herstellung des Saatgutes, Nutzung und Ausbringung des Düngers (nur im Verfahren von Rohrglanzgras Biogas), Verbrauch, Herstellung und Verbrennung des Diesels sowie des Stromverbrauchs für die Trocknung des Erntegutes.

³⁾ THG-Emissionen aus Anbauverfahren bei der Sumpf-Segge ohne Berechnung der THG-Emissionen des Jungpflanzgutes da zum aktuellen Zeitpunkt keine THG-Daten für Jungpflanzgut vorhanden sind.

⁴⁾ THG – Emissionsfaktoren nach Tiemeyer et al. (2020) bei Ackernutzung auf entwässerten Niedermoorstandorten

⁵⁾ Berechnung anhand der THG-Einsparungen dividiert durch die Deckungsbeiträge I je Paludikultur

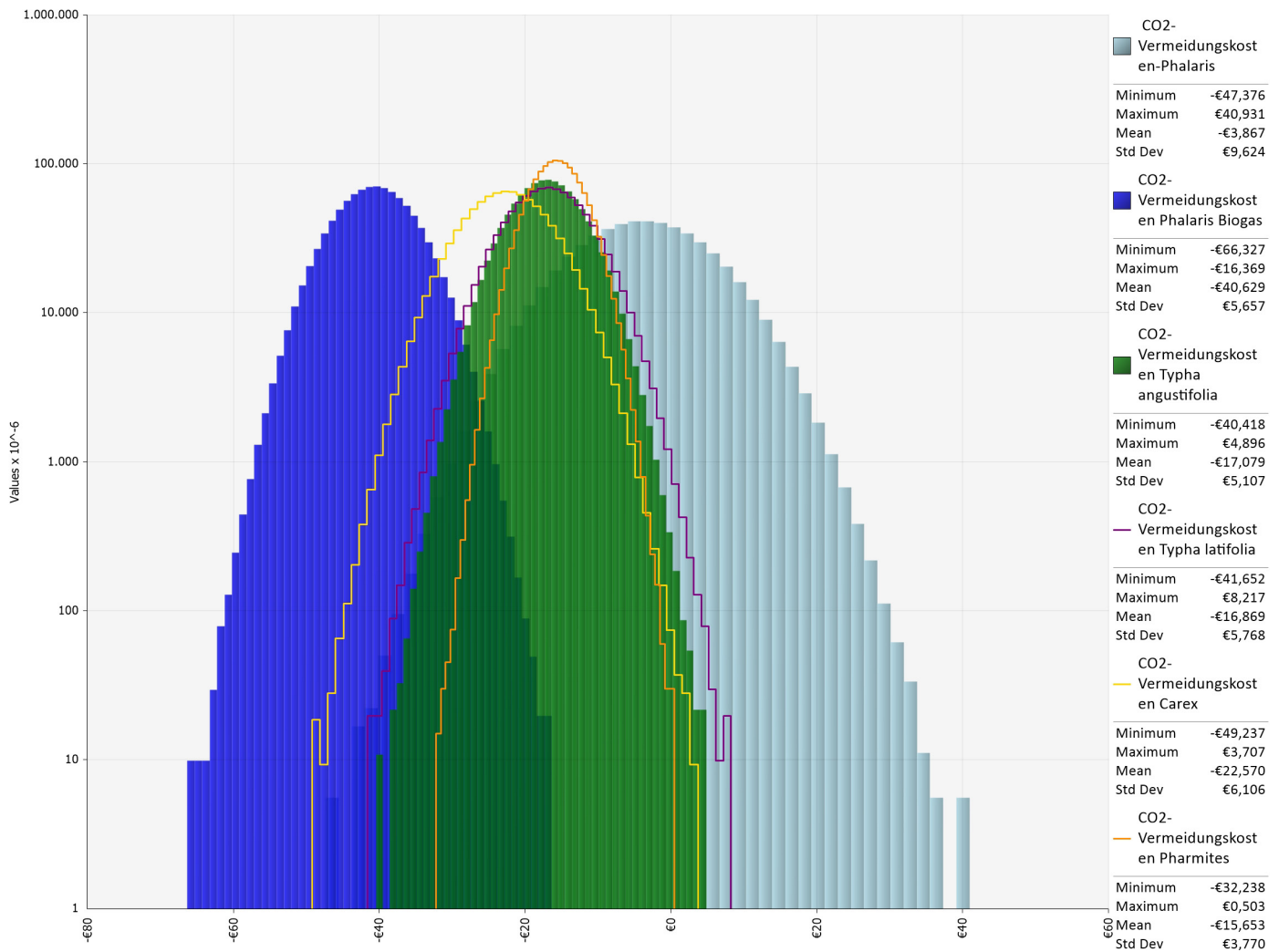


Abbildung 111 eigene Berechnung und Darstellung der CO₂-Vermeidungskosten der verschiedenen Paludikulturen

Tabelle 63 Ansätze zur Bepreisung der Klimakosten von THG-Emissionen

Ansätze Emissionen	Klimakosten	THG-	Einheit	Wert	Quelle
UBA 2021 Klimakosten	CO ₂	Zeitpräferenz	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq.	201	UBA Umweltbundesamt (2021)
		Gleichgewichtet	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq.	698	
Handelspreise Börse (stand 20.01.2023)			€ t ⁻¹ CO ₂ -eq.	85	Boerse.de Group AG (2023)
Freiwillige Kompensation	CO ₂	Atmosfair	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq.	23,5	Atmosfair (2023)
		Prima Klima	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq.	27	PrimaKlima (2023)
		Moorfuture	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq.	74	MoorFutures® (2023)

4.4.2 ANPASSUNG DER BETRIEBSVERFAHREN UND BETRIEBSKOSTEN BEI EINER UMSTELLUNG AUF PALUDIKULTUREN

Um die Auswirkungen des Anbaus von Paludikulturen auf landwirtschaftliche Betriebe darzustellen und zu quantifizieren sind nachfolgend drei unterschiedliche, stark vereinfachte Modellbetriebe auf Niedermoorstandorten definiert (siehe Tabelle 65). Zusätzlich wird jedem Betriebstyp eine Anpassungsreaktion auf die Implementierung (Wiedervernässung eines Teils der LF und Anbau von Paludikultur) von Paludikulturen zu je 10 %, 30 % und 75 % der LF zugewiesen (siehe Tabelle 64). Dabei hat jeweils die Aufrechterhaltung der Betriebsausrichtung (Bestandserhaltung Milchvieh) bzw. die Maximierung des Gesamtdeckungsbeitrages Priorität (möglichst Beibehaltung des Umfangs DB starken Produktionsverfahren). Für den Marktfrucht Betrieb Intensiv bedeutet das eine Einschränkung der angebauten Druschfrüchte und der Substraterzeugung um die DB starken Produktionsverfahren wie den Kartoffelanbau im möglichst hohem Umfang aufrecht zu erhalten. Der Marktfruchtbetrieb extensiv wird bei einer Implementierung von Paludikulturen alle Produktionsverfahren (Druschfrüchte) aliquot reduzieren. Der Milchviehbetrieb hingegen versucht solange möglich (bis ca. 10 % Paludikulturen) die Futterproduktion für die Milchkuhhaltung aufrecht zu erhalten und wird den Marktfruchtbau einschränken. Wenn das nicht mehr möglich ist muss der Milchviehbestand abgestockt werden bzw. bei einer hohen Implementierung von Paludikulturen die Milchviehhaltung vollständig aufgegeben werden.

4.4.2.1 AUSGANGSSITUATION MODELLBETRIEBE

Für die Berechnung der Wirtschaftlichkeit in der Ausgangssituation werden zunächst die Verteilungen der Deckungsbeiträge der jeweiligen Produktionsverfahren je Betriebsausrichtung und je Anteil an der Gesamt LF-Fläche anhand der LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten (2023) berechnet. Für die Kalkulationen sind jeweils die Deckungsbeiträge bzw. Deckungsbeitragsverteilungen mittels der unterschiedlichen Marktpreise des Betrachtungszeitraums von drei Jahren (2019 – 2021) sowie einer Schlaggröße von 2 Hektar unterstellt.

Anhand der Kalkulationen zeigt sich für den Marktfruchtbetrieb Extensiv ein Gesamtdeckungsbeitrag von 374 bis 730 € ha⁻¹ (90 % Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = 535 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 109 \text{ € ha}^{-1}$) auf. Der Arbeitszeitbedarf liegt bei 9,7 AKh je Hektar und die THG-Emissionen im Anbauverfahren betragen rund 2 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹. Der Marktfruchtbau intensiv erwirtschaftet einen Gesamt-DB von 1.211 bis 2.012 € ha⁻¹ (90 % Quartil) mit dem Erwartungswert von $\mu = 1.607 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 243 \text{ € ha}^{-1}$). Der Arbeitszeitbedarf entspricht rund 19 AKh ha⁻¹ und die THG-Emissionen aus dem Anbauverfahren betragen 2,6 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹. Der Milchviehbetrieb weist insgesamt den höchsten Gesamt-DB von 1.691 bis 2.815 € ha⁻¹ (90 % Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = 2.227 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 341 \text{ € ha}^{-1}$) aus. Zur Bewirtschaftung des Milchviehbetriebes bedarf es einem hohen Arbeitszeitbedarf mit im Durchschnitt 80 AKh ha⁻¹. Betrachtet man die THG-Emissionen fällt auf, dass in den beiden Marktfruchtbaubetrieben, die THG-Emissionen aus der Bewirtschaftung von entwässerten Niedermoorböden (Torfmineralisation) die sonstigen Emissionen bei Weitem überwiegen. Lediglich im Milchviehbetrieb sind die sonstigen Emissionen, insbesondere die Methanemissionen aus der Rinderhaltung, von Bedeutung, sie tragen mit ca. 19,1 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ annähernd ein Drittel zu den gesamten Emissionen bei.

Tabelle 64 Gesamtbetriebliche Anpassungsreaktionen auf eine Implementierung von Paludikulturen

Modellbetrieb		Marktfrucht Intensiv	Marktfurcht Extensiv	Milchvieh (inkl. Bestandsergänzung)
Wichtige Kennzahlen der Modellbetriebe (Ausgangssituation)				
Anteil AF	In Prozent	100 %	100 %	30 %
	Druschfrüchte ¹⁾	57 %	100 %	10,5 %
	Kartoffeln	35 %		
	Ackerfutterbau/Silomais für Biogas ²⁾	8 %		19,5 %
Anteil DF	In Prozent	0	0	70 (Gesamtfläche)
Tierhaltung Gesamtenergiebedarf aus Grobfutter				
Nachzucht	Pro erzeugter Kuh ³⁾			≈ 20.200 MJ NEL / Milchkuh
Milchkuh	Je Kuh und Jahr			≈ 30.000 MJ NEL / Milchkuh
	Gesamt			≈ 50.200 MJ NEL / ha
Betriebliche Anpassungsreaktion bei Implementierung Paludikulturen				
Niedriger Anteil Paludikulturen an der LF (~10 % der LF)	Umfang Kartoffeln konstant, Anbau der DB-schwächeren Kulturen wird eingeschränkt	Aliquote Einschränkung aller Kulturen	Futterproduktion konstant, Einschränkung des Marktfruchtbaus	
Mittlere Anteil Paludikulturen an der LF (~30 % der LF)	Aliquote Einschränkung aller Kulturen	Aliquote Einschränkung aller Kulturen	Ausschließlich Futterproduktion, Umfang der Tierhaltung an die reduzierte Futterproduktion angepasst	
Hohe Anteil Paludikulturen an der LF (~75 % der LF)	Restflächen werden mit extensiven Druschfrüchte bestellt, Aufnahme außerlandwirtschaftlicher Erwerbstätigkeit ⁴⁾	Aliquote Einschränkung aller Kulturen, Aufnahme außer Landwirtschaftstätigkeit ⁴⁾	Aufgabe der Nutzung des Restgrünlandes, Rest Ackerflächen werden wie MF- ext bewirtschaftet, Aufnahme außer Landwirtschaftstätigkeit ⁴⁾	

¹⁾ Getreide, Winterraps, Sojabohnen, Körner Mais

²⁾ Silo Mais (Klee gras)

³⁾ Bei einem Grobfutterbedarf von rund 27.000 MJ NEL für die Gesamte Aufzucht der Kalbin und einer Bestandsergänzungsquote von 0,75 erzeugter Kalbinen je Milchkuh

⁴⁾ d.h. in der Vergleichsbetrachtung wird der Lohnansatz berücksichtigt

Tabelle 65 Darstellung der Betrieblichen Ausgangssituation

Betrieb		Marktfrucht Intensiv	Marktfrucht Extensiv	Milchvieh (inkl. Bestandserhalt)
Deckungsbeitrag I Ausgangssituation				
90 % Q.	€/ha	1.211 bis 2.012	374 bis 730	1.691 bis 2.815
μ (σ)	€/ha	1.607 (243)	535 (109)	2.227 (341)
AKh Bedarf Ausgangssituation				
90 % Q.	AKh/ha			76 bis 84
μ (σ)	AKh/ha	18,8	9,7	80 (2)
Gesamt DB I inkl. Lohnansatz Ausgangssituation				
90 % Q.	€/ha	830 bis 1.634	180 bis 537	89 bis 1.211
μ (σ)	€/ha	1.231 (243)	341 (109)	626 (342)
THG-Emissionen gesamt Ausgangssituation				
Landwirtschaftliche Produktion ¹⁾ ^{2) 3)}	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	2.618	2.003	19.088
THG-Emissionen durch landw. Nutzung von entwässerten Niedermoorstandorten	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	40.400 ⁴⁾		
Insgesamt	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	43.018	42.403	59.488

¹⁾ Datengrundlage der THG-Emissionsberechnung sind die THG-Werte je Anbauverfahren nach LfL- Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten, Abgerufen am 1. Dezember 2022, von <https://www.stmelf.bayern.de/idb/winterweizen.html>.

²⁾ Für die Berechnung der gesamten THG-Emissionen je Betriebsausrichtung wurden vereinfachte Annahmen für nicht vorhandene THG-Emissionsberechnungen angenommen. So wurde für das Anbauverfahren Winterroggen vereinfacht die THG-Emissionsberechnung von Wintergerste verwendet, für Triticale die THG-Emissionsberechnung von Winterweizen und vom Anbauverfahren Sojabohnen wurden die THG-Emissionsdaten von Wintertraps hinterlegt und berechnet.

³⁾ THG-Emissionsberechnungen für das Anbauverfahren Kartoffeln nach Jorissen et al. (2022)

⁴⁾ THG – Emissionsfaktoren nach Tiemeyer et al. (2020) bei Ackernutzung auf entwässerten Niedermoorstandorten

4.4.2.2 ANPASSUNGSREAKTION BEI NIEDRIGER ERWEITERUNG PALUDIKULTURFLÄCHE

Bei einer Umstellung von rund 10 % der LF-Fläche auf Paludikultur Rohrglanzgras (DB stärkste Paludikultur), können zunächst die Modellbetriebe die Betriebsausrichtung beibehalten. Insgesamt reduziert sich allerdings der Gesamt-DB der jeweiligen Betriebsausrichtungen. So geht der Gesamt-DB bei Marktfruchtbau-Intensiv auf rund 1.450 € ha⁻¹ zurück. Je Hektar Paludikultur entspricht das -2.088 bis -620 € ha⁻¹ (90 % Quartil) mit einem Mittelwert von $\mu = -1.349$ € ha⁻¹ ($\sigma = 477$ € ha⁻¹). Gleichzeitig sinken die THG-Emissionen des Gesamtbetriebes durch die Implementierung von Paludikulturen auf -3,8 bis 0,1 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ (90 % Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = -1,8$ t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ ($\sigma = 1,2$ t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹). Je Hektar Paludikultur entspricht das einem Rückgang der THG-Emissionen um -63,9 bis -25 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹. Bei einer Monetarisierung der THG-Minderungen bzw. THG-Fixierung ergibt sich anhand der DB-Verluste ein CO₂-Minderungskosten von 13 bis 62 € t⁻¹ CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ (im 90% Quartil) bzw. $\mu = 33$ € t⁻¹ CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ ($\sigma = 33$ € t⁻¹ CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹). Die entsprechenden Werte der Betriebstypen Marktfruchtbau extensiv und Milchvieh können Tabelle 66 entnommen werden.

4.4.2.3 ANPASSUNGSREAKTION BEI MITTLERER ERWEITERUNG PALUDIKULTURFLÄCHE

Beim Betriebstyp Marktfruchtbau Intensiv muss aus phytosanitären Gründen bei einem Paludikulturanteil von 30 % der Kartoffelanbau auf ca. ein Viertel der LF reduziert werden. Dadurch sinkt der Gesamtdeckungsbeitrag des Marktfruchtbetriebes (intensiv) um -2.547 bis -997 € ha⁻¹ (90 % Quartil) mit einem Erwartungswert $\mu = -1.769$ € ($\sigma = 470$ €) je ha Paludikulturfläche. Der Deckungsbeitragsverlust des Marktfruchtbetriebes (extensiv) geht auf -1.383 bis -12 € je ha (90% Quartil) mit dem Erwartungswert von $\mu = -697$ € ($\sigma = 470$ €) je ha Paludikulturfläche zurück. Bei einer Implementierung der Paludikultur zu 30 % reicht die Gesamtenergie Bereitstellung für den Milchviehbetrieb nicht mehr aus, um den vorhandenen Tierbestand zu versorgen. Die Erzeugung des Grobfutters sinkt auf 34.000 MJ NEL. Daher ist eine Abstockung des Milchviehbestandes notwendig und der Deckungsbeitragsverlust des Milchviehbetriebes beträgt -3.999 bis -2.127 € je ha Paludikulturfläche (90% Quartil) mit einem Erwartungswert von $\mu = -3.047$ € ($\sigma = 470$ €) je ha Paludikulturfläche. Gleichzeitig gehen die THG-Emissionen der jeweiligen Modellbetriebe um rund -45,2 bis

-62.3 t CO₂-Äq. ha⁻¹ yr⁻¹ zurück. Insgesamt ergeben sich daraus CO₂-Minderungskosten von $\mu = 16,8 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ($\sigma = 21,8 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Marktfuchtbetrieb extensiv), $\mu = 41,6 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ($\sigma = 26,0 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Marktfucht Intensiv) und $\mu = 50,9 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ($\sigma = 14,6 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Milchviehbetrieb) (siehe Abbildung 112).

Abbildung 112 zeigt, dass der Deckungsbeitragsverlust wie zu erwarten bei Milchvieh am höchsten und bei dem Marktfuchtbetrieb-Extensiv am niedrigsten ist. Hinsichtlich der Belastbarkeit der Ergebnisse ist festzuhalten, dass der Modellbetrieb Milchvieh die größte und der Modellbetrieb Marktfuchtbetrieb-Extensiv die geringste Schwankungsbreite aufweisen. Daher ist eine Aussage für Milchviehbetriebe am unsichersten.

