



Wassermanagement für Feuchtwiesen im Zeichen des Klimawandels

Az 34370 / 01

- Projektabschlussbericht -

Projektabschlussbericht zu Händen der Deutschen Bundesstiftung Umwelt DBU und des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein

Dr. Yves Bötsch
Louiza Krahn
Tim Remmers
Laurens Korossy-Julius
Dr. Christoph Zöckler
Dr. Jutta Leyrer
Dr. Hermann Hötter †
Dr. Philip Hunke

Bergenhäuser, Dezember 2021
Michael-Otto-Institut im NABU
Goosstrook 1, 24861 Bergenhäuser
yves.boetsch@nabu.de

Wassermanagement für Feuchtwiesen im Zeichen des Klimawandels 2019-2021, AZ 34370 / 01

Projektabschlussbericht zu Händen der Deutschen Bundesstiftung Umwelt DBU und des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung MELUND von Schleswig-Holstein



Deutsche Bundesstiftung Umwelt



Schleswig-Holstein
Ministerium für Energiewende,
Landwirtschaft, Umwelt, Natur
und Digitalisierung

Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen
Dezember 2021

Dr. Yves Bötsch
Louiza Krahn
Tim Remmers
Laurens Korossy-Julius
Dr. Christoph Zöckler
Dr. Jutta Leyrer
Dr. Hermann Hötker †
Dr. Philip Hunke

Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen, yves.boetsch@nabu.de

Titelfoto: Seether Ostermoor mit Treene und Huder Fähre im Hintergrund, Juni 2021, Yves Bötsch

Inhalt

Inhalt.....	3
Abbildungsverzeichnis.....	5
Tabellenverzeichnis.....	6
Abkürzungsverzeichnis.....	7
Zusammenfassung.....	8
Summary.....	11
Einleitung.....	13
1. Literaturstudie.....	15
2. Methodik und Felddaten.....	19
a) Benthos.....	21
b) Bodenlebewesen.....	22
c) Epigäische Arthropoden.....	23
d) Kartierung der Brutvögel sowie Habitatnutzung während der Nahrungssuche.....	24
e) Drohnenaufnahmen.....	24
f) Experimentelle Bewässerung, BACI Experiment.....	25
g) Futterwertanalyse von Frischgras.....	26
h) Vegetationsaufnahmen.....	27
i) Bodenproben.....	27
3. Ergebnisse.....	29
a) Benthos.....	29
b) Bodenlebewesen.....	32
c) Epigäische Arthropoden.....	37
d) Kartierungen der Brutvögel.....	45
e) Wasserfläche und Wassertiefe.....	47
f) Experimentelle Bewässerung, BACI Experiment.....	49
g) Futterwertanalyse von Frischgras.....	52
h) Vegetationserfassungen.....	55
4. Pächter/Landwirt Interviewauswertung.....	59
5. Wassermanagement-Experten-Umfrage.....	60
6. Online-Workshop an der IWSG2021.....	65
Diskussion.....	67
Öffentlichkeitsarbeit.....	72
Danksagung.....	73

Literatur.....	74
Anhang	79
a) Benthos.....	79
b) Bodenlebewesen	94
c) Epigäische Arthropoden	95
d) Wasserfläche / Drohnenaufnahmen	98
e) Futterwertanalyse	102

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Beispielfläche mit den beiden Transekten.....	20
Abbildung 2: Benthos-Stechkasten	22
Abbildung 3: Wasserflächendarstellung (Zusammengestellt aus Drohnenaufnahmen) einer ausgewählten Untersuchungsfläche aus 2020.	25
Abbildung 4: Graskörbe zum Schutz vor Weidetieren	27
Abbildung 5: Anzahl Chironomidenlarven oder <i>Tubifex</i> im Verlauf der Brutzeit der Wiesenvögel.....	29
Abbildung 6: Anzahl Chironomidenlarven oder <i>Tubifex</i> je nach Wasserstand.....	30
Abbildung 7: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) der Chironomiden oder <i>Tubifex</i> im Verlauf über die Brutzeit der Wiesenvögel (April-Juli).	30
Abbildung 8: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) der Chironomiden oder <i>Tubifex</i> je nach Wasserstand.	31
Abbildung 9: Anzahl Chironomidenlarven oder <i>Tubifex</i> pro 500 cm ³ je nach Maßnahmenjahr (Beginn der Maßnahme).....	31
Abbildung 10: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) der Chironomiden oder <i>Tubifex</i> dargestellt je nach Maßnahmenjahr (Beginn der Maßnahme).....	32
Abbildung 11: Boxplot der Regenwurmbiomasse (AFTG, Aschefreies Trockengewicht) pro Beprobungsfläche (Ort).	33
Abbildung 12: Boxplot der Tipulidenbiomasse (AFTG, Aschefreies Trockengewicht) pro Beprobungsfläche (Ort)..	34
Abbildung 13: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) von Regenwürmern und Tipulidenlarven in jeweils trockenen und überstauten Bereichen.....	35
Abbildung 14: Regenwurmbiomasse (aschefreies Trockengewicht, AFTG) auf trockenen Standorten in Abhängigkeit des Beprobungszeitpunktes (April, Mai) und der (I) Bodenfeuchtigkeit, oder der (II) Vegetationshöhe.....	35
Abbildung 15: Tipulidenbiomasse (aschefreies Trockengewicht, AFTG) auf trockenen Standorten in Abhängigkeit des Beprobungszeitpunktes (April, Mai) und der (I) Bodenfeuchtigkeit, oder der (II) Vegetationshöhe.....	36
Abbildung 16: Biomasse (aschefreies Trockengewicht, AFTG) von (I) Regenwürmern und (II) Tipulidenlarven zu den zwei Beprobungszeitpunkten (Anfang April und Mitte Mai) auf trockenen Standorten.....	37
Abbildung 17: Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht) für überstaute und trockene Standorte, aufgetrennt nach Projektjahr.	38
Abbildung 18: Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht) für überstaute und trockene Standorte der fünf Beprobungen pro Saison	39
Abbildung 19: Darstellung der Arthropodenbiomasse-Zunahme (aschefreies Trockengewicht, AFTG) über die Saison.....	39
Abbildung 20: Zusammenhang zwischen der Vegetationshöhe und der Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht) für drei ausgewählte Zeitpunkte (Mitte April, Mitte Mai und Mitte Juni).....	40
Abbildung 21: Zusammenhang zwischen der Bodenfeuchtigkeit und der Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht).....	41
Abbildung 22: Anzahl an 4mm-Tierchen je nach Standort und Jahr.....	42