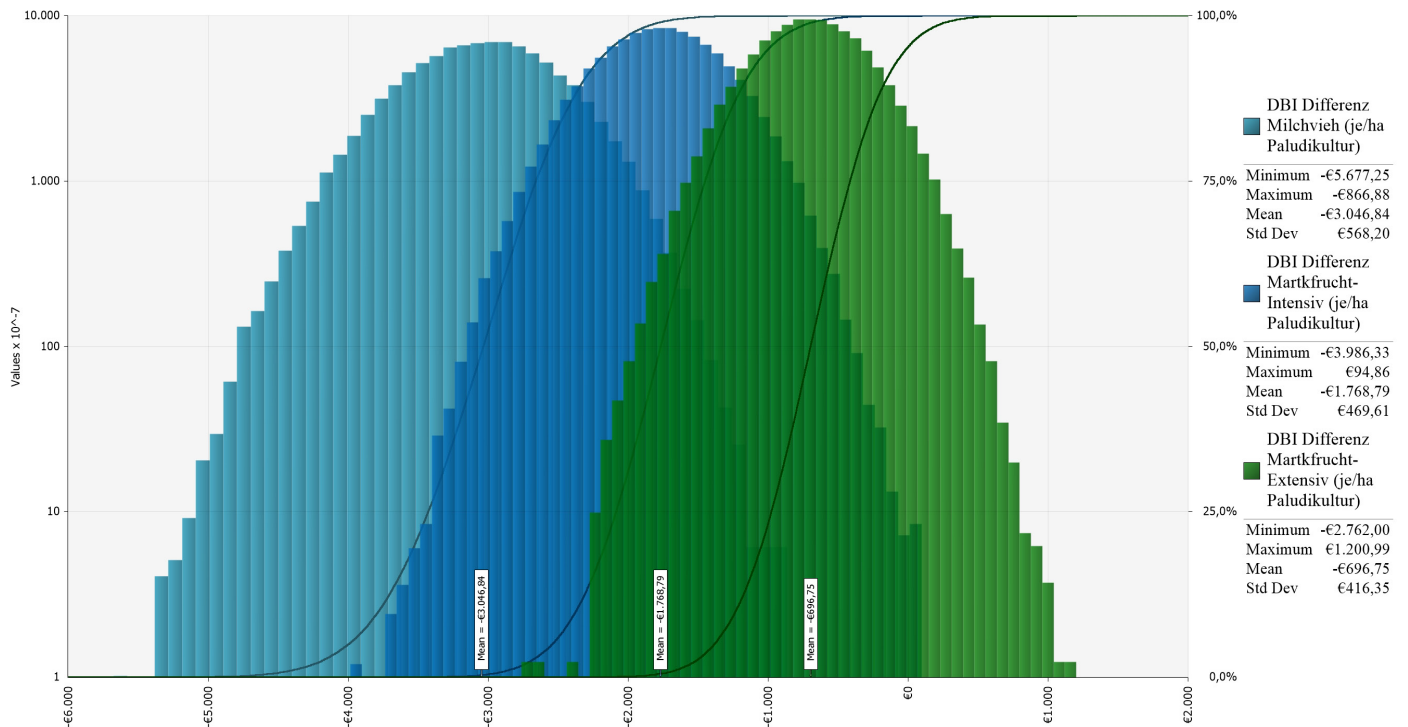


Abbildung 112 eigene Berechnung und Darstellung der Deckungsbeitragsdifferenz in € je ha Paludikulturfläche bei „mittlerem“ Paludikulturanteil (Rohrglanzgras)

Tabelle 66 Betrieblicher Deckungsbeitrag bei niedrigem Anteil von Paludikulturen an der LF und Differenz zur Ausgangssituation

Betrieb		Marktfrucht Intensiv	Marktfurcht Extensiv	Milchvieh (inkl. Bestandserhalt.)	
Erweiterung der Landwirtschaftsflächen mit Paludikulturen					
Anteil Paludikulturflächen		10 %			
Betriebliche Anpassungsreaktionen					
Anteil LF	Druschfrüchte ¹⁾	48,2 %	90 %		
	Kartoffeln	35 %			
	Acker-Futterbau/Substraterzeugung	6,8 %		20 %	
Anteil DF	Futterbau			70 %	
Tierhaltung	Grobfutter				
	Bedarf	MJ NEL/ha		50.200	
	Bereitstellung	MJ NEL/ha		50.200	
	Abstockung				0 %
Deckungsbeitrag Paludikulturen: Rohrglanzgras - Phalaris arundinacea – stoffliche Nutzung					
	90 % Q.	€/ha	-784 bis 532		
	μ (σ)	€/ha	-161 (402)		
Deckungsbeitrag „normale“ Landwirtschaft					
	90 % Q.	€/ha	1.225 bis 2.082	374 bis 731	1.710 bis 2.976
	μ (σ)	€/ha	1.654 (259)	535 (109)	2.303 (384)
Gesamtbetrieb DB I inklusiv Paludikulturen					
	90 % Quartil	€/ha	1.084 bis 1.863	304 bis 653	1.440 bis 2.455
	μ (σ)	€/ha	1.472 (236)	467 (107)	1.922 (307)
DB I Unterschied je ha LF					
	90 % Quartil	€/ha	-209 bis -62	-138 bis -1,3	-259 bis -81
	μ (σ)	€/ha	-135 (45)	-70 (42)	-171 (54)
DB I Unterschied je ha Paludikulturen					
	90 % Quartil	€/ha	-2.088 bis -620	-1382 bis -11	-2.291 bis -805
	μ (σ)	€/ha	-1.349 (447)	-697 (417)	-1.705 (544)
THG-Emissionen inklusive Paludikulturen					
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-3.772 bis 122	-4.322 bis -429	11.899 bis 16.195
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-1.825 (1.184)	-2.376 (1.184)	14.043 (1.305)
THG-Emissionen Unterschied je ha LF					
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-2.495 bis -6.390	-2.430 bis -6.324	-6.643 bis -2.748
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-4.443 (1.184)	-4.377 (1.184)	-4.693 (1.184)
THG-Emissionen Unterschied je ha Paludikulturen					
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-63.891 bis -24.953	-63.238 bis -24.300	-66.402 bis -27.459
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-44.425 (11.837)	-43.773 (11.838)	-46.933 (11.840)
THG-Vermeidungskostenansatz (CO₂-Klimakosten)					
	90 % Quartil	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	13,00 bis 62	0 bis 39	16,00 bis 71,00
	μ (σ)	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	33,3 (33,00)	17,5 (74)	39,0 (86)

Tabelle 67 Betrieblicher Deckungsbeitrag bei mittlerem Anteil von Paludikulturen an der LF und Differenz zur Ausgangssituation

Betrieb		Marktfrucht Intensiv	Marktfrucht Extensiv	Milchvieh (inkl. Bestandserhalt.)	
Erweiterung der Landwirtschaftsflächen mit Paludikulturen					
Anteil Paludikulturflächen		30 %			
Betriebliche Anpassungsreaktionen					
Anteil LF		70 %	70 %	0 %	
	Druschfrüchte ¹⁾	39,9	70 %		
	Kartoffeln	24,5			
	Acker-Futterbau/Substraterzeugung	5,6			
Anteil DF				70 %	
Tierhaltung	Grobfutter				
	Bedarf (Ausgangslage)	MJ NEL je ha		52.000	
	Bereitstellung	MJ NEL je ha		34.000	
	Abstockung			notwendig	
Deckungsbeitrag Paludikulturen		Rohrglanzgras - <i>Phalaris arundinacea</i> – stoffliche Nutzung (Dämmplatten)			
	90 % Quartil	€ /ha	-784 bis 532		
	μ (σ)	€ /ha	-161,5 (402)		
Deckungsbeitrag „normale“ Landwirtschaft					
	90 % Q.	€ /ha	1.208 bis 2.013	375 bis 732	1.423 bis 2.520
	μ (σ)	€ /ha	1.607 (243)	535 (109)	1.945 (333)
Gesamtbetrieb DB I inklusiv Paludikulturen					
	90 % Quartil	€ /ha	735 bis 1.421	94 bis 564	895 bis 1.760
	μ (σ)	€ /ha	1.077 (208)	362 (143)	1.313 (263)
DB I Unterschied je ha LF					
	90 % Quartil	€ /ha	-763 bis -301	-415 bis -4	-1.200 bis -637
	μ (σ)	€ /ha	-531 (141)	-209 (125)	-914 (171)
DB I Unterschied je ha Paludikulturen					
	90 % Quartil	€ /ha	-2.547 bis -997	-1.383 bis -12	-3.999 bis -2.127,00
	μ (σ)	€ /ha	-1.769 (470)	-697 (417)	-3.047 (569)
THG-Emissionen inklusive Paludikulturen					
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-17.091 bis -5.409	-17.394 bis -5.710	-5.817 bis 5.952
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-11.249 (3.551)	-11.551 (3551)	62 (3.585)
THG-Emissionen Unterschied je ha LF					
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-19.707 bis -8.026	-19.391 bis -7.712	-24.552 bis -12.809
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-13.866 (3.551)	-13.552 (3.551.2)	-18.674 (3.563)
THG-Emissionen Unterschied je ha Paludikulturen					
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-65.693 bis -26.754	-64.646 bis -25.713	-81.768 bis -42.747
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-46.221 (11.837)	-45.174 (11.837)	-62.246 (11.866)
THG-Vermeidungskostenansatz					
	90 % Quartil	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	20 bis 73	0 bis 38	31 bis 77
	μ (σ)	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	41,6 (26)	16,8 (21,8)	50,9 (14,6)

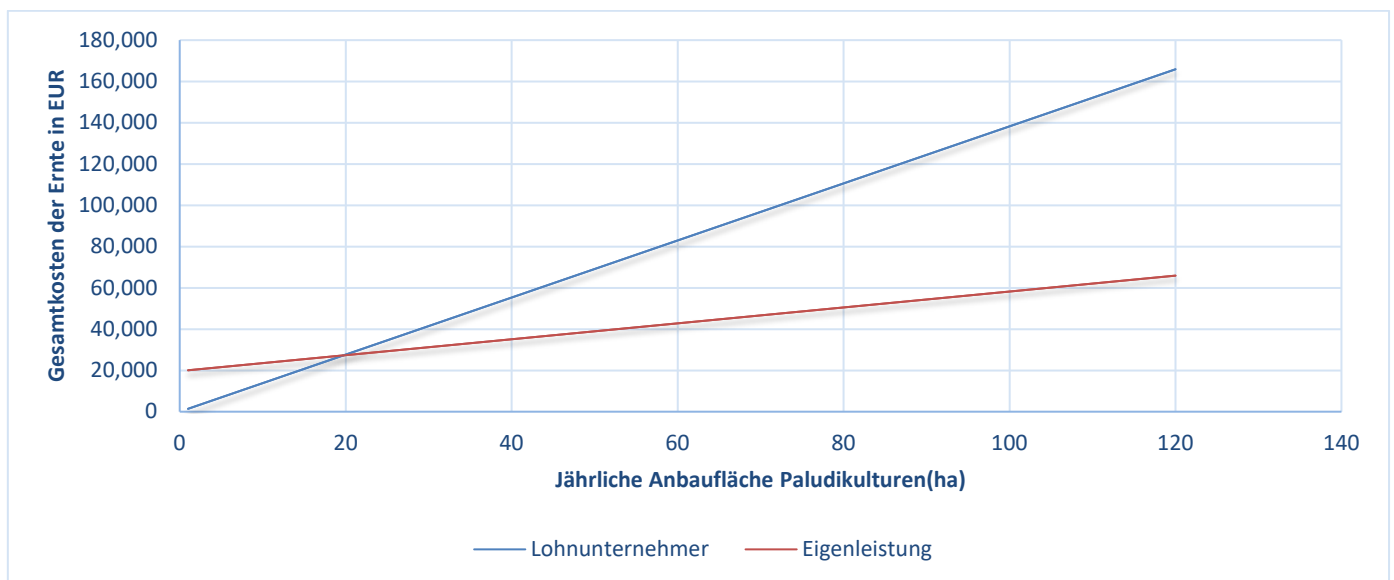
4.4.2.4 ANPASSUNGSREAKTION BEI HOHER ERWEITERUNG PALUDIKULTURFLÄCHE

Bei einer Implementierung von Paludikulturen auf 75 % der betrieblichen LF ist bei den Modellbetrieben Marktfrucht-Intensiv und Milchvieh mit einer Umstellung der bisherigen Betriebsorganisation auf extensiven Ackerbau mit Druschfrüchten (wie beim Marktfruchtbetrieb-Extensiv) zu rechnen, da die Produktionsverfahren Kartoffel bzw. Milchvieh soweit eingeschränkt werden, dass bei einer derartig gravierenden Einschränkung eine Beibehaltung dieser Produktionsverfahren nicht wirtschaftlich ist. Da damit der Arbeitskraftbedarf deutlich sinkt, ist mit der Aufnahme einer außerlandwirtschaftlichen Tätigkeit zu rechnen. Entsprechend wird die nicht mehr betrieblich benötigte Arbeitszeit mit dem Lohnansatz bewertet und in den vergleichenden Betrachtungen berücksichtigt.

Der gesamtbetriebliche Deckungsbeitrag inkl. Lohnansatz reduziert sich beim Marktfruchtbau extensiv auf -455 bis 571 € ha⁻¹ (90% Quartil) bzw. $\mu = 63 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 308 \text{ € ha}^{-1}$). Der gesamte Deckungsbeitrag inklusiv Lohnkosten bei Marktfruchtbau Intensiv reduziert sich auf -665 bis 333 € je Hektar (90% Quartil) bzw. mit einem durchschnittlichen Erwartungswert von bzw. $\mu = -166 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 303 \text{ € ha}^{-1}$). Der Gesamtdeckungsbeitrag inkl. Lohnkosten beim Modellbetrieb Milchvieh geht auf -444 bis 572 € je Hektar (90% Quartil) bzw. $\mu = 63 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 308 \text{ € ha}^{-1}$) zurück. Je Hektar Paludikulturen entspricht das im Durchschnitt einem Rückgang zwischen $\mu = 1.558 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 496 \text{ € ha}^{-1}$) (Marktfrucht intensiv), $\mu = 751 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 604 \text{ € ha}^{-1}$) (Milchviehbetrieb) und $\mu = -677 \text{ € ha}^{-1}$ ($\sigma = 417 \text{ € ha}^{-1}$) (Marktfrucht extensiv). Die potenziellen THG-Emissionen gehen um rund $\mu = 65,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ($\sigma = 11,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Milchviehbetrieb) bis in etwa $\mu = 44,0 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ($\sigma = 11,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Marktfrucht extensiv) zurück. Entsprechend ergeben sich ein CO₂-Minderungskosten von $\mu = 11,8 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ ($\sigma = 9,9 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$) (Milchviehbetrieb), $\mu = 16,5 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ ($\sigma = 93 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$) (Marktfrucht extensiv) bis $\mu = 38,0 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ ($\sigma = 42 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$) (Marktfruchtbetrieb intensiv) (siehe Tabelle 68).

4.4.3 EIGENMECHANISIERUNG ERNTEGERÄT

Für eine Investition in die Eigenmechanisierung der Ernte entstehen in etwa Investitionskosten von rund 200 Tsd. € (umgebaute Mähraupe - Greentec 300). Die Investitionskosten erreichen ab rund 20 Hektar Paludikulturflächen einen Break-Even-Point, an welchem sich die Investitionen in eine Eigenmechanisierung kostenindifferent gegenüber der Ernte im Lohn erweisen und nehmen entsprechend mit zunehmender Menge an bewirtschafteter Paludikulturen im Vergleich zur Ernte in Lohn ab (siehe Abbildung 113).



¹⁾ Unter Berücksichtigung folgender Kalkulationsdaten:
 Anschaffungskosten Mähraupe 200.000 €, Kapitalkostensatz 5%, Nutzungsjahre 15 Jahre, Versicherung Maschine 1.000 € im Jahr, Lohnkostensatz 20 €, Dieselverbrauch 18,5 Liter, Dieselposten 1,5 €, Personenstunden 1,1 Std./je Maschinenstunde, Wartungskosten 20,00 €/Std., Ansatz Flächenleistung 0,18 ha/Std. Kosten Lohnunternehmen rund 1.385 €/ha

Abbildung 113 Erntekosten in Abhängigkeit der Paludikulturfläche bei Eigenmechanisierung und Ernte im Lohn

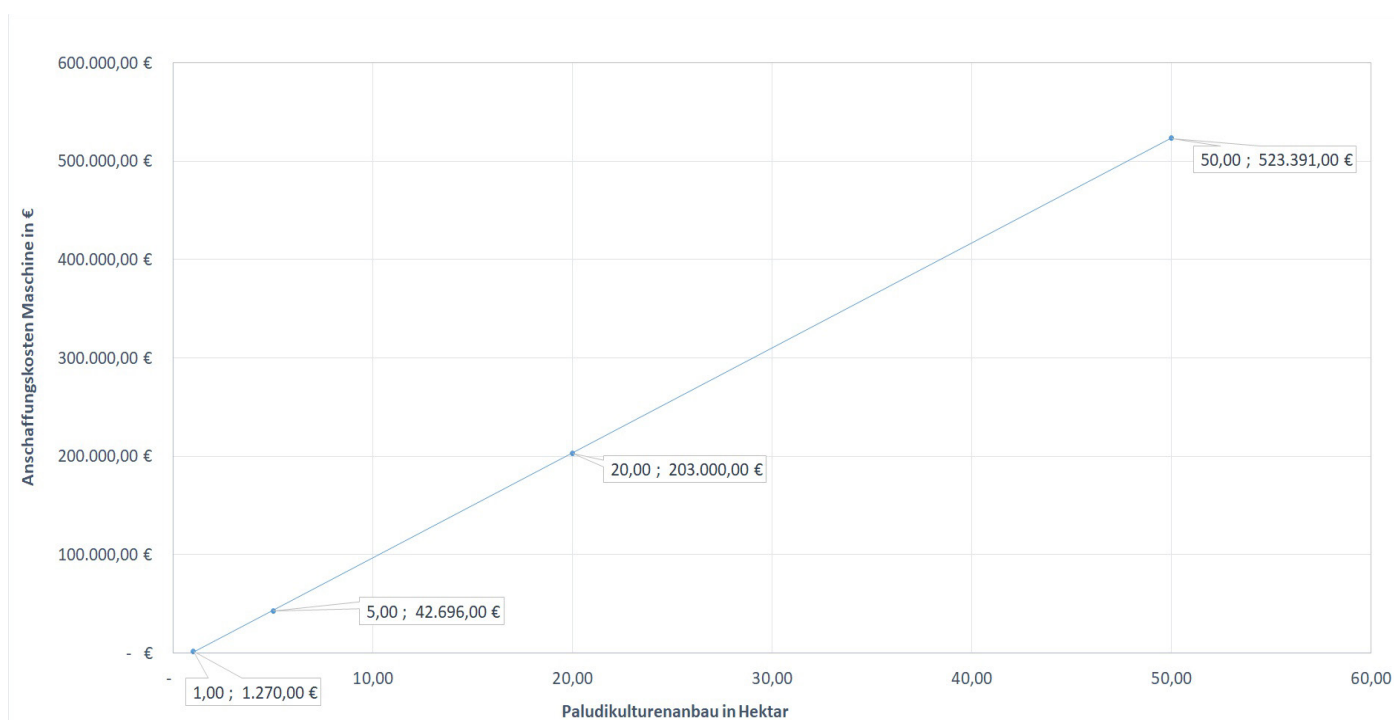
Tabelle 68 Betrieblicher Deckungsbeitrag bei hohem Anteil von Paludikulturen an der LF und Differenz zur Ausgangssituation

Betrieb		Marktfrucht Intensiv	Marktfurcht Extensiv	Milchvieh (inkl. Bestandserhalt.)
Erweiterung der Landwirtschaftsflächen mit Paludikulturen				
Anteil Paludikulturflächen		75 %		
Betriebliche Anpassungsreaktionen				
Anteil LF		25 %	25 %	25 %
	Druschfrüchte ¹⁾	25 %	25 %	25 %
	Kartoffeln			
	Acker-Futterbau/Substraterzeugung			
Anteil DF				0 %
Tierhaltung		-	-	Aufgabe
Deckungsbeitrag Paludikulturen		Rohrglanzgras (<i>Phalaris Arundinacea</i>) – stoffliche Nutzung		
	90 % Quartil	€/ha	-784 bis 532	
	μ (σ)	€/ha	-161,5 (402)	
Deckungsbeitrag „normale“ Landwirtschaft				
	90 % Q.	€/ha	900 bis 1.745	188 bis 568
	μ (σ)	€/ha	1.278 (260)	362 (116)
Gesamtbetrieb DB I inklusiv Paludikulturen				
	90 % Quartil	€/ha	-257 bis 755	-479 bis 516
	μ (σ)	€/ha	247 (308)	19 (303)
Gesamtbetrieb DB inklusiv Paludikulturen und Arbeitszeiteinsatz				
	90 % Quartil	€/ha	-455 bis 571	-665 bis 333
	μ (σ)	€/ha	63 (308)	-166 (303)
DB inkl. Lohnansatz Unterschied je ha LF				
	90 % Quartil	€/ha	559 bis 1.779	-3 bis 1.022
	μ (σ)	€/ha	-1.168 (371)	-507 (312)
DB inkl. Lohnansatz Unterschied je ha Paludikulturen				
	90 % Quartil	€/ha	745 bis 2.372	-9 bis 1.362
	μ (σ)	€/ha	1.558 (496)	677 (417)
THG-Emissionen inklusive Paludikulturen				
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-45.755 bis -16.549	-45.813 bis -16.608
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-31.151 (8.878)	-31.209 (8.878)
THG-Emissionen Unterschied je ha LF				
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-48.370 bis -19.166	-47.807 bis -18.608
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-33.769 (8.878)	-33.212 (8.878)
THG-Emissionen Unterschied je ha Paludikulturen				
	90 % Quartil	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-64.491 bis -25.556	-63.746 bis -24.815
	μ (σ)	kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-45.026 (11.837)	-44.282 (11.838)
THG-Vermeidungskostenansatz (inkl. Lohnansatz)				
	90 % Quartil	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-70 bis -15	-38 bis 0,0
	μ (σ)	€ t ⁻¹ CO ₂ -eq. ha ⁻¹ yr ⁻¹	-38 (42)	-16,5 (93)

In einer weiteren Kalkulation werden die maximalen Anschaffungs- bzw. Umbaukosten der Eigenmechanisierung (siehe Abb. 115) in Abhängigkeit vom Umfang der Paludikulturen berechnet um Kostengleichheit der gesamten Erntekosten gegenüber der Ernte im Lohn zu ermitteln (siehe Abb. 116). Es ergibt sich, dass die maximalen Kosten der Investitionen bei 1 Hektar ca. 1.250 €, bei 5 Hektar ca. 42.700 €, bei 20 ha rund 200.000 € und bei 50 Hektar rund 525.000 € nicht übersteigen dürfen um mindestens kostenindifferent zur Ernte im Lohn zu sein.



Abbildung 114 Eigene Aufnahmen von umgebauten Erntemaschinen



Unter Berücksichtigung folgender Kalkulationsdaten: Kapitalkostensatz 5%, Nutzungsjahre 15 Jahre, Versicherung Maschine 1.000 € im Jahr, Lohnkostensatz 20 €, Dieselverbrauch 18,5 Liter, Dieselposten 1,5 €, Personenstunden 1,1 Std./je Maschinenstunde, Wartungskosten 20,00 €/Std., Ansatz Flächenleistung 0,18 ha/Std. Kosten Lohnunternehmen rund 1.385 €/ha

Abbildung 115 Anschaffungs- bzw. Umbaukosten (Eigenmechanisierung) bei Kostenindifferenz von Eigenmechanisierung der Ernte und Ernte durch Lohnunternehmer in Abhängigkeit vom Anbauumfang der Paludikulturen

4.5 DISKUSSION

Bei den aktuellen Ergebnissen der Kalkulationen ist darauf hinzuweisen, dass die Analysen mit gewissen Unsicherheiten behaftet sind und der wichtige Kostenblock des Wassermanagements wegen der großen Variabilität – hier ist eine einzelflächenspezifische Betrachtung unbedingt erforderlich – nicht berücksichtigt werden kann. Des Weiteren sind Paludikulturen aktuell nicht weit verbreitete landwirtschaftlich Produktionsverfahren, weshalb bei einer Ausdehnung der Paludikulturflächen voraussichtlich Kostensenkungen insbesondere im Bereich der Erntetechnik (in den Kalkulationen der größte Kostenblock) und bessere Vermarktungsmöglichkeiten bei höherer Akzeptanz und Verbreitung zu erwarten sind.

Die Wirtschaftlichkeitsberechnungen zeigen zum aktuellen Zeitpunkt auf, dass alle der untersuchten Paludikulturen negative Deckungsbeitragswerte aufweisen und deshalb unter derzeitigen Bedingungen ohne Unterstützungsmaßnahmen (wie z.B. Prämienzahlungen) nicht wettbewerbsfähig gegenüber etablierten Anbaukulturen sind. Selbst das unter den analysierten Paludikulturvarianten wirtschaftlich beste Verfahren – Rohrglanzgras mit stofflicher Nutzung des Erntegutes mit ca. -160 € ha^{-1} – weist einen negativen Deckungsbeitrag auf. Zudem befinden sich die Weiterverarbeitung zu potentiellen Veredelungsprodukten wie Dämmplatten tendenziell in der Erprobungsphase und kann entsprechend eines Angebotsdefizites an Paludikulturausgangsmaterial laut Angaben eines Herstellers noch nicht auf Masse produziert werden. Den niedrigsten Deckungsbeitrag zeigt das Anbauverfahren von Rohrglanzgras mit energetischer Nutzung (Biogas) mit ca. -1.600 € ha^{-1} auf. Allerdings gibt es für die energetische Nutzung bereits etablierte Vermarktungsmöglichkeit zur Herstellung von Biogas.

Werden die THG-Emissionseinsparungen bei einer Umwandlung von entwässerten LF-Flächen auf Niedermoorstandorten mit Paludikulturen in Form von THG-Vermeidungskosten monetarisiert, kann der Anbau von Paludikulturen – trotz aktueller Unsicherheiten – als volkswirtschaftlich vorteilhaft angesehen werden. So ist die Zahlungsbereitschaft für CO₂ Emissionsrechte nach der aktuellen Bepreisung bei $85 \text{ € je } \text{€ t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ (Boerse.de GroupeAG, (2023), Stand 20.01.2023), für freiwillige CO₂ Kompensationen zwischen $23 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ (Atmosfair, 2023) bis $75 \text{ € je } \text{€ t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ (MoorFutures ®, 2023) oder den Kostenansätzen nach UBA Umweltbundesamt (2021) mit $201 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ weitaus höher als die Kosten, welche durch eine Montarisierung der Klimaleistungen im Anbauverfahren von Paludikulturen ($3,9$ bis $40,6 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$) entsehen.

Die wirtschaftlichen Auswirkungen bei einer Implementierung von Paludikulturen in den Gesamtbetrieb hängen stark von den einzelbetrieblichen Gegebenheiten ab. Wie zu erwarten führt eine Implementierung der Paludikulturen bei intensiv bewirtschafteten Betrieben (in den Modellrechnungen dargestellt durch die Modellbetriebe Marktfrucht intensiv und Milchvieh) zu erheblichen wirtschaftlichen Einbußen. So reduziert z. B. eine Umwandlung der LF-Fläche je Hektar Paludikultur den Deckungsbeitrag um bis zu -3.050 € (Milchviehbetrieb 30 % Umwandlung der LF-Fläche zu Paludikultur). Im Gegensatz zu den Ertragsverlusten werden durch die Implementierung der Paludikulturen signifikante Mengen an THG-Emissionen eingespart bzw. fixiert. Was bei einer Monetarisierung der CO₂-Klimakosten mittels THG-Emissionseinsparungen dividiert durch die Deckungsbeitragsverluste zu maximal $51 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq.}$ (Milchviehbetrieb 30 % Umwandlung der LF-Fläche zu Paludikultur) führt. Im Vergleich zur Zahlungsbereitschaft über Zertifikate, Emissionsrechte oder Klimakostenempfehlungen, liegt der berechnete Geldwert im unteren Bereich der Zahlungsbereitschaften zur Monetarisierung von THG-Emissionen.

Folglich lässt sich zum aktuellen Zeitpunkt festhalten, dass Paludikulturen ohne zusätzliche Fordermittel (z.B. Prämienzahlungen) negative ökonomische Effekte auf die landwirtschaftlichen Betriebe (Mikroökonomie) haben. Des weiteren müssen die potentiellen Betriebe auf die jeweilige Betriebsausrichtung hin untersucht werden und je nach Betriebsausrichtung hat eine Umwandlung von bestehenden landwirtschaftlich genutzten Flächen differenzierte Auswirkungen auf den Gesamtbetrieb und damit auf die Betriebsstruktur und den Betriebsgewinn. Mit Hinblick auf eine gesamtwirtschaftlichen Ebene (Makroökonomie) hat die Umwandlung von landwirtschaftlich genutzten entwässerten Niedermoorflächen hin zu Paludikulturen positive ökologische (vgl. Modul 2) und ökonomische Effekte, sobald eine Montarisierung der Klimakosten in die Gesamtrechnung inkludiert wird. Denn schon jetzt ist die allgemeine Zahlungsbereitschaft für CO₂-Emissionsrecht und CO₂-Kompensationen höher als die Kosten, welche durch eine Umwandlung aktuell genutzter LF-Flächen hin zu Paludikulturen entsehen.

Für die Betrachtung der ökonomischen Rentabilität einer Eigenmechanisierung der Ernte von Paludikulturen gegenüber einer Ernte im Lohn ist die zu bewirtschaftende Paludikulturfläche der bestimmende Faktor. Ab rund 20 Hektar ergeben sich wirtschaftliche Vorteile bei einer Investitionssumme von rund 200 Tsd. € in die Eigenmechanisierung. Bei geringer Bewirtschaftungsfläche sinken die maximal möglichen Investitionskosten in die Erntemaschinen entsprechend.

Insgesamt weisen die berechneten Resultate mit den aktuell verfügbaren Daten gewisse Unsicherheiten auf, die sich in den weiten Verteilungen der MonteCarlo-Simulationen bzw. den hohen Standardabweichungen widerspiegeln. Diese Unsicherheiten müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

4.6 WEITERFÜHRENDER FORSCHUNGSBEDARF

Wichtig für eine umfassendere Betrachtung der Nutzungsmöglichkeiten von Paludikulturen, sind weitere Berechnungen zusätzlicher Nutzungsverfahren wie die Pelletierung, der Nutzung als Einstreu, als Raufutter, der Torfersatzstoffe sowie die Herstellung von Biopolymeren aus Paludimaterial. Grundsätzlich sind laufende Verbesserung der Datengrundlage (im Einklang mit weiterer Verbreitung von Paludikulturen) notwendig. Bei höherer Akzeptanz und Verbreitung von Paludikulturen ist in Abhängigkeit von Markt- und Preisentwicklungen eine Neubewertung erforderlich.

Zielführend für eine verbesserte Beurteilung der Wirtschaftlichkeit ist die Vollkostenrechnung. Hier können sowohl Investitionskosten, welche zusätzlichen Einfluss auf die Liquidität des Betriebs haben, als auch versunkene Kosten berücksichtigt werden. Zudem sollten die einzelflächenspezifischen Kosten der wasserbaulichen Maßnahmen näher untersucht werden.

Sozialökonomische Methoden können zur Abbildung der Einstellungen von Landwirten zu Paludikulturen genutzt werden um die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zu erweitern. Dabei spielt speziell die Einstellung von Landwirten zu möglichen Verlusten der Handlungsoptionen „normale Landwirtschaft betreiben“ eine zentrale Rolle. Des Weiteren muss untersucht werden, wie ein möglicher Wertverlust von landwirtschaftlichen Flächen zu bewerten ist und ob eine Neubewertung einer Werterhaltung durch Nassbewirtschaftung erfolgen kann. Außerdem stellt sich die Frage der Flächenverfügbarkeit – im speziellen einer Abschätzung ob und wieviel zusammenhängende Flächen verschiedener Eigentümer/Pächter wiedervernässt werden können. Für eine erfolgreiche Etablierung von Paludikulturen müssen Wege (inklusive deren Kosten) ausgemacht werden, damit zusammenhängende wiedervernässte Moore entstehen. Dies dürfte vor allem in kleinstrukturierten Regionen wie Bayern eine besondere Herausforderung darstellen. Dafür sind Pilotprojekte erforderlich, die den fachlichen, rechtlichen, organisatorischen und ökonomischen Rahmen für großflächige Wiedervernässungen und Nutzungsänderungen erschließen und die Hürden senken.

5 ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION

T. EICKENSCHIEDT UND M. DRÖSLER

Die Ergebnisse unserer Untersuchungen zur Biomasseentwicklung und THG-Bilanzen zeigen deutlich das Klimaschutzpotenzial welches durch eine Wiedervernässung von organischen Böden und der anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung als Paludikultur erreicht werden kann. Mit einem derzeitigen Emissionsfaktor von $-13,0 \pm 13,9 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich ein Reduktionspotential von bis zu $53,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei der Umwandlung von drainierten Ackerflächen in Niedermoorpaludikulturen. Damit weisen die Niedermoorpaludikulturen die aktuell höchste empirisch nachgewiesene Klimaschutzleistung aller Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen im landwirtschaftlichen Sektor auf und können vermutlich als eine der effizientesten und kostengünstigsten natürlichen Klimaschutzlösungen (Nature-based Solutions) angesehen werden. Die sehr hohe CO_2 -Senkenleistung der Niedermoorpaludikulturen ermöglicht es zudem nicht vermeidbare N_2O -Emissionen im Sektor Landwirtschaft zu kompensieren und somit substanziell zu einer CO_2 -neutralen Landwirtschaft beizutragen. Überraschenderweise weisen Niedermoorpaludikulturen ebenfalls eine deutlich höhere Klimaschutzleistung auf als die Landnutzungskategorie „Wiedervernässte organische Böden“ mit $5,5 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tabelle 7, Tiemeyer et al., 2020). Innerhalb dieser Landnutzungskategorie handelt es sich fast ausschließlich um Flächen auf denen Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass die zugrundeliegenden Daten für die „Wiedervernässten organischen Böden“ nur zu einem Drittel aus vernässten Niedermoorflächen stammen, während zweidrittel aus wiedervernässten Hochmooren stammen (mündliche Mitteilung Bärbel Tiemeyer, 2023). Somit sind wiedervernässte Niedermoore in dieser Landnutzungskategorie unterrepräsentiert. Aufgrund der geringeren Nährstoffversorgung sowie anderer Pflanzengemeinschaften weisen wiedervernässte Hochmoore im Vergleich zu wiedervernässten Niedermooren geringere CO_2 -Aufnahme auf. Inwieweit Paludikulturen eine höhere Klimaschutzleistung als renaturierte Moore aufweisen kann bisher nicht beantwortet werden, da nur sehr wenige, vollständige THG-Bilanzen für erfolgreich renaturierte Moore, insbesondere Niedermoore vorliegen. Van den Berg et al., (2016) berichten für einen renaturierten *Phragmites australis* Bestand am süddeutschen Federseemoor NEE- CO_2 Aufnahmen von $-8,94 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Aufgrund des permanenten Wasserüberstaus lagen die CH_4 -Emissionen allerdings bei $-8,42 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wodurch lediglich eine Klimaschutzleistung von $-0,52 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erzielt werden konnte. Im nationalen Datensatz (Tiemeyer et al., 2020), aus welchem die Emissionsfaktoren für wiedervernässte organische Böden berechnet wurden, werden für wiedervernässte *Phragmites australis* Bestände am Dümmer sowie bei Anklam Einsparleistungen von -1 bis $-4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie von -6 bis $-8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben. Aus naturnahen Schilfbeständen in Weißrussland berichten Minken et al. (2016) ebenfalls sehr hohe NEE- CO_2 -Aufnahmen von bis zu $-43 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Da aber ebenfalls bei diesen Beständen ein permanenter Wasserüberstau zu sehr hohen CH_4 -Emissionen von bis zu $37,7 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ führten, lag die Klimaschutzleistung dieser Bestände lediglich zwischen $13,9$ bis $-5,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Aus diesen Studien wird deutlich wie sehr ein permanenter Wasserüberstau die Klimaschutzleistung dieser hochproduktiven Landnutzungstypen reduziert. Dies gilt im selben Maße für die Paludikulturen, wobei der C-Austrag über den Export diesen Effekt noch zusätzlich verstärkt. Auf der Basis unserer Modellierung konnte eine maximale Klimaschutzleistung bei einem mittleren jährlichen Grundwasserstand von -7 cm ermittelt werden (Abbildung 31). Bei diesem mittleren Grundwasserstand zeigen alle sechs getesteten Pflanzenarten eine sehr hohe Produktivität. Besonders *Carex acutiformis*, *Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* liefern unter diesen Wiedervernässungsbedingungen aus ökonomischer Sicht attraktive Biomasse-Quantitäten wie auch –Qualitäten. Lediglich für *Typha* spp. wären aus ökonomischer Sicht ein Anstau bzw. Überstau des Grundwassers vorteilhaft. Dies geht allerdings mit einem exponentiellen Anstieg der Methan Emissionen einher, was sich nachteilig auf die Flächen-Klimabilanz auswirkt. Inwieweit alle natürlichen Ökosystemfunktionen von natürlichen Mooren durch Paludikulturen vollumfänglich zurückgewonnen werden können, kann aus dem MOORuse-Projekt nicht abschließend beantwortet werden. Im Bereich der Biodiversitätsfunktion und dem Artenschutz zeigen sich klare Tendenzen das die Niedermoorpaludikulturen je nach etablierter Pflanzenart und Management eine signifikante faunistische Aufwertung verglichen mit intensiven Acker- bzw. Grünlandflächen darstellen. Als wichtige