Abbildung 23: Anzahl 4mm-Tierchen für überstaute und trockene Standorte der fünf Beprobungen pro Saison	43
Abbildung 24: Zusammenhang zwischen der Vegetationshöhe und der Anzahl 4mm-Tierchen pro Quadratmeter für drei ausgewählte Zeitpunkte (Mitte April, Mitte Mai und Mitte Juni).	44
Abbildung 25: Darstellung der Zunahme von 4mm-Tierchen über die Saison.	45
Abbildung 26: Berechnete Wasserfläche basierend auf den Luftbildern der Drohnenaufnahmen von 2020.	48
Abbildung 27: Gemessene Wassertiefen an den Benthos-Entnahmestellen (N1-N4 / N3-N6) in drei ausgewählten Gebieten im Jahr 2020.	49
Abbildung 28: Vorher (links) -Nachher (rechts) Aufnahmen beim kleinen Mäander (Ende April)	51
Abbildung 29: Vorher (oben)-Nachher (unten) Aufnahmen bei Seekrün (Ende Mai)	52
Abbildung 30: Trockenmasse der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und späten (17.Juni) Schnittzeitpunkt.....	53
Abbildung 31: Rohprotein (oben) und ruminale Stickstoff-Bilanz (unten) der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und späten (17.Juni) Schnittzeitpunkt.....	54
Abbildung 32: Vegetationshöhe in Abhängigkeit des Standortes (trocken vs. überstaut).	55
Abbildung 33: Anteil des offenen Bodens, je nach Standort (trocken vs. überstaut).....	56
Abbildung 34: Unkrautdeckung in Abhängigkeit des Standortes (trocken vs. überstaut).....	57
Abbildung 35: Entwicklung der Unkrautdeckung über die Zeit	58
Abbildung 36: Überstaudauer und überstaute Fläche	60
Abbildung 37: Start- und End-monat der Einstauphase.....	61
Abbildung 38: Wasser-Rückhalte-Methode und angewandte Techniken.	62
Abbildung 39: Problempflanzen-“Arten“ und deren Anteil (Deckung).....	63
Abbildung 40: Nutzung der Grünlandflächen und Ernteverlust.....	64
Abbildung 41: Bodentypen und Zielarten	64

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Gebietsübersicht der beprobten Flächen.....	19
Tabelle 2: Gepumpte Wassermengen pro Gebiet und Datum.....	26
Tabelle 3: Ergebnisse der Bodenanalyse	28
Tabelle 4: Brutvogelreviere der Wiesenlimikolen über die drei Projektjahre 2019-2021	46
Tabelle 5: Liste der Vogelarten, welche in den bewässerten Blänken beobachtet werden konnten... 50	
Tabelle 6: Vergleich der Biomasse (AFTG, g/m ²) der drei Nahrungs-Typen (Bodenlebewesen, Benthos und Arthropoden) pro Jahr	69

Abkürzungsverzeichnis

ADF	Säure-Detergenz-Faser (acid detergent fiber)
AFTG	Aschefreies Trockengewicht
BACI	Before-After-Control-Impact (Versuchsaufbau für experimentelle Studien über mehrere Jahre)
BHK	Beltringharder Koog
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
Bzw.	Beziehungsweise
cm	Zentimeter
cm ³	Kubikzentimeter
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
d. h.	das heißt
DWD	Deutscher Wetterdienst
ELOS	Enzymlösliche organische Substanz
ETS	Eider-Treene-Sorge Niederung
evtl.	Eventuell
g	Gramm
GVE	Großvieheinheit
ha	Hektar
LK	Läusekraut
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
LMM	Linear Mixed Model
m ²	Quadratmeter
mm	Millimeter
MELUND	Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung
ME-Rind	Umsetzbare Energie (metabolizable energy)
n	Stichprobengröße
N	Stickstoff
NDF	Neutral-Detergenz-Faser
NEL	Nettoenergie für Laktation
NF	Nordfriesland
orgSubstanz	Organische Substanz
PP	Posterior Probability
RSPB	Royal Society for the Protection of Birds
SD	Sumpfdotterblumen
SH	Schleswig-Holstein
SL-FL	Schleswig-Flensburg
spec.	Species (Spezies)
vs.	versus

Zusammenfassung

Die Intensivierung der Landwirtschaft zerstörte aufgrund der starken Entwässerung der Wiesen und Weiden durch Grabensysteme und Drainagen den Lebensraum vieler Feuchtwiesenarten unter anderen auch der Wiesenlimikolen.