Erkenntnis konnte gezeigt werden, dass besonders für die Avifauna eine kritische Flächengröße benötigt wird, damit ein Wiederansiedlung erfolgt bzw. die Paludikulturen als Brut- und Rastflächen angenommen werden. Für die zukünftige flächenhafte Etablierung von Paludikulturen sollten im Vorhinein naturschutzfachliche Mindeststandards definiert werden. Das ist derzeit mit dem Bundesprojekt „PALUDIVERS“ in Vorbereitung. Dazu gehören nach derzeitigen Erkenntnissen die Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen sowie Grabenaufweitungen bei der Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen. Weiterhin sollten bei der Winterernte Teile der Grabenbereiche sowie einzelne Vegetationsstreifen oder sehr nasse Bereiche in der Kulturfläche ausgespart werden um z.B. ein Habitat für Blaukehlchen zu schaffen. Die Sommermahd sollte auf den Zeitpunkt nach dem 01. Juli beschränkt werden. Idealerweise sollten bei der zukünftigen, großflächigen Bewirtschaftung von Paludikulturen zum einen möglichst viele unterschiedliche Paludikulturpflanzenarten in einem größeren arrondierten Bereich kultiviert werden und zum weiteren sollte das Management so gestaltet werden das nur Teilflächen von z.B. *Phalaris* oder *Carex* im Juli geerntet werden, während angrenzende Bestände stehen bleiben. Unabhängig ob die Paludikulturbiomasse energetisch oder stofflich genutzt wird, erhöht sich die Klimaschutzleistung noch einmal erheblich, da bei allen im Projekt getesteten Verwertungsoptionen fossile Energieträger substituiert werden. Besonders langlebige Produkte (z.B. Dämm- und Baustoffplatte), bei denen eine langfristige Einbindung von C und zudem eine Kaskadennutzung (z.B. Baustoffplatte -> thermische Verwertung) erfolgen kann, bieten hier große Potentiale. Nach dem aktuellen Stand der Forschung scheinen Dämm- und Baustoffplatten, Verpackungsmaterialien sowie biobasierte Kunststoffe zumindest in der kurzfristigen Umsetzung von Paludikulturen am vielversprechendsten in der Nutzung der anfallenden Biomasse. Da fast alle potentiellen Verwertungsoptionen Biomasse mit einer möglichst geringen Restfeuchte (< 20%) als Ausgangsprodukt benötigen, die Biomasse bei der Winterernte aber häufig bis zu 65% Restfeuchte aufweist, muss diese zunächst energieintensiv getrocknet werden. Dies könnte z.B. aus der Abwärme (Kuppelprodukt) einer Biogasanlage, die mit Rohrglanzgras betrieben wird, erfolgen. Gleichzeitig könnte das Hauptprodukt Strom aus der Biogasanlage für den Produktionsprozess zur Fertigung von z.B. Baustoffplatten eingesetzt werden. Dies sollte beim Aufbau von neuen dezentralen Produktionsschienen in den größeren Moorgebieten von Beginn an berücksichtigt und eingeplant werden. Um das wirtschaftliche Risiko sowie das Investitionsvolumen für den Einzelbetrieb zu minimieren, bietet sich die Bündelung der unterschiedlichen Tätigkeitsbereiche in Form einer Genossenschaft oder Kooperative an. Vorteilhaft wäre zudem die zusätzliche Einbindung bzw. aktive Teilhabe von Bürger:innen (ähnlich wie bei den Energiegenossenschaften) als Investoren, um die regionale Wertschöpfung zu erhalten und zu stärken. Die ökonomische Analyse der derzeit generierbaren Deckungsbeiträge ohne die Einbeziehung einer Monetarisierung der THG Vermeidungskosten, zeigt deutlich die Notwendigkeit einer staatlichen Förderung für den Anbau von Paludikulturen, wie sie ebenfalls für alle anderen landwirtschaftlichen Produkte über z.B. die EU-Agrarsubventionen erfolgt. Die im Projekt erhobenen Daten werden derzeit als Basis für die Prämienbestimmung der Maßnahme M16/M18 (Anbau/Etablierung von Paludikulturen) des bayerischen Moorbauernprogramms verwendet. Somit ist zumindest für das Bundesland Bayern bereits voraussichtlich in der Förderperiode 2024 ein geeignetes Förderinstrument vorhanden. Die stetige Neu- und Weiterentwicklung von hochwertigen Produkten aus Paludikulturbiomasse sowie die Verarbeitung im industriellen Maßstab wird dazu führen, dass einige Paludikulturpflanzenarten wettbewerbsfähige Deckungsbeiträge für den landwirtschaftlichen Betrieb liefern werden. Im Zeitraum der letzten Dekade wurden in Deutschland, den Niederlanden und Dänemark zahlreiche Forschungsprojekte im Themenbereich der Paludikulturen durchgeführt. Trotz erheblicher Anstrengungen können neue landwirtschaftliche Produktionsverfahren nicht über einen so kurzen Zeithorizont allumfassend entwickelt werden. Im Themenbereich Etablierungsverfahren, langfristige Ertragsentwicklung, Sorten- und Herkunftsversuche, sowie zu Fragen einer umweltverträglichen Nährstoffrückführung gibt es nach wie vor erhebliche Defizite. Als eine der größten Herausforderung gilt die Wiedervernässung arrondierter Flächen sowie die Installation notwendiger baulicher Einrichtungen zum gezielten Wassermanagement. Aktuell gibt es hierfür weder Förderinstrumente noch einen Konsens, wer für die Kosten und den Unterhalt aufkommt. Zudem könnten großflächige Erstetablierungen derzeit an einem Mangel an verfügbarem Saatgut scheitern. Hier muss dringend mit staatlicher Unterstützung gegengewirkt werden und eine regionale Saatgutproduktion vorangetrieben werden. Dies sollte zudem aus naturschutzfachlichem Interesse erfolgen, um zukünftig die Verwendung von nicht autochthonem Saatgut zu unterbinden. Inwieweit dabei auf die bestehenden Herkunftsregionen zurückgegriffen wird oder evtl. doch auf Ebene der Produktionsräume differenziert werden sollte, gilt es zu klären. Innerhalb der gewählten Regionen sollten dann für alle potentiellen Paludikulturarten unterschiedliche Genotypen hinsichtlich ihrer Ertragsleistung untersucht werden und vielversprechende Genotypen für die Saatgutproduktion vermehrt werden (siehe Haldan et al., 2023).

6 OUTPUT INDIKATOR

T. EICKENSCHIEDT

Das MOORuse-Projekt verfolgte von Projektbeginn an konsequent die Umsetzung des EFRE-Ziels „Verringerung der CO₂-Freisetzung aus Böden mit hohen Kohlenstoffgehalten (Innovation, Modellvorhaben, CO₂-Relevanz)“. Das MOORuse-Projekt gilt europaweit mit seiner interdisziplinär ausgelegten Projektstruktur als eines der umfassendsten Paludikultur-Projekte. Die im Projekt neu entwickelte, automatisierte Messtechnik zur hochfrequenten Erfassung des Spurengashaushalts ist weltweit einmalig in ihrer Funktionsfähigkeit und im Fachkontext der Spurengasmessungen eine der innovativsten Entwicklungen der letzten Dekade. Solche Prototypenentwicklungen innerhalb von Drittmittelprojekten an Hochschulen und Universitäten, dienen auch der Stärkung des Wissenschaftsstandorts Deutschlands und fördern dessen Wettbewerbsfähigkeit und Attraktivität auf internationaler Ebene. Die angewendeten Methoden und Techniken entsprechen in allen Teilfragestellungen dem aktuellsten wissenschaftlichen Stand. Die konsequente Übertragung der gewonnenen Erkenntnisse vom Labormaßstab auf eine Flächenkulisse im landwirtschaftlichen Maßstab zeigt den innovativen Charakter dieses anwendungsorientierten Forschungsprojektes. Die eingerichteten Paludikultur-Demonstrationsflächen im bayerischen und schwäbischen Donaumoos sind zudem die einzigen großflächig angelegten Paludikulturen im gesamten süddeutschen Raum und stellen von ihrer Flächenausdehnung her mit die größten in ganz Deutschland dar. Die im Projekt entwickelten Emissionsfaktoren für Paludikulturen bei unterschiedlichen Wiedervernässungsszenarien stellen den aktuell umfangreichsten Datensatz für ganz Europa dar. Auf dieser Grundlage wäre es möglich, dass Paludikulturen zukünftig im nationalen Treibhausgas-Inventur Bericht berücksichtigt werden könnten.

Durch die Wiedervernässungsmaßnahmen und die Etablierung der unterschiedlichen Paludikulturen konnten in der Projektlaufzeit ca. 1.046,96 t CO₂-eq eingespart werden. Das zeigt, dass selbst kleinräumige Nutzungsumstellungen und Wiedervernässungsmaßnahmen einen signifikanten Klimaschutzbeitrag liefern können. Die Berechnung der Einsparleistung ist in Tabelle 69 aufgeführt. Zu Beginn des Projektes wurde der Soll-Wert beim Outputindikator auf 93 t CO₂-eq a⁻¹ bei einer Laufzeit von fünf Jahren (-465 t CO₂-eq) festgelegt. Die Basis beruhte zu diesem Zeitpunkt auf Schätzungen aus Vorläuferprojekten, bei denen die HSWT von einem Einsparpotential von 15 t CO₂-eq ha⁻¹ a⁻¹ gegenüber der Vornutzung ausgegangen war. Die empirisch erhobenen Einsparpotentiale der Paludikulturen weichen somit deutlich von den Schätzwerten ab.

Tabelle 69 Berechnung der CO₂-Einsparleistung durch das MOORuse-Projekt

Standort	Flächen- größe [ha]	Grundwasser- standsklasse	Paludikultur- pflanzenart + Emissionsfaktor [t CO ₂ -eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Vornutzung + Emissionsfaktor [t CO ₂ -eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Emissionen Paludikultur [t CO ₂ -eq a ⁻¹]	Emissionen Vornutzung [t CO ₂ -eq a ⁻¹]	Laufzeit Wieder- vernässung	Emissionen Paludikultur [t CO ₂ -eq]	Emissionen Vornutzung [t CO ₂ -eq]
FSM	0,2	W	Paludikultur allg. (-13,0)	Grünland (31,7)	-2,60	6,34	6	-15,60	38,04
FSM	0,2	T	Paludikultur allg. (-1,0)	Grünland (31,7)	-0,20	6,34	6	-1,20	38,04
RH	0,6	T	<i>Carex acutiformis</i> (-9,8)	Grünland (31,7)	-5,88	19,02	3	-17,64	57,06
RH	0,6	T	<i>Phalaris arundinacea</i> (1,1)	Acker (40,4)	0,66	24,24	3	1,98	72,72
LM	0,5	W	<i>Typha angustifolia</i> (-6,8)	Acker (40,4)	-3,40	20,20	4	-13,60	80,8
LM	0,4	W	<i>Carex acutiformis</i> (-17,5)	Acker (40,4)	-7,00	16,16	4	-28,00	64,64
LM	3,5	W	<i>Phalaris arundinacea</i> (-4,0)	Acker (40,4)	-14,00	141,4	4	-56,00	565,6
Summe	6				-32,42	233,7		-130,06	916,9

Gesamtsumme Einsparung über die Projektlaufzeit [t CO₂-eq]

-1.046,96

7 ÖFFENTLICHKEITSARBEIT

Zum Projektbeginn sollte ein wissenschaftlicher Beirat eingerichtet werden. Aufgrund der Vielzahl von extern eingebundenen Projektpartnern aus unterschiedlichen Fachdisziplinen, erschien die Berufung weiterer Vertreter:innen zur Beratung des Projektteams als nicht gewinnbringend in der Projektumsetzung.

Zum Projektstart wurde eine ausführliche Projektbeschreibung auf der Internetseite der HSWT eingerichtet. Diese Internetseite ist nach wie vor unter der Webadresse <https://www.hswt.de/forschung/projekt/958-mooruse> abrufbar. Zudem wurden regelmäßig unter den „News“ der HSWT über anstehende Aktivitäten im MOORuse-Projekt berichtet. Um ebenfalls eine internationale Sichtbarkeit zu erlangen wurde das MOORuse-Projekt zudem auf der Internetplattform „Researchgate“ als laufendes Projekt bei den entsprechenden Mitarbeiterprofilen der HSWT eingerichtet.

Fachtagungen, Vorträge und Poster

Drösler et al.: Paludikultur- Projekte zum Klimaschutz in bayerischen Mooren: MOORuse & KUP, Klimaschutz und Moornutzung - Potentiale in Deutschland, Greifswald, 25-26.09.2017.

Hartung et al.: Biogasertragspotential von Paludikultur- Pflanzen, Klimaschutz und Moornutzung - Potentiale in Deutschland, Greifswald, 25-26.09.2017.

Drösler et al.: MOORuse paludiculture on fen peatlands in Bavaria - Establishment, climatic impact & environmental effects, utilization options and economic viability, Renewable Resources from Wet and Rewetted Peatlands, Greifswald, 26-28.09.2017.

Drösler et al.: Moorschutz ist Klimaschutz, Klimafrühling Energiewende Oberland, 21.02.2018

Drösler et al.: Klimaschutz durch Moorschutz, LBV Miesbach, 06.03.2018

Eickenscheidt et al.: MOORuse Paludiculture on fen peatlands in Bavaria - Establishment, climatic impact & environmental effects, utilization options and economic viability, Geophysical Research Abstracts, Vol. 20, EGU2018-8121, 2018, EGU General Assembly 2018, 08.-13.04.2018, Wien.

Eickenscheidt et al.: MOORuse – Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern, Fachtagung Paludikultur-Bewirtschaftung, Produkte, Naturschutz, Kreishaus Meppen, 12.06.2018, Meppen.

Krus et al.: Typha als Basis für einen innovativen dämmenden Baustoff - Umweltrelevanz, Alleinstellungsmerkmale und Einsatzbeispiele. Fachtagung Paludikultur – Bewirtschaftung/Produkte/Naturschutz. 12.06.2018. Meppen.

Eickenscheidt et al.: Verwertung von Niedermoor-Paludikulturpflanzen als Biogas-Substrat und Torfersatzstoff, Informationsveranstaltung Moornutzungsalternativen im Schwäbischen Donaumoos, 13.07.2018, Leipheim.

Drösler et al.: Klimaschutz durch Moorschutz – MOORuse in Bayern, Informationsveranstaltung Moornutzungsalternativen im Schwäbischen Donaumoos, 13.07.2018, Leipheim.

Meinken et al.: MOORuse – Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern. Vortrag auf der 3. Plenarsitzung des Niedersächsischen Torfersatzforums, 28.08.2018, Hannover.

Hartung et al.: Biomass from paludiculture as substrate for biogas formation, 7th International Symposium on Energy from Biomass and Waste, 15.-18.10.2018, Venedig.

Hartung et al.: Virtuelle Tagung: „Biogas aus Stroh, Gülle & Co.“, Vortrag: „Eignung von Niedermoorpflanzen als Biogassubstrat bzw. als Torfersatzstoff im Gartenbau“, 16.09.2020.

Krus et al.: An innovative building material on the basis of cattail as an example for bioeconomy. 3. Internationaler Bioökonomiekongress Baden-Württemberg – Online 21. - 22.09.2020.

Hartung et al.: Eignung von Niedermoorpflanzen als Biogassubstrat und als Torfersatzstoff, Stauhaltung im Niedermoorgrünland, 09.-10.11.2020, online.

Hartung et al.: Virtuelle Konferenz: „VENICE 2020 - 8th international symposium on energy from biomass and waste“ & „SUM 2020 - 5th symposium on urban mining and circular economy“, Poster: „Influence of the harvest date on the specific biogas production from Typha latifolia and Phalaris arundinacea“, 16.-20.11.2020.

Krus et al.: Nouveaux matériau de construction à base de roseau (Typha). Congrès international du bâtiment durable #9. Pechakucha 06.10.2021.

Hartung et al.: Renewable resources from wet and rewetted peatlands RRR2021, Vortrag: The optimal harvest date of Typha latifolia and Phalaris arundinacea as biogas substrates, Poster: Suitability of fen plants as growing media constituent in terms of chloride content, 09.-11.03.2021.

Hartung et al.: Suitability of fen plants as growing media constituent in terms of chloride content, RRR2021 - Renewable resources from wet and rewetted peatlands, 09.-11.03.2021, online.

Kuptz et al.: Fuel quality and combustion behaviour of pure and kaolin additivated pellets from fen paludicultures in a small scale biomass boiler, Vortrag, 3rd International Conference on the Utilisation of Wetland Plants – Renewable Resources from Wet and Rewetted Peatlands (RRR2021), 9.-11.03.2021, virtuelle Konferenz

Kuptz et al.: Combustion behaviour and slagging tendencies of kaolin additivated pellets from fen paludicultures in a small-scale biomass boiler, Vortrag, 29th European Biomass Conference & Exhibition (e-EUBCE 2021), 26.– 29. Apr. 2021, virtuelle Konferenz

Hartung et al.: Fen plant biomass as growing media constituent - reduction of nitrogen immobilization by composting, GrowingMedia2021 - International Symposium on Growing Media, Soilless Cultivation, and Compost Utilization in Horticulture, 22.-27.08.2021, online.

Hartung et al.: Fen plant biomass as growing media constituent-cultivation of *Pelargonium zonale* and *Begonia × hiemalis* in peat reduced mixtures with composted fen plant biomass, GrowingMedia2021 - International Symposium on Growing Media, Soilless Cultivation, and Compost Utilization in Horticulture, 22.-27.08.2021, online.

Hartung et al.: MOORuse - Paludikulturen als Biogassubstrat, 7. FNR/KTBL-Kongress Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven, 29.-30.09.2021, online.

Hartung et al.: Deutsche Vernetzungsstelle Ländliche Räume (dvs), Online-Symposium, Nachhaltige Moornutzung – Landwirtschaftliche Wertschöpfung auf nassen Standorten & innovative Produkte, Vortrag: Verwertungsmöglichkeiten von Paludikulturen/Moorprodukten – Torfersatzstoffe, 08.12.2021.

Eickenscheidt et al.: C.A.R.M.E.N, Online-Symposium: Moore wiedervernässen & bewirtschaften. Vortrag: Das Mooruse Projekt: Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern – von der Etablierung bis zur Verwertung, 14.03.2022.

Krus et al.: An innovative building material on the basis of cattail with a “all-in-one” quality. Cas ETH in regenerative materials Hygrothermal specialization. Open lecture 06.04.2022.

Kuptz et al.: Emission behaviour and slagging tendencies of kaolin additivated pellets from fen paludicultures and paludi-wood-blendings in a 15 kW pellet boiler, Poster, 30th European Biomass Conference & Exhibition (e-EUBCE 2022), 9.– 12. Mai 2022, virtuelle Konferenz.

Kuptz et al.: Brennstoffe aus Paludikulturen in Kleinfeuerungsanlagen, Vortrag, 21. Fachgespräch „Arbeitskreis Holzfeuerungen“, 18. Mai 2022, virtuelle Konferenz, Straubing.

Meinken et al.: Biomasse von Niedermoor-Paludikulturen als Torfersatzstoff. Führung im Rahmen der Fachtagung „Torfminderungskonzepte“, 21. - 22.06.2022, Freising.

Theuerkorn & M. Krus: BIOPRO „Schaufenster in die Zukunft – Leben in einer nachhaltigen Bioökonomie“ Landesgartenschau in Neuenburg am Rhein vom 20.-31.07.2022.

Krus et al.: *Typha* als nachhaltiges Baumaterial Dämmender und zugleich tragfähiger Baustoffs aus Rohrkolben. Regionalkongress Landwirtschaft und Moorschutz 23.07.2022.

Bockermann et al.: Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Vortrag: Effect of global warming on greenhouse gas emissions in grassland ecosystems on drained organic soils - a field study on adaptation and mitigation measures, 06.09.2022, Trier.

Bockermann et al.: Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Poster: Greenhouse gas emissions and carbon budgets of four paludiculture plants in a fen peatland in southern Germany 2019, 06.09.2022, Trier.

Hartung et al.: Potential der Nutzung von Niedermoor-Paludikulturen als Biogassubstrat und als Torfersatzstoff (Projekt MOORuse), Moorschutz-Symposium, 19.-20.09.2022, Rosenheim.

Eickenscheidt et al.: ANL Fachsymposium, Moorschutz - Forschung und Praxis verbinden (Schwerpunkt Niedermoorerschutz), Vortrag: Treibhausgasaustausch von Paludikulturen – aktuelle Ergebnisse aus dem MOORuse-Projekt, 19-20.09.2022, Rosenheim.

Meinken et al.: Biomasse von Rohrkolben und Schilf – Charakterisierung und Aufbereitung für die Verwendung als Torfersatz in gärtnerischen Kultursubstraten. Vortrag auf der Fachtagung „Rohrkolben und Schilf – Moorschutz und Produkte“, 01.12.2022, Oldenburg.

Lohr et al.: Biomasse aus der Paludikultur auf wiedervernässten Niedermoorstandorten als regional anfallender Forersatzstoff. Poster auf der 55. Gartenbauwissenschaftlichen Jahrestagung, 01. - 03.03.2023, Osnabrück.

Lohr et al.: Biomasse aus der nassen Bewirtschaftung von Niedermooren – Charakterisierung und Aufbereitung für die Verwendung als Ausgangsstoff für Kultursubstrate. Statusseminar „Torfersatz aus Paludikulturen“ der FNR im Auftrag des BMEL, 19.06.2023, Berlin.

Kuptz et al.: Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern – Thermische Verwertung. 23. Fachkongress Holzenergie, 26.-27.09.2023, Würzburg.

Durchgeführte Exkursionen am Standort Freisinger Moos:

28.10.2016: Offizielle Projekteinweihung durch die ehemaligen Umweltministerin Ulrike Scharf.
29.08.2018: Vorstellung „Masterplan Moore in Bayern“ durch den ehemaligen Umweltminister Dr. Marcel Huber. Parallel zu dieser Veranstaltung wurden die einzelnen Module des MOORuse-Projektes einer breiten Öffentlichkeit präsentiert.
13.07.2018: Führung Bayerische Botanische Gesellschaft auf den MOORuse-Flächen Freisinger Moos.
07.05.2019: Führung Integrated Carbon Observation System – Deutschland (ICOS-D).
23.05.2019: Führung Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz.
03.07.2019: Führung Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Instituts für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz mit den Fachzentren Agrarökologie und den Regierungen SG 60.
23.10.2019: Führung Thünen-Institut, Institut für Agrarklimaschutz.
25.06.2020: Führung Greifswald Moor Centrum
14.10.2020: Führung Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz, Arbeitsgruppe Wildtiere in der Agrarlandschaft (IAB 4b) inkl. der Wildlebensraumberater der bayerischen Regierungen.
21.06.2022: Exkursion im Rahmen der FNR-Tagung „Torfminderungskonzepte“
24.11.2022: Führung FH Oberösterreich, Fakultät für Technik und Angewandte Naturwissenschaften

Durchgeführte Exkursionen am Standort Riedhausen:

13.07.2018: Informationsveranstaltung Moornutzungsalternativen im Schwäbischen Donaumoos
02.10.2021: Feldtag beim Paludikulturtag in Leipheim.

Durchgeführte Exkursionen am Standort Langenmosen:

07.09.2022: Exkursion Landratsamt Ostallgäu

Interviews und Fernsehbeiträge:

14.11.2016: Interview mit Prof. Dr. Matthias Drösler in der Sendung "Unkraut" des BR - Sendungsthema: Streit ums Klima: Warum die Politik auf der Stelle tritt.
29.08.2018: YouTube Kanal StMUV, Forschungsprojekt MOORuse.
17.04.2020: Paludi-Kultur, Schilfanbau auf Moorböden, in der Sendung „Unser Land“, BR Fernsehen.
02.10.2022: YouTube Kanal: Donaumoos – Heimat verbindet: Videoreihe Das Donaumoos-ABC (8): MOORuse.
16.08.2022: YouTube Kanal: Donaumoos – Heimat verbindet: Videoreihe Das Donaumoos-ABC (9): Fünf Fragen zum Donaumoos.

Zeitungsartikel:

Zeitungsartikel die im Zusammenhang mit Veranstaltungen auf den MOORuse-Projektfläche erschienen sind:

11.11.2016: Die Angst vor nassen Flächen, BLW.
12.11.2016: Moore sollen wieder feuchter sein, FORUM.
23.11.2016: Rettungsversuch für Bayerns Moore, Süddeutsche Zeitung.
29.08.2018: Pressemitteilung Nr. 132/18 des StMUV: Huber: Potential von Mooren noch besser nutzen "Masterplan Moore in Bayern" vorgestellt / Forschungsprojekt MOORuse zeigt Nutzungsalternativen.
29.08.2018: Pressemitteilung HSWT: Umweltminister Dr. Marcel Huber stellt "Masterplan Moore in Bayern" vor | HSWT-Forschungsprojekt "MOORuse" zeigt Nutzungsalternativen
31.08.2018: Naturschutz und Landschaftsplanung – Zeitschrift für angewandte Ökologie: „Masterplan Moore in Bayern“ vorgestellt.
29.08.2018: Bayerischer Rundfunk: "Masterplan Moore" Forschung zur Rettung besonderer Landschaften.
30.08.2018: Süddeutsche Zeitung: Moore erhalten und wirtschaftlich nutzen – Umweltminister informiert sich über Forschungsprojekt der Hochschule – und muss Kritik von Plane Stupid einstecken.
30.08.2018: Freisinger Tagblatt: Umweltminister Marcel Huber in Freising - Potential von Mooren noch besser nutzen.
30.08.2018: Merkur: Umweltminister Huber stellt in Freising Masterplan für Moore vor - Startbahngegner auch dabei.
24.06.2022: Brennstoffe vom Moor, Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt

8 VERÖFFENTLICHUNGEN AUS DEM PROJEKT

8.1 PEER REVIEW VERÖFFENTLICHUNGEN

- Hartung, C., Andrade, D., Dandikas, V., Eickenscheidt, T., Drösler, M., Zollfrank, C., Heuwinkel, H. (2020):** Suitability of paludiculture biomass as biogas substrate - biogas yield and long-term effects on anaerobic digestion, *Renewable Energy*, 159, 64-71.
- Hartung, C., Meinken, E. (2021):** Fen plant biomass as growing media constituent – reduction of nitrogen immobilization by composting. DOI: 10.17660/ActaHortic.2021.1317.11
- Hartung, C., Meinken, E. (2021):** Fen plant biomass as growing media constituent – cultivation of *Pelargonium zonale* and *Begonia x hiemalis* in peat reduced mixtures with composted fen plant biomass. DOI: 10.17660/ActaHortic.2021.1317.3
- Krus, M., Theuerkorn, W., Großkinsky, Th., Bichlmair, St. (2021):** Advantages and use of a newly developed load-bearing insulation material made of cattail. Chapter 1.5, P. 75-106. In: *Energy-Efficient Retrofit of Buildings by Interior Insulation - Materials, Methods, and Tools*; 1st. Edition - November 24, 2021. Editors: Thomas Stahl, Karim Wakili. Paperback ISBN: 9780128165133; eBook ISBN: 9780128165157.
- Kuptz, D., Kuchler, C., Rist, E., Eickenscheidt, T., Mack, R., Schön, C., Drösler, M., Hartmann, H. (2022):** Combustion behaviour and slagging tendencies of pure, blended and kaolin additivated biomass pellets from fen paludicultures in two small-scale boilers < 30 kW. *Biomass and Bioenergy* 164, 106532. DOI: 10.1016/j.biombioe.2022.106532.
- Hartung, C., Andrade, D., Dandikas, V., Eickenscheidt, T., Zollfrank, C., Heuwinkel, H. (2023):** Optimal harvest time for high biogas and biomass yield of *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* and *Phalaris arundinacea*, *Journal of Biomass and Bioenergy*.

8.2 PEER REVIEW VERÖFFENTLICHUNGEN IN VORBEREITUNG

- Bockermann, C., Eickenscheidt, T., Drösler, M. (in Vorbereitung):** GHG mitigation potential of paludicultures - finding the optimum management and groundwater level, *Biogeochemistry*, Special Issue: Peatlands for climate change mitigation in agriculture.
- Eickenscheidt, T., Bockermann, C., Eroglu, F., Heerdt, C., Linß, A., Reiche, M., Reth, S., Schröder, T., and Drösler, M. (in Vorbereitung):** A novel automatic chamber system for high to medium spatial and temporal resolution for the determination of CO₂ (NEE & RECO), CH₄ and N₂O fluxes in ecosystems.
- Eickenscheidt, T., Bockermann, C., Hafner, M., Hartung, C., Heuwinkel, H., Krimmer, J., Mäck, U., Schuhmann, A., and Drösler, M. (in Vorbereitung):** Effect of groundwater level, establishment methods and management on yield development of six different paludiculture species. *Journal: Grass and Forage Sciences*.

8.3 FORSCHUNGSBERICHTE UND KONFERENZARTIKEL

- Eickenscheidt, T., Bockermann, C., Drösler, M. (2016):** Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern – Etablierung, Klimarelevanz & Umwelteffekte, Verwertungsmöglichkeiten und Wirtschaftlichekeit (MOORuse), *Forschungsbericht 2016*, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf.
- Kuptz, D., Kuchler, C., Rist, E., Eickenscheidt, T., Mack, R., Schön, C., Drösler, M., Hartmann, H. (2021):** Combustion behaviour and slagging tendencies of additivated pellets from fen paludicultures in a small-scale biomass boiler, 29th European Biomass Conference and Exhibition, 26 – 29 April 2021.
- Schuhmann, A., und Mäck, U. (2021):** Forschungsprojekt MOORuse, *Geschäftsbericht – 30 Jahre ARGE Donaumoos*.
- Kuptz, D., Schön, C., Hartmann, H. (2022):** Pellets aus Paludikulturen, *Schule und Beratung – Heft 5-6/2022*.

Eickenscheidt, T., Krimmer, J., Drösler, M. (2023): Etablierung von Niedermoor-Paludikulturen, Peatland Science Center, Download unter (folgt).

Kuptz, D., Kuchler, C., Rist, E., Mack, R., Schön, C., Eickenscheidt, T., Drösler, M., Hartmann, H. (2023): TFZ-Bericht Nr. 77 „Paludikulturen für Niedermoorböden in Bayern – Thermische Verwertung, Berichte aus dem TFZ 77.

8.4 BACHELOR- UND MASTERARBEITEN

Achatz, Alexander (2017): Eignung von *Typha latifolia* L. Als Substratkomponente – Untersuchungen auf wachstumshemmende Stoffe und Stabilität des N-Haushalts, Bachelorarbeit, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf.

Wagner, Clara (2017): Nutzungsmöglichkeiten von *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* und *Carex acutiformis*, Bachelorarbeit, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf.

Strobel Phillip (2018): Fertigung und Prüfung naturfaserverstärkter Filamente für den 3D- Druck, Bachelorarbeit, Technische Universität München.

Boris Gergov (2019): Fertigung und Prüfung naturfaserverstärkter Polymere, Bachelorarbeit, Technische Universität München.

Luis Göttlein (2019): Fertigung und Prüfung natur- und viskosefaserverbundwerkstoffe als Grundlage für den 3D-Druck, Bachelorarbeit, Technische Universität München.

Schönwetter, Lucas (2019): Biomasseentwicklung und -produktion verschiedener Paludikulturen in Abhängigkeit eines Wasserstandsgradienten, Masterarbeit, Universität Greifswald.

Bauer Jonathan (2020): Fertigung und Prüfung naturfaserverstärkter Biokunststoffverbundstoffe mit Schilf- und Hanffasern, Bachelorarbeit, Technische Universität München.

Dereser, Christoph (2020): Floristische Biodiversität von Paludikultur-Vegetation auf Niedermoor - Vergleich von etablierten mit naturnahen Beständen, Bachelorarbeit, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf.

Blumenhagen, Florian (2023): Naturschutzfachliche Bedeutung von Paludikulturen – Floristische Analyse –, Bachelorarbeit, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf.

9 LITERATURVERZEICHNIS

ACHILLES, W., ECKEL, H., EURICH-MENDEN, B., FRISCH, J., FRITZSCHE, S., FUNK, M. (2020): Betriebsplanung Landwirtschaft 2020/21. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. 27. Auflage. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (KTBL-Datensammlung).

ATMOSFAIR (2023): Klimaschutzbeitrag abonnieren. Abgerufen am 20. Januar 2023, von <https://www.atmosfair.de/de/kompensieren/abo/>

BÄFVER, L.S., RÖNNBÄCK, M., LECKNER, B., CLAESSON, F., TULLIN, C. (2009): Particle emission from combustion of oat grain and its potential reduction by addition of limestone or kaolin. *Fuel Processing Technology*, 90, S. 353–359.

BAKEMEIER, H., GÖSSLING, H., KRABETZ, R. (1974): Ammoniak. In: Bartholomé, E., Biekert, E., Hellman, H. Ley, H., Weigert, W. M., Weise, E. (Hrsg.) Ullmanns Encyclopädie der technischen Chemie, Band 7, 444-507. Verlag Chemie, Weinheim-New York. Van Caenegem und Wechsler, 2002.

BEETZ, S., LIEBERSBACH, H., GLATZEL, S., JURASINSKI, G., BUCZKO, U., HÖPER, H. (2013): Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog, *Biogeosciences*, 10, 1067–1082.

BOCKHOLT, R., BUSKE, F. (1997): Variationsbreite des Futterwertes von Niedermoorgrünland unter Berücksichtigung der häufigsten autochthonen Pflanzenarten. *Das wirtschaftseigene Futter* 43: 5-20.

BOERSE.DE GROUP AG (2023): CO₂ Emissionsrechte. Abgerufen am 20. Januar 2023, von <https://www.boerse.de/rohstoffe/Co2-Emissionsrecht/preis/XC000A0C4KJ2>

BOSTRÖM, D., GRIMM, A., BOMAN, C., BJÖRNBOOM, E., ÖHMAN, M. (2009): Influence of Kaolin and Calcite Additives on Ash Transformations in Small-Scale Combustion of Oat. *Energy & Fuels*, 23, S. 5184–5190.

BOZAGHIAN, M., REBLING, A., LARSSON, S.H., THYREL, M., XIONG, S., SKOGLUND, N. (2018): Combustion characteristics of straw stored with CaCO₃ in bubbling fluidized bed using quartz and olivine as bed materials. *Applied Energy*, 212, S. 1400–1408.

BRASSARD, P., PALACIOS, J.H., GODBOUT, S., BUSSIÈRES, D., LAGACÉ, R., LAROUCHE, J.-P., PELLETIER, F. (2014): Comparison of the gaseous and particulate matter emissions from the combustion of agricultural and forest biomasses. *Bioresource Technology*, 155, S. 300–306.

BRAUN, R., WEILAND, P., & WELLINGER, A. (2008): Biogas from energy crop digestion. In *IEA bioenergy task* (Vol. 37, pp. 1-20).

BRIEMLE, G., EICKHOFF, D., WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht: Praktische Anleitung zur Erkennung, Nutzung und Pflege von Grünlandgesellschaften. 160 S. Karlsruhe: Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 60.

BRUNNER, T., OBERNBERGER, I., BORMAN, C., REBLING, A., MACK, R., HARTMANN, H. (2019): Guidelines for advanced fuel and boiler design: Report within the scope of the ERA-NET Bioenergy Project "BIOFLEX!" – Clean and flexible use of new difficult biomass fuels in small to medium-scale combustion. März 2019, Graz.

BUTKUTĚ, B., LEMEŽIENĚ, N., KANAPECKAS, J., NAVICKAS, K., DABKEVIČIUS, Z., & VENS LAUSKAS, K. (2014): Cocksfoot, tall fescue and reed canary grass: Dry matter yield, chemical composition and biomass convertibility to methane. *Biomass and Bioenergy*, 66, 1-11.

CARVALHO, L., WOPIENKA, E., POINTNER, C., LUNDGREN, J., VERMA, V.K., HASLINGER, W., SCHMIDL, C. (2013): Performance of a pellet boiler fired with agricultural fuels. *Applied Energy*, 104, S. 286–296.

CLERY, D.S., MASON, P.E., RAYNER, C.M., JONES, J.M. (2018): The effects of an additive on the release of potassium in biomass combustion. *Fuel*, 214, S. 647–655.

DAHMS, T., OEHMKE, C., KOWATSCH, A., ABEL, S., WICHMANN, S., WICHTMANN, W., SCHRÖDER, C. (2017): Paludi-Pellets-Broschüre - Halmgutartige Festbrennstoffe aus nassen Mooren, 2. Edition, Universität Greifswald, Greifswald Mire Centre, Greifswald.