Die Populationen der meisten Wiesenlimikolen in Schleswig-Holstein nehmen ab oder bleiben auf einem niedrigen Niveau stabil. Mit geeigneten Naturschutzmaßnahmen wird versucht die Bestände zumindest zu halten und wenn möglich zu erhöhen. Eine dieser Maßnahmen ist der Anstau von Wasser über die Wintermonate. Das Ziel dieses dreijährigen Projektes war es, diese Art von Management zu evaluieren und eine „best practice“ Empfehlung für die Aufwertung der Habitate von Wiesenlimikolen zu erstellen. Dabei untersuchten wir vor allem die Nahrungsverfügbarkeit, welche für den Bruterfolg entscheidend sein kann und widmeten uns auch der landwirtschaftlichen Nutzung, die für Wiesenbrüter unabdingbar ist aber auch einen erheblichen Einfluss hat.

In jedem Projektjahr wurden auf 14 Flächen unterschiedliche Proben zur Erfassung potentieller Nahrungsorganismen wie Regenwurmproben (inkl. Schnakenlarven, *Tipulidae* spec.), Benthosproben, sowie Proben epigäischer Arthropoden aus der Vegetation gesammelt. Des Weiteren wurden die Wasserstände auf den Versuchsflächen mit Drohnenaufnahmen dokumentiert, Vegetationsdaten erhoben und die Bodenzusammensetzung analysiert. Sämtliche Flächen wurden mit Blick auf die Brutbestände der Wiesenlimikolen mehrmals kartiert.

Im zweiten Projektjahr (2020) wurden zusätzlich zu den „Standard-Beprobungen“, noch Grasproben für eine Futterwert-Analyse gesammelt und experimentelle Bewässerungen durchgeführt.

Wir interviewten Pächter (Landwirte) von Feuchtwiesen bezüglich deren Erfahrungen mit Grünlandflächen, welche für Wiesenlimikolen optimiert gemanagt werden.

Da die Tagung der International Wader Study Group (IWSG) auch 2021 leider nicht auf Sylt stattfinden konnte und nur in digitaler Form abgehalten wurde, konnten wir den geplanten Workshop ebenfalls nur digital durchführen.

Eine Literaturstudie zum Projektthema wurde erarbeitet und wir führten eine Online-Umfrage, welche an europäische Wassermanagement Experten verschickt wurde, durch.

Wir konnten zeigen, dass die Benthos-Verfügbarkeit im Laufe der Brutzeit deutlich zunimmt (positiv beeinflusst durch die Wassertemperatur) und deshalb Flachwasserflächen, welche bis in den Juli hinein bestehen bleiben, sehr wertvoll sind. Jungvögel profitieren von einem reichlichen Nahrungsangebot, sowie einer kürzeren Vegetation, welche die Fortbewegung und Nahrungssuche erleichtert. Die Bodenlebewesen Regenwürmer und Tipulidenlarven hingegen waren in lang überstauten Bereichen deutlich seltener aufzufinden als in nicht überstauten Bereichen. Dies ist vor allem dem mangelnden Sauerstoffgehalt im nassen Boden geschuldet und zeigt, dass auch trockene (oder nur kurz überstaute) Bereiche wichtig sind. Bei den epigäischen Arthropoden zeigte sich kein klares Bild betreffend der Überstauung; in zwei Jahren war die Biomasse auf überstauten Bereichen leicht höher als auf trockenen, in einem Jahr war es aber klar umgekehrt (mehr Biomasse auf trockenen Standorten).

Die Interviews mit Landwirten, welche überstaute Wiesen in den Untersuchungsgebieten bewirtschaften, ergaben, dass die Flächen durchaus guten Ertrag liefern. Die verzögerte Nutzung (spätere Mahd/Beweidung) jedoch macht trockene Flächen als Ausgleich/Ausweichflächen unabdingbar. Der Großteil der Befragten nutzt die Flächen als Weide und ist mit dem Ernährungszustand der Tiere nach der Beweidung zufrieden. Es gibt bei rund einem Drittel der befragten Landwirte Probleme mit unerwünschten Pflanzen (Binsen, Schilf und Rohrglanzgras) als auch unregelmäßig Probleme mit steckengebliebenen Tieren und Parasiten. Da die meisten „Naturschutzflächen“ nicht gedüngt werden dürfen, kann kein hofeigener Nährstoff-Kreislauf entstehen, was ein Problem darstellt.

Die Futterwertanalyse von Grasproben auf überstaute und trockenen Standorten hat die Aussagen der Landwirte bestätigt. Die Menge an Gras (Trockenmasse) ist in überstaute Bereichen, aufgrund des späteren Aufwachsens, im Durchschnitt geringer als auf trockeneren Standorten. Der Unterschied ist zu einem späteren Zeitpunkt im Jahr (Mitte Juni) noch deutlicher als zu einem früheren Zeitpunkt (20. Mai). Die Qualität des Aufwuchses und dementsprechend der Futterwert für Weidetiere ist aber differenzierter zu betrachten als die reine Futtermenge. Bei Rohprotein und dementsprechend auch bei der ruminalen Stickstoffbilanz schneiden die überstaute Bereiche besser ab als die trockenen. Gerade umgekehrt ist es hingegen beim Zucker- und Rohfaser-Anteil. Qualitativ ist das Futter gut, quantitativ aber nicht vergleichbar mit trockenen Standorten.

Bei den experimentellen Bewässerungen zur Erhaltung von Flachwasserbereichen bis in den Sommer hinein, konnten wir feststellen, dass diese Bereiche gerne von den unterschiedlichsten Vogelarten als Nahrungs- oder Rasthabitat genutzt werden. Die Bewässerungen waren aber nur dann „nachhaltig“ sofern noch eine bestehende Blänke aufgefüllt wurde und nicht eine komplett abgetrocknete neu aufgefüllt werden musste. Der ausgetrocknete Boden und die bereits stärker aufgewachsene Vegetation sorgen dafür, dass die Wassermassen schnell wieder verschwinden. Bei den aufgefüllten Blänken konnte aber ein deutliches Hinauszögern des Austrocknens erreicht werden.