- DANDIKAS, V. (2018):** Development of regression models to predict biogas production rate and biogas yield (Doctoral dissertation, Technische Universität München).
- DANDIKAS, V., HEUWINKEL, H., LICHTI, F., DREWES, J. E., & KOCH, K. (2014):** Correlation between biogas yield and chemical composition of energy crops. *Bioresource technology*, 174, 316-320.
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (2001):** MAK- und BAT-Werte-Liste 2001. Maximale Arbeitsplatzkonzentration und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte; Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Mitteilung 37. Wiley-VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- DÖHLER, H. (2013).** Faustzahlen Biogas. 3. Ausgabe, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt.
- DRAGUTINOVIC, N., HÖFER, I., KALTSCHMITT, M. (2019):** Effect of additives on thermochemical conversion of solid biofuel blends from wheat straw, corn stover, and corn cob. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 9, S. 35–54.
- DRÖSLER, M. (2005):** Trace gas exchange of bog ecosystems, Southern Germany. Technische Universität München, Freising, 2005.
- DVL - DEUTSCHER VERBAND FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE E.V. (HRSG.) (2014):** Vom Landschaftspflegematerial zum Biogas– ein Beratungsordner. DVL-Schriftenreihe „Landschaft als Lebensraum“, Nr. 22. 94 S. Ansbach: DVL e.V.
- ENGLONER, A. I. (2009):** Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*)—A review. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 204(5), 331-346.
- FARLE, S., BENZ, B., WINTER D. (2015):** Wasseraufnahmekapazitäten der Originalsubstanzen der Einstreumaterialien. Pferdebetrieb Profi-Magazin 02/2015 S.21, Verlag FORUM Zeitschriften und Spezialmedien
- FAULSTICH, M. (2012):** SRU Umweltgutachten 2012, Verantwortung für eine begrenzte Welt.
- FLEMING, K., HESSEL E.F., VAN DEN WEGHE H.F.A. (2008):** Evaluation of factors influencing the generation of ammonia in different bedding materials used for horse keeping. *Journal of Equine Veterinary Science*, 28(4), 223-231.
- FLEMING, K., HESSEL, F. E. UND VAN DEN WEGHE, H. (2007):** Gasbildung und Staubentwicklung aus verschiedenen Einstreumaterialien für die Pferdehaltung, Landtechnik 04/2007, Verlag Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt.
- FNR (2013):** Faustzahlen Biogas. *Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft eV: Darmstadt, Germany*.
- FRIGON, J. C., & GUIOT, S. R. (2010):** Biomethane production from starch and lignocellulosic crops: a comparative review. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 4(4), 447-458.
- GARVER, E. G., DUBBE, D. R., & PRATT, D. C. (1988):** Seasonal patterns in accumulation and partitioning of biomass and macronutrients in *Typha* spp. *Aquatic botany*, 32(1-2), 115-127.
- GEHRMANN, W., HEINZE, L., HERMANN, A., HEUSCHMANN, G., KAROW, U.; KARP, H.P., KASPAREIT, T., LEENDERTSE, L., LENGWENAT, O., MÜLLER, S., AHLWEDE, L., MÜNCH, C., OTTO, M., PEILER, C., STECKEN, P., VELTJENS-OTTO-ERLEY, C., WANN, J., ZECH, K., BECKER, L., BROCKMANN, A., DÖRR, R., ECKERT, K., ENDE, H., FINKLER-SCHADE, C., GEHRMANN, H. (2018):** FN-Praxishandbuch für Pferdehalter- Vom Privatstall bis zum Ausbildungs- und Zuchtbetrieb, Deutsche Reiterliche Vereinigung e.V. (FN) (Herausgeber), 1 Auflage, ISBN: 978-3-88542-795-7
- GERBER, V., ROBINSON, N.E., LUETHI, S., MARTI, E., WAMPFLER, B., STRAUB, R. (2003):** Airway inflammation and mucus in two age groups of asymptomatic well-performing sport horses. *Equine Veterinary Journal*, 35(5), 491-495.
- GEURTS, J. & FRITZ C. (HRSG.) (2018):** Paludiculture pilots and experiments with focus on cattail and reed in the Netherlands. Technical report Cinderella Project. 71 S. Nijmegen: Radboud University
- GIANNINI, V., OEHMKE, C., SILVESTRI, N., WICHTMANN, W., DRAGONI, F., BONARI, E. (2016):** Combustibility of biomass from perennial crops cultivated on a rewetted Mediterranean peatland. *Ecological Engineering*, 97, S. 157–169.

- GLARBORG, P., JENSEN, A.D., JOHANSSON, J.E. (2003):** Fuel nitrogen conversion in solid fuel fired systems. *Progress in Energy and Combustion Science*, 29, S. 89–113.
- GREIFSWALD MOOR CENTRUM (2016):** Rohrkolben (*Typha* ssp.) - Landwirtschaft auf nassen Mooren. https://www.moorwissen.de/doc/paludikultur/imdetail/steckbriefe_pflanzenarten/Flyer%20Rohrkolben.pdf.
- Herholz C, Kägi F., Augsburg C., Kobel M., Kupper T. und Häni C. (2018) Einstreu in Pferdehaltungen, *Pferdespiegel* 2018; 21: 129–135, Thieme Verlag, Stuttgart
- HALDAN, K., KÖHN, N., HORNIG, A., WICHMANN, S. UND KREYLING, J. (2022):** *Typha* for paludiculture – Suitable water table and nutrient conditions for potential biomass utilization explored in mesocosm gradient experiments, *Ecology and Evolution*, 12e:9191, 2022.
- HALDAN, K., KUPRINA, K., HAASE, M.I., KIECKHÄFER, F., SCHADE, L., SCHMOLDT, J., SCHOCK, L.S., STEIN, M., WILLE, A., SCHNITTLER, M., BOG M., AND KREYLING, J. (2023):** Choose Wisely: Great Variation among Genotypes of Promising Paludiculture Crop *Phragmites australis*, *Plants* 2023, 12, 1045. <https://doi.org/10.3390/plants12051045>.
- HARTUNG, C., ANDRADE, D., DANDIKAS, V., EICKENSCHIEDT, T., DRÖSLER, M., ZOLLFRANK, C., & HEUWINKEL, H. (2020):** Suitability of paludiculture biomass as biogas substrate – biogas yield and long-term effects on anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 159, 64–71.
- HARTUNG, C., DANDIKAS, V., EICKENSCHIEDT, T., ZOLLFRANK, C., HEUWINKEL, H. (2023):** Optimal harvest time for high biogas and biomass yield of *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* and *Phalaris arundinacea*.
- HERHOLZ, C., KOCHER J. KÜNG P. (2020):** Pferdegesundheit: Staub- und Ammoniakemissionen von acht verschiedenen Einstreumaterialien, *Agrarforschung Schweiz* 11: 230–237, 2020
- HETZEL, I., MÜLLER, K., ZINTL, R., LANGENSIEPEN, I., STELLMACH, M. 2014.** BAYERISCHE KOMPENSATIONSVERORDNUNG (BAYKOMPV) ARBEITSHILFE ZUR BIOTOPWERTLISTE. AUGSBURG: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU), 2014.
- HÖFER, I., HUELSMANN, T., KALTSCHMITT, M. (2021):** Influence of Ca- and Al-additives on the pollutant emissions from blends of wood and straw in small-scale combustion. *Biomass and Bioenergy*, 150, S. 106135.
- HÖFER, I., KALTSCHMITT, M. (2019):** Assessment of additives avoiding the release of problematic species into the gas phase during biomass combustion—development of a fast screening method based on TGA. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 9, S. 21–33.
- HOLCOMBE, S.J., JACKSON, C., GERBER, V., JEFCOAT, A., BERNEY, C., EBERHARDT, S., ROBINSON, N.E. (2001):** Stabling is associated with airway inflammation in young Arabian horses. *Equine Veterinary Journal*, 33(3), 244–249.
- <https://wissen.sanoanimal.de/2022/01/05/faserverdaulichkeit-von-raufutter-fuer-pferde/> - angerufen 30.09.2022
- HUELSMANN, T., MACK, R., KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H. (2019):** Influence of kaolinite on the PM emissions from small-scale combustion. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 9, S. 55–70.
- I.M.A - INFORMATION.MEDIEN.AGRAR E.V (2022):** Raufutter, <https://www.ima-agrar.de/wissen/agrilexikon/raufutter>, aufgerufen: 27.09.2022
- ITF - INSTITUT FÜR TIERERNÄHRUNG UND FUTTERWIRTSCHAFT (2018):** Gruber Tabelle für Pferdefütterung, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - LfL (Herausgeber) - 5. Auflage
- Jäger, E. (2017a):** *Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland -Gefäßpflanzen: Grundband-*. Berlin : Springer, 2017a.
- Jäger, E., Müller, F., Ritz, C., Welk, E., Wesche, K. (2017b):** *Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland -Gefäßpflanzen: Atlasband-*. Berlin : Springer , 2017b.
- JEROCH, H., DROCHNER, W., RODEHUTSCORD, M., SIMON, O. (2020):** Ernährung landwirtschaftlicher Nutztiere, Jürgen Zentek (Herausgeber), UTB (Verlag) – 3. Auflage, ISBN: 978-3-8252-8763-4
- JORISSEN, T., BECKER, S., RECKE, G. (2022):** Treibhausgasbilanzierung beim Kartoffelanbau eines Praxisbetriebes in Nordwestdeutschland auf Basis eines Telemetriesystems. In: 1617-5468. Online verfügbar unter <https://dl.gi.de/handle/20.500.12116/38385>.

- KABENGELE, G., BARZ, M., BÖTTCHER, M., FANKHÄNEL, K., WICHTMANN, W., DAHMS, T., KÖRNER, N., OEHMKE, C., WENZEL, M., BORK, L. (2020):** Projekt Bonamoor – Untersuchungen zur thermischen Nutzung von Niedermoorbiomasse. In: NELLES, M. (Hrsg.) Tagungsband zum 14. Rostocker Bioenergieforum, S. 299–310.
- KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H., HOFBAUER, H. (2016):** Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren, 3. Auflage Springer, Berlin, Heidelberg, Germany.
- KANDEL, T. P., SUTARYO, S., MØLLER, H. B., JØRGENSEN, U., & LÆRKE, P. E. (2013):** Chemical composition and methane yield of reed canary grass as influenced by harvesting time and harvest frequency. *Bioresource technology*, 130, 659-666.
- KASK, Ü., KASK, L., LINK, S. (2013):** Combustion characteristics of reed and its suitability as a boiler fuel. *Mires and Peat*, 13, S. 1–10.
- KLAPP, E., BOEKER, P. KÖNIG F. & STÄHLIN, A. (1953):** Wertzahlen der Grünlandpflanzen. – Das Grünland. – Hannover (Schaper)
- KNÖFERL, R., DIEPOLDER, M., OFFENBERGER, K., RASCHBACHER, S., BRANDL, M., KAVKA, A., HIPPICH, L., SCHMÜCKER, R., SPERGER, C. UND KALMB, S. (2022):** Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Gelbes Heft, Stand 2022.
- KNUDSEN, J.N., JENSEN, P.A., DAM-JOHANSEN, K. (2004):** Transformation and Release to the Gas Phase of Cl, K, and S during Combustion of Annual Biomass. *Energy & Fuels*, 18, S. 1385–1399.
- KORRIES, O. (2003):** Untersuchung pferdehaltender Betriebe in Niedersachsen. Bewertung unter dem Aspekt der Tiergerechtheit, bei Trennung in verschiedene Nutzungsgruppen und Beachtung haltungsbedingter Schäden. Diss., Tierärztl. Hochsch. Hannover.
- KRUS, M., SEDLBAUER, K. (2011):** Innendämmung und Schimmelpilzproblematik. Internationaler Innendämmkongress, 20.-21. Mai 2011. Dresden Tagungsunterlage S. 53-64. ISBN 3-940117-07-06.
- KTBL-Datensammlung Betriebsplanung Landwirtschaft 2020/21:** Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft (27. Aufl.). (2020). [Buch]. Kuratorium für Technik Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL).
- KÜNZEL, H. M. (1994):** Verfahren zur ein- und zweidimensionalen Berechnung des gekoppelten Wärme- und Feuchtetransports in Bauteilen mit einfachen Kennwerten, Dissertation Lehrstuhl Bauphysik, Fakultät Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Stuttgart.
- KÜNZEL, H. M. (1999):** Praktische Beurteilung des Feuchteverhaltens von Bauteilen durch moderne Rechenverfahren. WTA-Schriftenreihe, Heft 18, Aedificatio Verlag.
- LABIE, C., KÄGI, F., KÜNG, P., HERHOLZ, C., (APRIL 2019):** Measure digitale de la poussière dans les écuries
- LAMBERG, H., SIPPULA, O., TISSARI, J., JOKINIEMI, J. (2011):** Effects of Air Staging and Load on Fine-Particle and Gaseous Emissions from a Small-Scale Pellet Boiler. *Energy & Fuels*, 25, S. 4952–4960.
- LFL BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2023):** Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten. Abgerufen am 10. Januar 2023, von <https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html>
- LFL BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2023):** Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten - Winterweizen. Abgerufen am 10. Januar 2023, von <https://www.stmelf.bayern.de/idb/winterweizen.html>
- LONDO, G. (1976):** The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33: 61-64.
- LÜBKEN, M., GEHRING, T., & WICHERN, M. (2010):** Microbiological fermentation of lignocellulosic biomass: current state and prospects of mathematical modeling. *Applied microbiology and biotechnology*, 85(6), 1643-1652.
- MACK, R., KUPTZ, D., SCHÖN, C., HARTMANN, H. (2019):** Combustion behavior and slagging tendencies of kaolin additivated agricultural pellets and of wood-straw pellet blends in a small-scale boiler. *Biomass and Bioenergy*, 125, S. 50–62.
- MAZAN M. (2022):** Equine exercise physiology-challenges to the respiratory system. *Anim Front*. Jun 14;12(3):15-24. doi: 10.1093/af/vfac035.
- MEIER, U., BLEIHOLDER, H., BUHR, L., FELLER, C., HACK, H., HEB, M., LANCAHIRE, D., SCHNOCK, U., STAUB, R., VAN DEN BOOM, T., WEBER, E., & ZWERGER, P. (2009):** The BBCH system to coding the phenological growth stages of plants—history and publications. *Journal für Kulturpflanzen*, 61(2), 41-52.

- MINKEN, M., AUGUSTIN, J., BURLO, A., YARMASHUK, T., CHUVASHOVA, H., THIELE, A., FREIBAUER, A., TIKHONOV, V., HOFFMANN, M. (2016):** Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation, *Biogeosciences*, 13, 3945-3970, 2016.
- MIZUKI, E., AKAO, T., & SARUWATARI, T. (1990):** Inhibitory effect of Citrus unshu peel on anaerobic digestion. *Biological Wastes*, 33(3), 161-168.
- MONLAU, F., BARAKAT, A., TRABLY, E., DUMAS, C., STEYER, J. P., & CARRÈRE, H. (2013):** Lignocellulosic materials into biohydrogen and biomethane: impact of structural features and pretreatment. *Critical reviews in environmental science and technology*, 43(3), 260-322.
- MOORFUTURES® (2023):** Klimaschutz für alle! – Zertifikate. Abgerufen am 10. Januar 2023, von https://moorfutures-schleswig-holstein.de/epages/213cd9a1-419b-4d96-b3c9-1d69f463a357.sf/de_DE/?ObjectPath=/Shops/213cd9a1-419b-4d96-b3c9-1d69f463a357/Products/001
- MORÁN, J.C., MÍGUEZ, J.L., PORTEIRO, J., PATIÑO, D., GRANADA, E. (2015):** Low-Quality Fuels for Small-Scale Combustion Boilers: An Experimental Study. *Energy & Fuels*, 29, S. 3064–3081.
- MÜLLER, J., SWEERS, W. (2016):** Produktion von Futter in Paludikultur. In: W. Wichtmann, C. Schröder und H. Joosten (Hg.): Paludikultur - Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz - Biodiversität - Regionale Wertschöpfung. Stuttgart: Schweizerbart, S. 39–43.
- MÜLLER, W., WIESER, P., WOIWODE, J. (1977):** Zur Größe koloniebildender Einheiten in der Stallluft. Berl. Münch. Tierärztliche Wochenschrift, 90, 6-11.
- NIELSEN, C.K., JØRGENSEN, U., LÆRKE, P.E. (2021):** Root-To-Shoot Ratios of Flood-Tolerant Perennial Grasses Depend on Harvest and Fertilization Management: Implications for Quantification of Soil Carbon Input. *Front. Environ. Sci.* 9:785531. doi: 10.3389/fenvs.2021.785531.
- NORDT, A., ABEL, S., EBERTS, J., HOFFMANN, T., KOST, A., LAMPE, M., PETERS, J., WICHTMANN, W. (2020):** Machbarkeitsstudie Aufwuchsverwertung und Artenvielfalt in der Leader-Region „Kulturlandschaften Osterholz“, Michael Succow Stiftung, Partner im Greifswald Moor Centrum, im Auftrag Niedersächsisches Landvolk
<https://www.landvolk.ohz.de/app/download/8056811161/Machbarkeitsstudie+Aufwuchsverwertung+und+Artenvielfalt.pdf?t=1606908290>, online abgerufen: 27.09.2022)
- NORDT, A., ABEL, S., HIRSCHMANN, S., LECHTAPE, C., NEUBERT, J. (2022):** Leitfaden für die Umsetzung von Paludikultur. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 05/2022 (Selbstverlag, ISSN 2627–910X), 144 S.
- ÖAG - ÖSTERREICHISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR GRÜNLAND UND Viehwirtschaft (2012):** Informationsschrift 2/2018
- OBERNBERGER, I., THEK, G. (2004):** Physical characterisation and chemical composition of densified biomass fuels with regard to their combustion behaviour. *Biomass and Bioenergy*, 27, S. 653–669.
- PAEPATUNG, N., NOPHARATANA, A., & SONGKASIRI, W. (2009):** Bio-methane potential of biological solid materials and agricultural wastes. *Asian Journal on Energy and Environment*, 10(1), 19-27.
- PEARSON, C.C. UND SHARPLES, T.J. (1995):** Airborne dust concentrations in livestock buildings and the effect of feed. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 60, 145-154.
- PETERSEN, S., TÖLLE, K.H., BLOBEL, KJ., KRIETER, J. (2004):** Bewertung pferdehaltender Betriebe in Schleswig-Holstein. In: Tagungsband Vortragstagung der Deutschen Gesellschaft für Züchtungskunde e.V. und Gesellschaft für Tierzuchtwissenschaft am 29./30. September 2004 Rostock.
- PFDENHAUER, J. UND S. HEINZ (2001):** Multitalent Rohrkolben -Ökologie, Forschung, Verwertung Broschüre zum Abschlussbericht des DBU-Projektes „Rohrkolbenanbau in Niedermooren – Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept“ im Donaumoos 1998-2001, TU München, Lehrstuhl für Vegetationsökologie.
- PIJLMAN, J., GEURTS, J. J. M., VROOM, R. J. E., BESTMAN, M., FRITZ, C., & EEKEREN, N. V. (2019):** The effects of harvest date and frequency on the yield, nutritional value and mineral content of the paludiculture crop cattail (*Typha latifolia* L.) in the first year after planting.
- PRIMAKLIMA (2023):** CO₂ Ausgleichen. Abgerufen am 20. Januar 2023, von https://www.primaklima.org/spenden/?tw_amount=27&tx_prima_ppl%5Bprojekt%5D=0&tx_prima_ppl%5Bpreis%5D=27&tx_prima_ppl%5Bmenge%5D=1&tx_prima_ppl%5Bco2rechner%5D=1&tx_prima_ppl%5Baction%5D=new&tx_prima_ppl%5Bcontroller%5D=Spende&cHash=0cb0e4d14a7552e9ff16a14e08ce54e5

- RATH, J., HEUWINKEL, H., HERRMANN, A. (2013):** Specific biogas yield of maize can be predicted by the interaction of four biochemical constituents. *BioEnergy Research*, 6(3), 939-952.
- ROJ-ROJEWSKI, S., WYSOCKA-CZUBASZEK, A., CZUBASZEK, R., KAMOCCI, A., & BANASZUK, P. (2019):** Anaerobic digestion of wetland biomass from conservation management for biogas production. *Biomass and Bioenergy*, 122, 126-132.
- SANOANIMAL UG (2022):** Wissensvermittlung rund um Tiergesundheit und Tierfutterberatung, online:
- SCHÄTZL, R. (2007):** Flussraummanagement im südostbayerischen Donau- Einzugsgebiet- Ökonomische Konsequenzen und Entwicklung von Anpassungsstrategien für die Landwirtschaft [Dissertation]. Technische Universität München.
- SCHLEGEL, H.G. (1992):** Allgemeine Mikrobiologie. 7. Auflage, Thieme Verlag, Stuttgart, New York
- SCHOBER, H.M., STEIN, CH., AND PRÖSL, K.-H (2008):** Interkommunales Flächenmanagement Schlussbericht, LEADER+-Projekt Freisinger Moos, p. 56.
- SCHÖN, C., FELDMEIER, S., HARTMANN, H., SCHWABL, M., DAHL, J., RATHBAUER, J., VEGA-NIEVA, D.J., BOMAN, C., ÖHMAN, M., BURVAL, J. (2019):** New Experimental Evaluation Strategies Regarding Slag Prediction of Solid Biofuels in Pellet Boilers. *Energy & Fuels*, 33, S. 11985–11995.
- SCHWAIGER, H., UND MARGRAF, C. (2020):** Naturschutzfachliche Grundlagen und Nutzungspotentiale im Freisinger Moos als Grundlage für die Moor-Renaturierung, p. 73.
- SEDLBAUER, K. (2001):** Vorhersage von Schimmelpilzbildung auf und in Bauteilen. Dissertation Universität Stuttgart.
- SEEDORF UND HARTUNG (2002):** Stäube und Mikroorganismen in der Tierhaltung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.), KTBL-Schrift 393, KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- SOMMERSACHER, P., BRUNNER, T., OBERNBERGER, I. (2012):** Fuel Indexes: A Novel Method for the Evaluation of Relevant Combustion Properties of New Biomass Fuels. *Energy & Fuels*, 26, S. 380–390.
- STATISTIKA, (2022):** Pferdehaltung in Deutschland, IfD Allensbach, Allensbacher Markt- und Werbeträger-Analyse - AWA 2022
- STEENARI, B.-M., LUNDBERG, A., PETERSSON, H., WILEWSKA-BIEN, M., ANDERSSON, D. (2009):** Investigation of Ash Sintering during Combustion of Agricultural Residues and the Effect of Additives. *Energy & Fuels*, 23, S. 5655–5662.
- THEUERKORN, W.; FRITSCH, A.; MACH, M.; KRUS, M; GROBKINSKY, TH.; FITZ, C. THEUERKORN, D. KNOTT, H. WALTER, U. (2005):** Neuer Baustoff für umweltfreundliche und bautechnische Sanierung in der Denkmalpflege. DBU-Bericht (Förderkennzeichen AZ 27918).
- TIEMEYER, B., FREIBAUER, A., BORRAZ, E. A., AUGUSTIN, J., BECHTOLD, M., BEETZ, S., BEYER, C., EBLI, M., EICKENSCHIEDT, T., FIEDLER, S., FÖRSTER, C., GENSIOR, A., GIEBELS, M., GLATZEL, S., HOFFMANN, M., HÖPER, H., JURASINSKI, G., LAGGNER, A., LEIBER-SAUHEITL, K., PEICHSL-BRAK, M., & DRÖSLER, M. (2020):** A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 105838.
- TISSARI, J., SIPPULA, O., KOUKI, J., VUORIO, K., JOKINIEMI, J. (2008):** Fine Particle and Gas Emissions from the Combustion of Agricultural Fuels Fired in a 20 kW Burner. *Energy & Fuels*, 22, S. 2033–2042.
- TRIOLO, J. M., SOMMER, S. G., MØLLER, H. B., WEISBJERG, M. R., & JIANG, X. Y. (2011):** A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresource technology*, 102(20), 9395-9402.
- UBA UMWELTBUNDESAMT (2021):** Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen. Abgerufen am 20. Januar 2023, von <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen>
- VAN CAENEGEM, L. UND WECHSLER, B. (2000):** Stallklimawerte und ihre Berechnung. Schriftenreihe der Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), 9-27, CH-8356, Tänikon TG, Schweiz.
- VAN DEN BERG, M., INGWERSEN, J., LAMERS, M., STRECK, T. (2016):** The role of *Phragmites* in the CH₄ and CO₂ fluxes in a minerotrophic peatland in southwest Germany, *Biogeosciences*, 13, 6107-6119, 2016.

VAN DEN WEGHE, H., HESSEL, E., FLEMMING, K., BOCKISCH, F. J. & HOFFMANN, G. (2008). Alternative Einstreumaterialien zur Reduzierung der gas- und partikelförmigen Emissionen in der Pferdehaltung und Prävention von Atemswegerkrankungen bei Pferden [Abschlussbericht]. Georg-August-Universität Göttingen, Johann-Heinrich von Thünen-Institut.

VANDENPUT, S., VOTION, D., DUVIVIER, D.H., VAN ERCK, E., ANCIAUX, N., ART, T., LEKEUX, P. (1998): Effect of set stabled environmental control on pulmonary function and airway reactivity of COPD affected horses. *The Veterinary Journal*, 155, 189-195.

VASSILEV, S.V., BAXTER, D., ANDERSEN, L.K., VASSILEVA, C.G. (2010): An overview of the chemical composition of biomass. *Fuel*, 89, S. 913–933.

VDI (Ed.), 2016: VDI 4630, Fermentation of organic materials – characterization of the substrates, sampling, collection of material data, fermentation tests. *Handbuch Energietechnik*.

VDLUFA. (1976): *Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch)*, Bd. III. Die chemische Untersuchung von Futtermitteln.

WALL, D. M., STRACCIALINI, B., ALLEN, E., NOLAN, P., HERRMANN, C., O'KIELY, P., & MURPHY, J. D. (2015): Investigation of effect of particle size and rumen fluid addition on specific methane yields of high lignocellulose grass silage. *Bioresource Technology*, 192, 266-271.

WERTHER, J., SAENGER, M., HARTGE, E.-U., OGADA, T., SIAGI, Z. (2000): Combustion of agricultural residues. *Progress in Energy and Combustion Science*, 26, S. 1–27.

WICHTMANN, W., OEHMKE, C., BÄRISCH, S., DESCHAN, F., MALASHEVICH, U., TANNEBERGER, F. (2014): Combustibility of biomass from wet fens in Belarus and its potential as a substitute for peat in fuel briquettes. *Mires and Peat*, 13, S. 1–10.

WICHTMANN, W., SCHRÖDER, C., JOOSTEN, H. (2016): Paludikultur - Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz - Biodiversität - regionale Wertschöpfung. Stuttgart: Schweizerbart.

WILKERSON, V.A., CASPER, D.P., MERTENS, D.R., TYRELL, H.F. (1994): Evaluation of several methane producing equations for dairy cows. In: Aguilera, J.F. (ed.) *Energy Metabolism of Farm Animals*. EAAP Publication no. 76, C.S.I.C., Publishing Service, Granada, Spain: 395 pp.

WYSS, U. (2020): Qualität von Heu und Heulage in der Pferdefütterung - Agroscope, Forschungsgruppe Wiederkäuer, 21. Ludwigsburger Pferdetag, 25. November 2020 [Präsentation]; Zugriff: <https://rp.baden-wuerttemberg.de/> (23.11.2022)

ZENG, T., POLLEX, A., WELLER, N., LENZ, V., NELLES, M. (2018): Blended biomass pellets as fuel for small scale combustion appliances: Effect of blending on slag formation in the bottom ash and pre-evaluation options. *Fuel*, 212, S. 108–116.

ZENG, T., WELLER, N., POLLEX, A., LENZ, V. (2016): Blended biomass pellets as fuel for small scale combustion appliances: Influence on gaseous and total particulate matter emissions and applicability of fuel indices. *Fuel*, 184, S. 689–700.

ZIELKE, L. (2016): Rohrglanzgras vernässter Moorstandorte als Pferdefutter. In: W. Wichtmann, C. Schröder und H. Joosten (Hg.): *Paludikultur - Bewirtschaftung nasser Moore*. Klimaschutz - Biodiversität - Regionale Wertschöpfung. Stuttgart: Schweizerbart.

Richtlinien und Gesetze

BMVEL (2009): Leitlinien zur Beurteilung von Pferdehaltungen unter Tierschutzgesichtspunkten. www.verbraucherministerium.de, abgerufen am 16.09.2022.

ISO 7708 (1995): Air quality-Particle size fraction definitions for health-related sampling

10 ANHANG

Tabelle 70 Übersicht über alle in den untersuchten Flächen nachgewiesenen Vogelarten

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Nilgans	n. g.	n. g.	b	Art. 1		unregelmäßiger Nahrungsgast, wenn offene Flächen und Wasserflächen verfügbar sind		X
<i>Tadorna ferruginea</i>	Rostgans	n. g.	n. g.	b	Art. 1		regelmäßiger Nahrungsgast, wenn offene Flächen und Wasserflächen verfügbar sind; 5 Nachweise		X
<i>Anas platyrhyncho</i>	Stockente	n. g.	n. g.	b	Art. 1	Ein Brutvorkommen 2021	regelmäßiger Nahrungsgast, wenn offene Flächen und Wasserflächen verfügbar sind; 32 Nachweise; Möglicherweise Brutvogel in Paludikulturen	Nahrungsgast; 2 Nachweise, max. 3 Ind.	X
<i>Perdix perdix</i>	Rebhuhn	2	2	b	Art. 1		seltener Nahrungsgast; ein Nachweis		
<i>Phasianus colchicus</i>	Jagdfasan	n. g.	n. g.	b	-		regelmäßiger Nahrungsgast; 31 Nachweise	Nahrungsgast; 3 Nachweise, max. 6 Ind.	X
<i>Coturnix coturnix</i>	Wachtel	3	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Brutvogel; 1-2 singende Männchen in allen Untersuchungsjahren; 28 Nachweise	wahrscheinlich Brutvogel in angrenzenden Grünländern; 3 Nachweise singender Männchen	X
<i>Columba oenas</i>	Hohltaube	n. g.	n. g.	b	Art. 1		regelmäßiger Nahrungsgast wenn offene Flächen verfügbar sind; 7 Nachweise; max. 8 Ind.	nicht häufiger Nahrungsgast; 3 Nachweise, max. 3 Ind.	
<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube	n. g.	n. g.	b	Art. 1		regelmäßiger Nahrungsgast wenn offene Flächen verfügbar sind; 19 Nachweise; max. 12 Ind.	regelmäßiger Brutvogel in umgebenden Gehölzen und gelegentlicher Nahrungsgast auf abgeernteten Paludikulturen; 7 Nachweise, max. 4	
<i>Streptopelia turtur</i>	Turteltaube	2	3	b, s	Art. 1, Art.		seltener Durchzügler; ein Nachweis		

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
					4 (2)				
<i>Streptopelia decaocto</i>	Türkentaube	n. g.	n. g.	b	Art. 1		gelegentlicher Nahrungsgast, wenn offene Flächen verfügbar sind; 10 Nachweise; max. 2 Ind.		
<i>Cuculus canorus</i>	Kuckuck	V	V	b	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßig singende Männchen; 17 Nachweise; max. 2 Ind.; das Vorkommen von Rohrsängern als mögliche Wirtsvogel macht Reproduktionsvorkommen dieser Art möglich	regelmäßig singende Männchen in der Umgebung; 5 Nachweise, max. 3 Ind.	X
<i>Apus apus</i>	Mauersegler	3	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		gelegentlicher Nahrungsgast ohne spezifischen Bezug zur Fläche		
<i>Rallus aquaticus</i>	Wasserralle	3	V	b	Art. 1		seltener Brutvogel; möglicherweise deutlich häufigerer Nahrungsgast außerhalb der Brutzeit; 4 Nachweise		X
<i>Porzana porzana</i>	Tüpfelralle	1	1	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		2022 ein Revier; durch Horchboxen konnte zwischen 22. Mai 2022 und 4 Juni 2022 ein intensiv singendes Männchen festgestellt werden; 26 Nachweise dieses Individuums		X
<i>Gallinula chloropus</i>	Teichhuhn	n. g.	V	b, s	Art. 1		seltener Brutvogel; 15 Nachweise		X
<i>Vanellus vanellus</i>	Kiebitz	2	2	s	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Brutvogel und Nahrungsgast; 35 Nachweise; max. 18 Ind.		X
<i>Charadrius dubius</i>	Flussregenpfeifer	3	n. g.	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener Nahrungsgast auf vernässten Flächen mit niedriger Vegetation; 2 Ind. am 23.04.22		X
<i>Numenius phaeopus</i>	Regenbrachvogel	n. b.	n. b.	b	Art. 1, Art.		seltener Durchzügler; 1 Ind. am 14.04.21		

wiss. Artname	deutscher Artname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
					4 (2)				
<i>Numenius arquata</i>	Großer Brachvogel	1	1	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Brutvogel angrenzend; Nahrungsgast, wenn niedrige Vegetation vorliegt; 34 Nachweise; max. 8 Ind.		X
<i>Calidris pugnax</i>	Kampfläufer	0	1	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener (regelmäßiger?) Durchzügler auf vernässten Flächen mit niedriger Vegetation; 2 Nachweise; max. 9 Ind.		X
<i>Lymnocyptes minimus</i>	Zwergschnepfe	0	n. b.	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		wahrscheinlich regelmäßiger Durchzügler und Wintergast auf abgeernteten nassen Flächen; 2 Nachweise; max. 3 Ind.; die Art ist heimlich und schwer nachweisbar		X
<i>Gallinago gallinago</i>	Bekassine	1	1	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Durchzügler auf abgeernteten nassen Flächen; 8 Nachweise; max. 186 Ind. am 15. Aug. 2021		X
<i>Tringa ochropus</i>	Waldwasserläufer	R	n. g.	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener (unregelmäßiger?) Durchzügler auf vernässten Flächen mit niedriger Vegetation; 1 Ind. am 14.4.21	seltener Durchzügler; 1 Ind. am 29.8.18	X
<i>Tringa glareola</i>	Bruchwasserläufer	n. b.	1	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		wahrscheinlich regelmäßiger Durchzügler auf vernässten Flächen mit niedriger Vegetation; 4 Nachweise, max. 3 Ind.		X
<i>Ciconia ciconia</i>	Weißstorch	n. g.	3	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)			unregelmäßiger Nahrungsgast auf angrenzenden Grünländern; 3 Nachweise, max. 2 Ind.	
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	Lachmöwe	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art.		seltener Nahrungsgast; 4 Ind. am 8.5.20		

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
					4 (2)				
<i>Ardea cinerea</i>	Graureiher	V	n. g.	b	Art. 1		gelegentlicher Nahrungsgast; 5 Nachweise, max. 2 Ind.	seltener Nahrungsgast; 1 am 27.4.20	X
<i>Accipiter nisus</i>	Sperber	n. g.	n. g.	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)			seltener Nahrungsgast; 1 am 1.8.18	
<i>Circus aeruginosus</i>	Rohrweihe	n. g.	n. g.	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Nahrungsgast; Brutvogel angrenzend; 15 Nachweise, max. 4 Ind.		X
<i>Circus pygargus</i>	Wiesenweihe	R	2	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener Nahrungsgast; möglicherweise in der angrenzenden Ackerfluren 2020 Brutvogel; 2 Ind. am 5.5.20		
<i>Milvus milvus</i>	Rotmilan	V	n. g.	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)	regelmäßiger Nahrungsgast; 3 Nachweise, max. 2	gelegentlicher Nahrungsgast; 11 Nachweise, max. 6 Ind.	seltener Nahrungsgast; 2 Nachweise je 1 Ind.	
<i>Milvus migrans</i>	Schwarz-milan	n. g.	n. g.	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)		gelegentlicher Nahrungsgast; 6 Nachweise, max. 3 Ind.		
<i>Buteo buteo</i>	Mäusebussard	n. g.	n. g.	b, s	Art. 1		Nahrungsgast; 12 Nachweise; max. 8 Ind.	regelmäßiger Nahrungsgast; 5 Nachweise	
<i>Alcedo atthis</i>	Eisvogel	3	n. g.	b, s	Art. 1			unregelmäßiger Nahrungsgast im angrenzenden Bründlgraben; 2 Nachweise	
<i>Merops apiaster</i>	Bienen-fresser	R	n. g.	b, s	Art. 1		seltener Nahrungsgast; 2 Ind. am 8.5.20		
<i>Dendrocopos major</i>	Buntspecht	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Brutvogel und Nahrungsgast in angrenzenden Gehölzen; 6 Nachweise, max. 2 Ind.	
<i>Dryocopus martius</i>	Schwarzspecht	n. g.	n. g.	b, s	Art. 1			seltener Nahrungsgast in angrenzenden Gehölzen; 1 am 11.5.20	
<i>Falco tinnunculus</i>	Turmfalke	n. g.	n. g.	b, s	Art. 1		regelmäßiger Nahrungsgast; 9	regelmäßiger Nahrungsgast; 4	X

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
							Nachweise; max. 4 Ind.	Nachweise, max. 3 Ind.	
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Anh. I			Brutvogel in angrenzenden niedrigen Gehölzstrukturen; Durchzug: 3 Nachweise, max. 5 Ind.	X
<i>Oriolus oriolus</i>	Pirol	V	V	b	Art. 1			Durchzügler und Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; 3 Nachweise, max. 2 Ind.	
<i>Garrulus glandarius</i>	Eichelhäher	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Nahrungsgast; 4 Nachweise, max. 2 Ind.	
<i>Pica pica</i>	Elster	n. g.	n. g.	b	Art. 1		unregelmäßiger Nahrungsgast; 3 Nachweise, max. 2 Ind.	seltener Nahrungsgast; ein Nachweis	
<i>Corvus monedula</i>	Dohle	V	n. g.	b	Art. 1		unregelmäßiger Nahrungsgast; 5 Nachweise, max. 5 Ind.		
<i>Corvus frugilegus</i>	Saatkrähe	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Nahrungsgast; 9 Nachweise, max. 25 Ind.	seltener Nahrungsgast; ein Nachweis	
<i>Corvus corone</i>	Rabenkrähe	n. g.	n. g.	b	Art. 1		regelmäßiger Nahrungsgast; 38 Nachweise, max. 3 Ind.	regelmäßiger Nahrungsgast und Brutvogel in den angrenzenden Gehölzen; 6 Nachweise, max. 5 Ind.	X
<i>Periparus ater</i>	Tannenmeise	n. g.	n. g.	b	Art. 1			seltener Brutvogel in Baumbeständen mit Fichten angrenzend; 3 Nachweise	
<i>Poecile palustris</i>	Sumpfmeise	n. g.	n. g.	b	Art. 1			unregelmäßiger Nahrungsgast in angrenzenden Gehölzen; 2 Nachweise je 1 Ind.	
<i>Poecile montanus</i>	Weiden-meise	n. g.	n. g.	b	Art. 1			unregelmäßiger Nahrungsgast in angrenzenden Gehölzen; 2 Nachweise; max. 2 Ind.	
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Blaumeise	n. g.	n. g.	b	Art. 1		seltener Nahrungsgast; 2 Nachweise	Nahrungsgast in angrenzenden Gehölzen; unregelmäßig in den Typha-Beständen; 5	X