Die Ergebnisse der Online-Umfrage zeigen, dass europaweit ganz unterschiedliche Zeitpunkte und Zeiträume des Wassereinstaus (2-9 Monate) angewendet werden. Auch die überstaute Fläche wurde von 10-100% (der Fokusfläche) angegeben. Die Maßnahmen bzw. die Probleme sind aber überall ähnlich. Es werden meistens Gräben angestaut, entweder direkt mit einem Stau oder mit Hilfe eines Knierohres. Problempflanzen sind Binsen und/oder Schilf/Rohrglanzgras und die Flächen werden mehrheitlich beweidet oder als Wiese genutzt. Diese Antworten spiegeln die unterschiedlichen Gegebenheiten wieder, so dass beispielsweise der Bodentyp oder die gegebenen Wasserverhältnisse die angewandten Maßnahmen in gewisser Weise dirigieren.

Dies zeigte sich auch beim digitalen Workshop, wo Vortragende aus Großbritannien, den Niederlanden und einige aus Norddeutschland (Niedersachsen, Bremen und Mecklenburg-Vorpommern) ihre unterschiedlichen Maßnahmen zum Wassermanagement vorstellten. Je nach lokalen Bodenverhältnissen, Wassergegebenheiten etc. müssen angepasste Maßnahmen umgesetzt werden. So gibt es keine einzelne, überall funktionierende Lösung, selbst wenn die Zielarten die gleichen sind.

Schlussfolgernd sind also Wiesenüberstaunungen grundsätzlich empfehlenswert; wichtig ist aber, dass auch trockene Orte vorhanden sind, so dass eine Art Mosaik von nassen und trockenen Bereichen

entsteht. Damit können die unterschiedlichen Nahrungsorganismen gefördert, ein Mosaik an unterschiedlichen Vegetationshöhen erreicht, und dadurch Nahrungshabitate sowie auch Bruthabitate geschaffen werden. Gewisse Wasserflächen dürfen gerne bis in den Sommer hinein bestehen bleiben (oder gegebenenfalls auch aufgefüllt werden), damit auch die Küken noch feuchte, schlammige Stellen vorfinden. Eine Nutzung der Flächen sollte unbedingt weiterhin erhalten bleiben, so dass keine Sukzession stattfindet und die Grünländer allmählich verloren gehen.

Summary

Through agricultural intensification and systematic drainage of wet grasslands, the main breeding habitat of wet grassland breeding waders disappeared. Wader populations declined dramatically across Schleswig-Holstein and remain currently at a low or stable level. To halt the decline, or reverse the trend, conservation measures have been implemented. The main intervention has been rewetting of formerly drained grassland, to restore the appropriate breeding habitat. The goal of this three-year project was to evaluate the conservation measure of “rewetting” and generate “best-practice” guidelines for improving wader grassland habitat. The main emphasis was on food availability for the waders and also the agricultural land use of such rewetted grasslands.

Each year we sampled at 14 sites, earthworms and *tipulidae*-larvae (Crane fly larvae or leatherjackets), benthic fauna (*Chironomidae* and *Tubifex*) and epigeic arthropods on the soil surface and lower vegetation. Additionally, we monitored open water areas using drone-images, conducted a vegetation survey and analysed soil samples for each site. At all sites, several breeding bird surveys were conducted.

During the second year, in addition to all the sampling effort, we did a fodder analysis of the grass and an experimental irrigation.

By interviewing farmers of wader-friendly managed wet grassland, we wanted to learn from their experiences and difficulties when facing with such a management.

A workshop planned at our institute had to be cancelled due to the pandemic and finally took place as an online-event at the digital IWSG-conference 2021.

We started the project with a literature-review and did an online survey of wader-friendly water management of wet grassland with European water management experts.

We could show that benthic-animal densities increase over the breeding season (similar to the water temperature rise) and therefore maintaining shallow water bodies into the summer period presents an important conservation feature. It not only delivers food for waders and their chicks but through inhibiting the vegetation growth, it also facilitates movements between the vegetation. Opposite to the benthic-animals, soil-invertebrates (Earthworms and *Tipulidae*) do not tolerate long lasting flooding events; both were more common on dry sites compared to winter-flooded sites. This is probably due to oxygen-reduction in the soil by flooding and therefore dry sites or only shortly flooded sites are important too. While looking at the epigeic arthropods in the lower vegetation, we do not get a very clear picture. In two years flooded sites showed slightly higher biomass compared to dry sites, whereas in one year it was clearly the opposite.

The farmers of wet-grassland stated that the yield was ok, so they are happy with the nutritional condition of their animals after the grazing season, but that the later growth of the grass and therefore the late start in the season causes a problem. Therefore, they rely on additional dry meadows, where they can compensate for the delayed season of the wet grassland. Farmers mostly use the wet grassland for grazing animals, facing sometimes problems with weed species, animals stuck in ditches

or generally soft soil and parasite infestation. The ban of fertilising wet grassland (as is mostly the case) does not allow a farm-based nutrition cycle, which causes a problem.

The statement of the farmers that the wet grassland is growing slower could be confirmed by our own fodder analysis. The dry-weight of the grass at both sampling (harvesting) dates on dry sites was higher than on wet (formerly flooded) sites, the effect is even more prominent later in the season when the grass is fully grown. The quality of the grass, and therefore the food value is not that easy to interpret. We have higher protein contents and therefore higher ruminal nitrogen balance for the wet samples compared to the dry ones. On the other hand, we find higher sugar and crude fibre content in samples from the dry sites. Therefore, in terms of quantity, the wet sites are worse, but in terms of quality, they are equal or even better than the dry sites.