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen	
								Nachweise, max. 4 Ind.		
<i>Parus major</i>	Kohlmeise	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Nahrungsgast und Brutvogel in angrenzenden Gehölzen, dort max. 2 Reviere; unregelmäßig in den Typha-Beständen; 5 Nachweise, max. 4 Ind.		
<i>Alauda arvensis</i>	Feldlerche	3	3	b	Art. 1, Art. 4 (2)	Brutvogel auf den angrenzenden Ackerflächen; 3 Beobachtungen max. 6	in den Paludikulturen seltener, in der Umgebung häufiger Brutvogel; 36 Nachweise; max. 12 Ind.	seltener Durchzügler; 1 Nachweis	X	
<i>Hippolais icterina</i>	Gelbspötter	3	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)			seltener Durchzügler; 1 Ind. am 8.5.2020		
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Schilfrohrsänger	n. g.	V	b, s	Art. 1, Art. 4 (2)			seltener Durchzügler; 1 Ind. am 15.08.21	X	
<i>Acrocephalus palustris</i>	Sumpfrohrsänger	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)			Brutvogel; 17 Nachweise, max. 3 Ind.	seltener Durchzügler und Nahrungsgast; 2 Nachweise je 1 Ind.; Darüber hinaus Brutvogel in angrenzenden Gräben (max. 1 Revier)	X
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Teichrohrsänger	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)			regelmäßiger Durchzügler und Nahrungsgast nach der Brutzeit; max. 10 Ind.		X
<i>Locustella naevia</i>	Feldschwirl	V	V	b	Art. 1			seltener (?) Durchzügler; 1 am 1.8.18	X	
<i>Hirundo rustica</i>	Rauchschwalbe	V	V	b	Art. 1, Art. 4 (2)	Nahrungsgast; 2 Nachweise, max. 3		regelmäßiger Nahrungsgast; 12 Nachweise, max. 50 Ind.	Nahrungsgast; 3 Nachweise, max. 10 Ind.	
<i>Delichon urbicum</i>	Mehlschwalbe	3	V	b	Art. 1, Art. 4 (2)			regelmäßiger Nahrungsgast; 7 Nachweise, max. 4 Ind.		
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Waldlaubsänger	2	n. g.	b	Art. 1, Art.			seltener Durchzügler in angrenzenden Gehölzen; 1 am 27.4.20		

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
					4 (2)				
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Fitis	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)			Durchzügler in angrenzenden Gehölzen; 2 Nachweise je 1 Ind.; darüber hinaus 1 Revier in angrenzenden Gehölzen 2020	
<i>Phylloscopus collybita</i>	Zilpzalp	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		Durchzügler und Nahrungsgast; 2 Nachweise, max. 1 Ind.	Durchzügler und Nahrungsgast in angrenzenden Gehölzen; 6 Nachweise, max. 3 Ind.	
<i>Aegithalos caudatus</i>	Schwanzmeise	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Nahrungsgast in angrenzenden Gehölzen; 1 Nachweis	
<i>Sylvia atricapilla</i>	Mönchsgrasmücke	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		Durchzügler; 12 Nachweise, max. 2 Ind.	Brutvogel in angrenzenden Gehölzen, dort max. 4 Reviere; Nahrungssuche/Durchzug; 6 Nachweise, max. 4 Ind.	
<i>Sylvia borin</i>	Gartengrasmücke	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener Durchzügler; 2 Nachweise; max. 1 Ind.	Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; max. 1 Revier, 2 Nachweise, je 1 Ind. auf dem Durchzug	
<i>Curruca communis</i>	Dorngrasmücke	v	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener Brutvogel angrenzend; 6 Nachweise, max. 1 Ind.	Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; 4 Nachweise, je 2 Ind.	
<i>Sitta europaea</i>	Kleiber	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; 4 Nachweise, max. 2 Ind.	
<i>Certhia brachydactyla</i>	Gartenbaumläufer	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; 1 Nachweis	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Zaunkönig	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; 4 Nachweise	
<i>Sturnus vulgaris</i>	Star	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		Nahrungsgast und Durchzügler; 11 Nachweise; max. 100 Ind.	Nahrungsgast und Durchzügler; 6 Nachweise; max. 20 Ind.	X
<i>Turdus viscivorus</i>	Misteldrossel	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Brutvogel in angrenzenden	

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
								Gehölzen; 1 Nachweis	
<i>Turdus philomelos</i>	Singdrossel	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)			Brutvogel in angrenzenden Gehölzen und Durchzügler; 5 Nachweise, max. 4 Ind.	
<i>Turdus merula</i>	Amsel	n. g.	n. g.	b	Art. 1		Nahrungsgast; 10 Nachweise	Brutvogel in angrenzenden Gehölzen und Nahrungsgast; 5 Nachweise, max. 5 Ind.	
<i>Turdus pilaris</i>	Wacholderdrossel	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)			Durchzügler; 2 Nachweise, max. 5 Ind.	
<i>Muscicapa striata</i>	Grauschnäpper	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		Durchzügler, 1 am 28.5.20	Brutvogel in den angrenzenden Gehölzbeständen; max. 1 Revier	
<i>Erithacus rubecula</i>	Rotkehlchen	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		Durchzügler und Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; 5 Nachweise, max. 2 Ind.		
<i>Luscinia svecica</i>	Blaukehlchen	n. g.	V	b	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Brutvogel; 34 Nachweise; max. 7 Ind.		X
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Hausrotschwanz	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener Nahrungsgast oder Durchzügler; 1 Ind. am 8.5.22	seltener Nahrungsgast oder Durchzügler; 3 Nachweise je 1 Ind.	
<i>Prunella modularis</i>	Heckenbraunelle	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)			Brutvogel in angrenzenden Gehölzen; 3 Nachweise, max. 2 Ind.	
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Steinschmätzer	1	1	b	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener Durchzügler; 1 Ind. am 14.4.21		
<i>Passer montanus</i>	Feldsperling	v	V	b	Art. 1		unregelmäßiger Nahrungsgast; 3 Nachweise	unregelmäßiger Nahrungsgast; 3 Nachweise	X
<i>Motacilla flava</i>	Wiesenschafstelze	n. g.	n. g.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		regelmäßiger Brutvogel, Nahrungsgast und Durchzügler; 36 Nachweise; max. 25 Ind.	unregelmäßiger Nahrungsgast und Durchzügler; 2 Nachweise, max. 2 Ind.	X

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSc hV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze	n. g.	n. g.	b	Art. 1		Nahrungsgast; 4 Nachweise, max. 4 Ind.	Nahrungsgast; 3 Nachweise mit je 1 Ind.; Brutvogel im Geräteschuppen neben den Versuchsflächen 2020	X
<i>Anthus pratensis</i>	Wiesen-pieper	1	V	b	Art. 1, Art. 4 (2)		sehr seltener Brutvogel und regelmäßiger Durchzügler; 7 Nachweise, max. 33 Ind.	Durchzügler, 2 am 16.4.20	X
<i>Anthus trivialis</i>	Baumpieper	2	V	b	Art. 1, Art. 4 (2)			Brutvogel in angrenzenden offenen Gehölzbeständen und Durchzügler; 3 Nachweise, max. 3 Ind.	
<i>Anthus cervinus</i>	Rotkehl-pieper	n. b.	n. b.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener (?) Durchzügler; 2 Nachweise; max. 4 Ind. am 4.5.21		X
<i>Fringilla coelebs</i>	Buchfink	n. g.	n. g.	b	Art. 1		Durchzügler; 2 Nachweise	Brutvogel in angrenzenden Gehölzbeständen und Durchzügler; 5 Nachweise, max. 3 Ind.	
<i>Fringilla montifringilla</i>	Bergfink	n. b.	n. b.	b	Art. 1, Art. 4 (2)		seltener Durchzügler; 1 Ind. am 3.10.22		
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Kernbeißer	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Durchzügler; 2 am 27.4.20	
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Gimpel, Dompfaff	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Durchzügler; 1 am 27.4.20	
<i>Chloris chloris</i>	Grünfink	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Nahrungsgast; 2 Nachweise, max. 2 Ind.	
<i>Carduelis cannabina</i>	Bluthänfling	2	V	b	Art. 1, Art. 4 (2)	2021 ein Brutrevier	regelmäßiger Nahrungsgast; 4 Nachweise, max. 12 Ind.		X
<i>Carduelis carduelis</i>	Stieglitz, Distelfink	V	n. g.	b	Art. 1		regelmäßiger Nahrungsgast; 4 Nachweise, max. 2 Ind.	Nahrungsgast; 4 Nachweise, max. 3 Ind.	X
<i>Spinus spinus</i>	Erlenzeisig	n. g.	n. g.	b	Art. 1			Durchzügler; 1 am 27.4.20	
<i>Emberiza citrinella</i>	Goldammer	n. g.	n. g.	b	Art. 1		regelmäßiger Nahrungsgast; 21	Brutvogel in den angrenzenden Gehölzen; 6	X

wiss. Arname	deutscher Arname	RL BY	RL D	BArtSchV	VS-RL	RH	LM	FSM	direkter Zusammenhang zu Paludikulturen
							Nachweise, max. 3 Ind.	Nachweise, max. 4 Ind.	
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Rohrammer	n. g.	n. g.	b	Art. 1		Brutvogel, Durchzügler und Nahrungsgast; 36 Nachweise; max. 8 Ind.	Nahrungsgast; 2 Nachweise, max. 1 Ind.	X

Datengrundlage: Eigene Bestandsaufnahmen. RLB - Rote Liste Bayern (Rudolph et al. 2016), RLD - Rote Liste Deutschland (Ryslavy et al. 2020), 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste, n.g. - nicht gefährdet, n.b. - nicht bewertet. BArtSchV - Status nach Bundesartenschutzverordnung: b - besonders geschützte Art, s - streng geschützte Art. VS-RL: Status nach Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Abkürzungen: Freisinger Moos: FSM, Riedhausen: RH, Langenmosen: LM. Direkter Zusammenhang zu Paludikulturen: auf Paludikulturen als regelmäßiger Brutvogel, Nahrungsgast oder Durchzügler festgestellt; Sortierung nach taxonomischer Reihenfolge.

Tabelle 71 Übersicht über alle in den untersuchten Flächen nachgewiesenen Brutvogelvorkommen.

wiss. Artname	deutscher Artname	RL BY	RL D	RH-2021	LM-2020	LM-2021	LM-2022	FSM-2017	FSM-2018	FSM-2019	FSM-2020
<i>Anas platyrhyncho</i>	Stockente	n.g.	n.g.	1/0			1/0				
<i>Phasianus colchicus</i>	Jagdhasan	n.g.	n.g.			0/1	0/1	0/1			0/2
<i>Coturnix coturnix</i>	Wachtel	3	n.g.		1/0	1/0	1/1		0/1		0/1
<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube	n.g.	n.g.					0/2	0/1	0/2	0/1
<i>Cuculus canorus</i>	Kuckuck	V	V						0/1		0/1
<i>Porzana porzana</i>	Tüpfelralle	1	1				1/0				
<i>Gallinula chloropus</i>	Teichhuhn	n.g.	V				1/0				
<i>Vanellus vanellus</i>	Kiebitz	2	2	0/2	5/6	4/3	2/7				
<i>Charadrius dubius</i>	Flussregenpfeifer	3	n.g.		1/0						
<i>Numenius arquata</i>	Großer Brachvogel	1	1		0/2	0/2	0/2				
<i>Circus aeruginosus</i>	Rohrweihe	n.g.	n.g.		0/1		0/1				
<i>Circus pygargus</i>	Wiesenweihe	R	2		0/1						
<i>Dendrocopos major</i>	Buntspecht	n.g.	n.g.					0/1	0/2	0/2	0/2
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	n.g.	n.g.	1/0				0/1	0/1		0/1
<i>Oriolus oriolus</i>	Pirol	V	V					0/1		0/1	0/1
<i>Corvus corone</i>	Rabenkrähe	n.g.	n.g.					0/2	0/1	0/2	0/1
<i>Poecile palustris</i>	Sumpfmeise	n.g.	n.g.						0/1		0/1
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Blaumeise	n.g.	n.g.					0/3	0/1	0/2	0/2
<i>Parus major</i>	Kohlmeise	n.g.	n.g.					0/1	0/2	0/1	0/2
<i>Alauda arvensis</i>	Feldlerche	3	3	0/5	2/7	0/7	0/7				
<i>Acrocephalus palustris</i>	Sumpfrohrsänger	n.g.	n.g.				2/0				0/1
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Fitis	n.g.	n.g.					0/1	0/1		0/1
<i>Phylloscopus collybita</i>	Zilpzalp	n.g.	n.g.					0/3	0/2	0/2	0/2
<i>Sylvia atricapilla</i>	Mönchsgrasmücke	n.g.	n.g.					0/4	0/3	0/2	0/4
<i>Sylvia borin</i>	Gartengrasmücke	n.g.	n.g.						0/1		0/1
<i>Curruca communis</i>	Dorngrasmücke	V	n.g.		0/1		0/1	0/1	0/1	0/1	0/2
<i>Sitta europaea</i>	Kleiber	n.g.	n.g.					0/2	0/1	0/1	0/1
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Zaunkönig	n.g.	n.g.					0/3	0/2	0/1	0/2
<i>Turdus philomelos</i>	Singdrossel	n.g.	n.g.					0/2	0/1	0/3	0/2
<i>Turdus merula</i>	Amsel	n.g.	n.g.					0/3	0/4	0/2	0/4
<i>Muscicapa striata</i>	Grauschnäpper	n.g.	n.g.					0/1			0/1
<i>Erithacus rubecula</i>	Rotkehlchen	n.g.	n.g.					0/1	0/2	0/1	0/1
<i>Luscinia svecica</i>	Blaukehlchen	n.g.	V			2/0	5/0				
<i>Prunella modularis</i>	Heckenbraunelle	n.g.	n.g.						0/1		0/2
<i>Motacilla flava</i>	Wiesenschafstelze	n.g.	n.g.		4/6	4/6	7/1				
<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze	n.g.	n.g.								0/1
<i>Anthus pratensis</i>	Wiesenpieper	1	V		1/0	1/0	1/0				
<i>Anthus trivialis</i>	Baumpieper	2	V						0/1	0/1	0/1
<i>Fringilla coelebs</i>	Buchfink	n.g.	n.g.					0/5	0/3	0/4	0/4
<i>Carduelis cannabina</i>	Bluthänfling	2	V	1/0							
<i>Emberiza citrinella</i>	Goldammer	n.g.	n.g.				0/1	0/2	0/1	0/2	0/3
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Rohrhammer	n.g.	n.g.		2/0	3/0	4/0				

Datengrundlage: Eigene Bestandsaufnahmen. RLB - Rote Liste Bayern (Rudolph et al. 2016), RLD - Rote Liste Deutschland (Ryslavy et al. 2020), 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste, n.g. - nicht gefährdet. Abkürzungen: Freisinger Moos: FSM, Riedhausen: RH, Langenmosen: LM. Sortierung nach taxonomischer Reihenfolge (Rudolph et al. 2016). Die erste Zahl gibt die Anzahl der Reviere auf den Paludikulturen und die zweite Zahl die Anzahl der Reviere in der unmittelbaren Umgebung wider.

Tabelle 72 Liste der nachgewiesenen Laufkäferarten auf den Probeflächen Langenmosen und Freisinger Moos mit Darstellung, in welchen der untersuchten Vegetationstypen diese Arten nachgewiesen wurden.

Art	RLB	stenotop	Carex	Phalaris	Phragmites	Typha	Extensivgrünland	Intensivgrünland	Brache	Sonstiges
<i>Acupalpus dorsalis</i> (Fabricius, 1787)										X
<i>Acupalpus flavicollis</i> (Sturm, 1825)				X		X	X		X	
<i>Acupalpus parvulus</i> (Sturm, 1825)		x				X				
<i>Agonum emarginatum</i> (Gyllenhal, 1827)			X	X						X
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panzer, 1809)				X						X
<i>Agonum micans</i> (Nicolai, 1822)	V			X						
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linné, 1758)				X						X
<i>Agonum thoreyi</i> (Dejean, 1828)	V		X	X						
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1796)			X	X	X	X				X
<i>Agonum viridicupreum</i> (Goeze, 1777)	3	x		X		X	X		X	X
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)						X		X		X
<i>Amara aulica</i> (Panzer, 1796)						X				
<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)		x				X				
<i>Amara chaudiroi ssp. incognita</i> (Schaum, 1858)	0	x						X		
<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)				X		X	X	X	X	X
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)										X
<i>Amara lunicollis</i> (Schiødte, 1837)						X	X	X	X	X
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)						X				X
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)		x						X		X
<i>Amara tibialis</i> (Paykull, 1798)	3	x								X
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Anisodactylus signatus</i> (Panzer, 1796)								X		
<i>Bembidion articulatum</i> (Panzer, 1796)		x			X					
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)				X			X		X	X
<i>Bembidion lunulatum</i> (Geoffroy, 1785)			X				X		X	X
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)							X			
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linné, 1761)				X						X
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)								X		
<i>Carabus granulatus</i> Linné, 1758			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	V	x			X	X				
<i>Clivina collaris</i> (Herbst, 1784)						X				X
<i>Diachromus germanus</i> (Linné, 1758)	V					X		X	X	X
<i>Elaphrus cupreus</i> (Duftschmid, 1812)				X	X					X
<i>Elaphrus riparius</i> (Linné, 1758)		x								X
<i>Elaphrus uliginosus</i> (Fabricius, 1792)	2	x			X	X				X
<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)			X	X		X	X	X	X	X
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)			X				X			X
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)								X		
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)			X			X		X		X

Art	RLB	stenotop	Carex	Phalaris	Phragmites	Typha	Extensivgrünland	Intensivgrünland	Brache	Sonstiges
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)										X
<i>Odacantha melanura</i> (Linné, 1767)	3	x			X					
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)			X	X	X	X	X		X	X
<i>Panagaeus cruxmajor</i> (Linné, 1758)	3			X	X					
<i>Poecilus cupreus</i> (Linné, 1758)			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)		x	X	X		X	X	X	X	X
<i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798)			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)	V			X						
<i>Pterostichus gracilis</i> (Dejean, 1828)	2	x		X		X			X	
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)			X	X		X	X		X	X
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)			X			X			X	X
<i>Pterostichus nigrity</i> (Paykull, 1790)			X	X	X	X	X		X	X
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)			X	X		X	X		X	X
<i>Stenolophus mixtus</i> (Herbst, 1784)				X	X	X			X	X
<i>Stenolophus teutonius</i> (Schrank, 1781)		x	X			X	X	X	X	X
<i>Syntomus truncatellus</i> (Linné, 1761)								X		
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)		x		X						

RLB: Rote Liste Bayern (Lorenz & Fritze 2020)