The experimentally irrigated shallow water pools have shown, that they are regularly used for feeding or resting purposes by many different bird species, not only waders. The irrigation was only "sustainable" when the open water body was still present. By the time the pool already dried out, any irrigation-measure had no long lasting effect, as the vegetation and the dry soil quickly absorbed the water. For water pools, which still contained open water and where the soil was still saturated, the experimental irrigation clearly delayed the dry-out process.

The online survey resulted in a broad variety of answers concerning the flooding duration (2-9 month) and the flooded area (10-100 %). The applied methods or the difficulties have been similar everywhere. Mostly ditches had been blocked either by a jam or with a knee-tube. Difficulties with weeds are common and mostly concern rush, reed and reed canary grass. The on-site soil conditions and the water availability somehow dictate which kind of management will be applied.

Similarly, in the online-workshop, presentations from the United Kingdom, the Netherlands and three from northern Germany demonstrated that many different water management strategies had been adapted to the local conditions. Therefore, there is no one and only water management that works everywhere, even though the focus species are the same.

In conclusion, winter flooding of grassland is generally recommended. It is though important that dry sites are also still available, creating a kind of mosaic between wet and dry sites. Such a management will promote all the different prey types, creating even a mosaic of different vegetation heights, generating breeding- and foraging habitats. Shallow water bodies remaining (maybe artificially irrigated) until late summer, are readily used by wader chicks, as they benefit from the wet, muddy surroundings. Any agricultural land use of the grassland should be maintained to prevent the loss of wet grasslands through succession.

Einleitung

Die Bestände der Wiesenlimikolen sind in weiten Teilen Europas dramatisch zurückgegangen (Pearce-Higgins et al., 2017; Roodbergen, van der Werf, & Hötker, 2012; Wilson, Ausden & Milsom, 2004). Der Verlust der Lebensräume durch Trockenlegung feuchter Grünländer und die zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft sind die Hauptgründe der Populationsrückgänge von Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*), Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Bekassine (*Gallinago gallinago*), Brachvogel (*Numenius arquata*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Mit Ausnahme des Austernfischers stehen alle genannten Arten in Deutschland auf der roten Liste. Vom Aussterben bedroht (Kategorie 1) sind Alpenstrandläufer, Bekassine, Brachvogel, Kampfläufer und Uferschnepfe. Als stark gefährdet (Kategorie 2) gilt der Kiebitz und der Rotschenkel (Ryslavy et al., 2020). Für alle acht Arten existiert seit 2018 ein europäischer Multi-Species Action Plan (Leyrer, Brown, Gerritsen, Hötker, & Ottvall, 2018).

Infolge intensiver Schutzmaßnahmen (Habitat-Aufwertungen, Prädationskontrolle, Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz etc.) konnten sich einige Arten in Schleswig-Holstein auf einem niedrigen Bestandsniveau halten (Hötker & Thomsen, 2018). Analysen zu Wiederkehrzeiten von adulten Vögeln zeigten, dass die lokalen jährlichen Überlebensraten hoch sind (80-90 % bei Uferschnepfen) und somit mangelnder Bruterfolg der Hauptgrund für stagnierende Populationsgrößen darstellt (Salewski, Helmecke, & Schmidt, 2018). In einer kürzlich publizierten Studie zu Kiebitzen aus Deutschland und den Niederlanden wurde als Hauptursache für die Populationsrückgänge ebenfalls mangelnder Bruterfolg festgestellt (Plard et al., 2019). Als vielversprechendste Maßnahme zur Förderung des Kiebitzes wurde die Aufwertung der Bruthabitate erwähnt.

Wiesenlimikolen sind auf feuchte, stocheffähige Grünlandflächen angewiesen. Daher werden einige durch die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein und das Land Schleswig-Holstein für den Wiesenlimikolen-Schutz gemanagte Flächen im Winterhalbjahr mit Wasser eingestaut. Durch diese Naturschutzmaßnahme gewinnen Grünlandflächen an Attraktivität für Wiesenlimikolen. Sie werden als Nahrungs- und Bruthabitat genutzt und werden sowohl zur Durchzugszeit im Frühjahr, als auch zur Brutzeit genutzt.

Auf Grund der höheren Temperaturen über längere Zeiträume im Frühjahr, trocknen diese Flächen (zu) schnell aus. Da die Jungvögel nach dem Schlupf im späteren Frühjahr auf weiche, feuchte Böden mit kurzer Vegetation zur Nahrungssuche angewiesen sind, besteht die Gefahr, dass die Nahrungsverfügbarkeit trotz Einstauung geringer ist als notwendig. Die Folge des Nahrungsmangels auf ausgetrockneten Böden kann eine geringere Überlebensrate der Küken bedeuten, was wiederum zu einem Populationsrückgang führt.

Wiedervernässungen von organischen Böden sind ein wichtiges Element im Kampf gegen die Klimaerwärmung. Durch die hohen Wasserstände, wird der Abbau der organischen Substanz und dadurch die CO₂-Ausgasung verhindert (Tanneberger et al., 2021; Tiemeyer et al., 2020). Es sollte möglich sein im Einklang mit solchen klimawirksamen Maßnahmen, für Wiesenvögel optimierte Lebensräume zu schaffen, welche der Artenkrise wie auch der Klimakrise entgegenwirken würde.

In diesem auf drei Jahre (2019-2021) angelegten Projekt soll ein optimales Wassermanagement für Wiesenvogel-Brutgebiete erarbeitet werden, wobei eine möglichst gute Nahrungsverfügbarkeit für die Wiesenvögel im Einklang mit einer naturverträglichen, landwirtschaftlichen Nutzung im Vordergrund

steht. Im Laufe der drei Projektjahre wird auf insgesamt 28 Untersuchungsflächen die Nahrungsverfügbarkeit für Wiesenlimikolen in Bezug auf die Managementform untersucht. Dafür wird das Vorkommen potentieller Nahrungstiere im Boden, im Benthos sowie in der Vegetation erfasst. Zusätzlich wird die Bodenzusammensetzung untersucht sowie auf einer Auswahl der Flächen Futterwertanalysen durchgeführt. Mit Hilfe einer experimentellen Bewässerung soll aufgezeigt werden, wie sich das Nahrungsangebot je nach Standort (trocken versus nass) ändert. Es werden Pächter von solchen wiedervernässten Flächen interviewt, eine Umfrage bei internationalen Wassermanagement-Experten sowie ein Workshop durchgeführt.

1. Literaturstudie

Feuchtwiesen, Klimawandel und Wiesenvögel:

Dass sich das Klima verändert, stellen nicht nur die Meteorologen fest, sondern auch Ornithologen: Zugvögel beispielsweise kehren tendenziell etwas früher in ihre Brutgebiete zurück oder überwintern, wie einzelne Weißstörche und Rotmilane zeigen, im Brutgebiet. Durch das sich ändernde Klima gibt es Vogelarten, die von den Veränderungen profitieren während andere davon negativ beeinflusst werden (Parmesan & Yohe, 2003; Stephens et al., 2016). Dass auch die Wiesenvögel (meistens negativ) beeinflusst sind, wurde bereits in mehreren Studien aus verschiedenen Ländern festgehalten (Kentie et al., 2018; Kleijn et al., 2010; Smart & Gill, 2003; van Dijk et al., 2015). Uferschnepfen zeigten beispielsweise in den Niederlanden keine Vorverlegung des Legebeginns, obschon dies für sie vorteilhaft wäre (Kentie et al., 2018).

In Schleswig-Holstein haben sich in den letzten 50 Jahren weder die Niederschlagswerte (Jahressumme), die Sonnenscheindauer noch die Windverhältnisse groß verändert (Deutscher Wetterdienst, 2017). Der Meeresspiegel hingegen steigt kontinuierlich um 2-4 mm pro Jahr an, was ca. 10 cm in 40 Jahren entspricht. Auch die Jahresdurchschnittstemperatur hat kontinuierlich zugenommen sowie Extremereignisse, wie Starkregen, Gewitter und Trockenzeiten (Deutscher Wetterdienst, 2017).

Die Klimaveränderungen haben aber nicht nur einen Einfluss auf das Zugeschehen und die Phänologie, sondern beeinflussen auch die Brutzeit. Durch angepasste Brutzeitpunkte (verfrühter Start der Brutzeit) kann es zu neuen Konflikten kommen, wie beispielsweise das Überlappen der landwirtschaftlichen Schlepp- oder Walzaktivitäten im März mit den ersten Gelegen der Kiebitze. Die Winter-Wasserflächen, welche speziell für Wiesenlimikolen angelegt werden (Wintereinstau), trocknen im Frühjahr schneller aus (Smart & Gill, 2003) und lassen ein frühes Aufwachsen der Vegetation zu. Beide Effekte wirken sich negativ auf die Wiesenvögel aus: trockene Böden enthalten weniger verfügbare Nahrungstiere und kleihaltige Böden werden zudem sehr hart und dadurch mit einem Vogelschnabel nur noch sehr begrenzt penetrierbar. Die schneller aufwachsende, hohe Vegetation ist zumindest für Kiebitz und Rotschenkel ungünstig (Ausden, Sutherland, & James, 2001). Zukünftig kann es auch nötig werden, dass die Landwirte Wasser zur Bewässerung der eigenen Flächen benötigen, was sich wiederum negativ auf den Grundwasserspiegel auswirken würde und somit auch die Wiesenvögel beeinträchtigt (Smart & Gill, 2003).

Wasserflächen wirken grundsätzlich anziehend auf Watvögel (Kaasiku, Rannap, & Kaart, 2019; Michał Żmihorski et al., 2018), im Gegensatz zu Wald und generell hohen Strukturen, welche abstoßend wirken. Gräben, welche einen hohen Schilfbewuchs aufweisen, wirken daher ebenfalls eher abstoßend (van Dijk et al., 2015; Vliet, Dijk, & Wassen, 2011; Michał Żmihorski et al., 2018). Der Wassereinstau über den Winter hat sicher einen positiven Effekt auf Wiesenlimikolen (Kahlert, Clausen, Hounisen, & Petersen, 2007; Struwe-Juhl, 1995), welche der Einstau regelrecht anzieht (Eglington et al., 2008). In einer kürzlich erschienen Publikation zur Evaluierung von Wiesenvogel-Schutzmaßnahmen wurden die Wiedervernässung von Wiesen und eine angepasste landwirtschaftliche Nutzung als erfolgreichste Schutzmaßnahmen eruiert (Franks, Roodbergen, Teunissen, Carrington Cotton, & Pearce-Higgins, 2018). Eingestaute Grünländer weisen generell eine höhere Artenvielfalt auf als nicht eingestaute Flächen (Michał Żmihorski, Pärt, Gustafson, & Berg, 2016).

Durch den Einstau im Winter erwärmt sich der nasse Boden im Frühjahr langsamer, was wiederum zu einem verzögerten Aufwachsen der Vegetation führt. Dadurch wird die kurze Vegetation, von Kiebitz

und Uferschnepfe zum Brüten bevorzugt, direkt gefördert. Auch der Bodentyp hat einen Einfluss auf das Wassermanagement; Kleiböden sind sehr schlecht wasserdurchlässig, also nur schlecht durch angrenzende Gräben zu bewässern, wo hingegen Moorböden stark wasserdurchlässig sind (Armstrong, 1993). Kleiböden haben den Vorteil, dass sich angestautes Wasser länger auf der Fläche hält, da es nur oberirdisch abfließen oder verdunsten, und kaum im Boden versickern kann. Durch den Einstau wird der Boden weich gehalten, was wiederum die Nahrungsaufnahme von im Boden stochernden Vögeln (beispielsweise Uferschnepfe und Bekassine) erleichtert (Milsom, Hart, Parkin, & Peel, 2002). Durch langanhaltende Einstauzeiten wird dem Boden Sauerstoff entzogen, was wiederum nicht förderlich für Regenwürmer und andere Bodenlebewesen ist (Plum, 2005). Durch zu lange Einstauzeiten (> 4 Monate) kann die Dichte an Regenwürmern deutlich reduziert werden (Ausden et al., 2001; Belting & Belting, 1999), positive Aspekte durch Stocherbarkeit, Vegetationseffekte und Nahrungsorganismen in Form von aquatischen Arthropoden wiegen diesen negativen Effekt aber auf. Wasserflächen bis in den Mai/Juni hinein sind regelrechte Anziehungspunkte für Küken von Kiebitz und Rotschenkel (Devereux, Mckeever, & Whittingham, 2004; Milsom et al., 2002).

Der pH-Wert und der Anteil organischer Bestandteile des Bodens haben einen Einfluss auf das Vorkommen von Regenwürmern. Moorböden mit einem hohen Anteil an organischen Bestandteilen und niedrigem pH-Wert sind wenig geeignet für Regenwürmer und weisen daher geringere Dichten als Kleiböden auf (Groth & Irmeler, 2013; Irmeler, 1999; McCallum et al., 2016; N. M. Plum & Filser, 2005). Der Wasserhaushalt sowie die Temperatur wirken sich ebenfalls auf Arthropoden aus, welche, neben Regenwürmern, die Hauptnahrung der Wiesenlimikolen darstellen (Beintema, Thissen, Tensen, & Visser, 1991; Schekkerman & Beintema, 2007). Wasserflächen, bzw. nasse Stellen im Grünland sind Arthropoden Hotspots, und daher für vielerlei Limikolen sehr attraktiv (Eglington et al., 2010, 2008). Speziell die Küken benötigen für ihr Wachstum eine gute Nahrungsversorgung mit Arthropoden, da alle Wiesenlimikolen als Nestflüchter, direkt nach dem Schlupf selbständig Futter finden müssen (Austernfischer ausgenommen). Durch erhöhte Temperaturen können sich Arthropoden schneller entwickeln und es kann sein, dass die Versorgung der Küken mit Nahrung nicht bis zum Ende der Brutzeit ausreicht. Somit kann sich trotz günstigeren Wetterverhältnissen (warm und trocken) die Nahrungssituation für Küken verschlechtern, da eine Diskrepanz der Kükenaufzuchszeit mit dem Arthropoden-Auftreten besteht (Both & Visser, 2001; Visser, Van Noordwijk, Tinbergen, & Lessells, 1998).

Wiesenlimikolen ernähren sich von Bodenlebewesen, Arthropoden aber auch Benthostieren, somit stellen Wasserflächen auch im Mai und Juni noch wichtige (Nahrungs-) Habitate dar (Ausden, Rowlands, Sutherland, & James, 2003; Milsom et al., 2002). Uferschnepfen-Küken wechseln im Verlauf ihres Wachstums von Arthropoden-Nahrung, welche sie von der Vegetation absammeln, zu im Boden lebenden Nahrungstieren, weswegen sie auch im Juni noch auf feuchte, stocherbare Böden angewiesen sind (Beintema et al., 1991; Belting & Belting, 1999).

Weiden bieten für die kleinen Kiebitz-Küken bessere Nahrungsgründe als Mähwiesen, da sie sich auf kurzrasigen (abgeweideten) Flächen leichter fortbewegen können und durch die Dunghaufen der Weidetiere reichlich Arthropoden vorfinden (Beintema et al., 1991). Die Beweidung hinterlässt eine heterogene Vegetationsstruktur im Gegensatz zu einer Mahd, was wiederum Küken auf kleinem Raum Versteckmöglichkeiten und kurzrasige „Nahrungsflächen“ bietet.

Durch den Wintereinstau wird das Vegetationswachstum deutlich in den Frühsommer hinausgezögert, was ebenfalls zu einer heterogenen Grünlandfläche führt und teilweise sogar zu Offenbodenflächen,

welche wiederum gerne von Wiesenvogelküken zur Nahrungssuche genutzt werden (Eglington et al., 2008).

Offene Wasserflächen ziehen Küken von Kiebitz und Rotschenkel regelrecht an. Faktoren, die dies begründen sind einerseits vorhandene Nahrung (Wasser- bzw. Schlammflächen enthalten viele Insekten und Larven) und andererseits kurze Vegetation oder Offenbodenflächen, die die Fortbewegung der Küken erleichtert. Küken von Uferschnepfen bevorzugen hingegen blütenreiche Wiesen, welche bis in den Juli hinein nicht gemäht werden (Kentie, Hooijmeijer, Trimbos, Groen, & Piersma, 2013). Dies ist dadurch zu erklären, dass sich die Küken zunächst von Insekten ernähren, die sie von der Vegetation absammeln, und erst später wie die Altvögel auf Bodenlebewesen wie Regenwürmer umsteigen. Daher gehen ältere Küken dieser beiden Arten auch gerne auf beweideten Flächen auf Nahrungssuche, da dort die Erreichbarkeit von bodenlebenden Organismen besser ist.

Durch den Einstau im Winter werden die Wiesen unattraktiv für Kleinsäuger und somit auch für deren Prädatoren wie beispielsweise Füchse und Marderhunde (Bellebaum & Bock, 2009). Dadurch kann der Wintereinstau indirekt einen positiven Effekt für die Wiesenvögel darstellen, in dem die Vögel von einer reduzierten Prädationsrate profitieren können. Eine experimentelle Studie, in der verschiedene Einstauszenarien getestet wurden, konnte allerdings keinen Effekt auf die Prädation von Wiesenlimikolen nachweisen (Laidlaw, Smart, Smart, & Gill, 2017). Möglich wäre auch ein negativer Effekt auf den Bruterfolg von Wiesenvögeln. Wenn Kleinsäuger als Nahrung wegfallen, könnten Prädatoren vermehrt auf Wiesenvogel-Gelege und -Jungvögel ausweichen.

Eine landwirtschaftliche Nutzung der Flächen ist für Wiesenvögel unabdingbar, brachliegende Flächen werden mit zunehmendem Alter immer unattraktiver bis komplett wiesenvogeluntauglich. Durch eine Wiedervernässung von Grünland, kann es aus landwirtschaftlicher Sicht zur Förderung unerwünschter Pflanzenarten, wie Flatterbinse *Juncus effusus*, kommen. Dieser Problematik kann mit einer gezielten Mahd und anschließender Beweidung entgegengewirkt werden (Coyle, Whitehead, & Baines, 2018).

Durch den Einstau von Wasser über den Winter können Anatiden (Enten, Gänse und Schwäne) angelockt werden, dadurch können Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen entstehen. Dass starker Gänsefraß negative Auswirkungen auf Wiesenvögel haben kann, konnte in einer kürzlich publizierten Studie allerdings nicht gezeigt werden (Madsen, Marcussen, Knudsen, Balsby, & Clausen, 2019).

Die für Wiesenvögel speziell unterhaltenen Flächen können nach einiger Zeit an Attraktivität verlieren, was allerdings auch damit zusammenhängen kann, dass Prädatoren gelernt haben diese Flächen zu nutzen. Ein „Ortswechsel“ hilft den Limikolen, Prädatoren auszuweichen und somit ist ein großes Netz an geeigneten Flächen, welche möglicherweise nicht jedes Jahr genutzt werden, als Ausweichfläche wichtig (Hötker, 2015).

Management (Maßnahmen):

Ein Mosaik aus nassen/feuchten Stellen und trockenen ist entscheidend für die Nahrungsverfügbarkeit. Aus diesem Grund sind eingestaute, abgedämmte Gruppen/Blänken/Tränkekuhlen besser geeignet als Polder, da dort über den Winter die gesamte Fläche eingestaut wird (Ausden et al., 2001; N. Plum, 2005). Zu bedenken ist auch, dass die Wiederbesiedlungen durch Regenwürmer nach zu langem Anstau von Wasser sehr langsam vonstattengeht.

Ein Mosaik an Nutzungsformen ist ebenfalls vorteilhaft für Wiesenvögel: aneinandergrenzende Weiden und Mähwiesen ergeben eine heterogene Vegetationsstruktur auf der Flächenskala.

Ein Nebeneinander aus Weiden (Nahrung) und ungestörten/unbeweideten Wiesen (Brut) scheint für Kiebitze und Uferschnepfen ideal zu sein (Scheckerman, Teunissen, & Oosterveld, 2008). Auf Mähwiesen gibt es kein Problem mit Viehtritt, dafür aber zu schnell und zu dicht aufwachsende Vegetation. Im Gegensatz zum Kiebitz präferieren bei Uferschnepfen auch die Küken eher höher gewachsene Wiesen, später dann auch beweidete Flächen. Im Laufe der Saison wird die Vegetation zu dicht und die Pflanzen lignifizieren stark, dies hat eine Reduktion der Arthropodendichte zur Folge, da diese die älteren Gräser schlechter verwerten können.

Die Wiedervernässung von Grünland auf Niedermoorböden ist eine wichtige Maßnahme zur Kohlenstoffspeicherung und geht einher mit einer Verringerung des Ausgasens und einer Verlangsamung der Bodensackung, was auch im Interesse der Landwirte ist (Gambolati, Putti, Teatini, & Gasparetto Stori, 2006; Koster et al., 2020; Tanneberger et al., 2021). Eine komplette Wiedervernässung mit Nutzungsaufgabe bzw. Paludikultur, kann kontraproduktiv für Wiesenvögel sein, erscheint in Anbetracht der momentanen Klimakrise aber trotzdem förderungswürdig, da dadurch auch andere Vogelarten profitieren können.

Zur Vermeidung der Ausbreitung von Schilf- und Rohrglanzgrasbeständen empfiehlt sich eine Abflachung der Grabenränder kombiniert mit einer zaunlosen Beweidung. So kann keine Kulissenwirkung durch Schilfbestände entstehen, die sich negativ auf Wiesenvögel, vor allem bei Uferschnepfen, auswirkt.

Oberirdische Wasserableitung ist der unterirdischen Drainage vorzuziehen, da durch die gegruppte Struktur ein Mosaik von trockenen und nassen Standorten (Beete und Beet-Rücken) entstehen kann (Ausden et al., 2001).

2. Methodik und Felddaten

Die Untersuchung der insgesamt 28 Flächen, welche alle in Schleswig-Holstein liegen, wurde wie folgt durchgeführt:

- sieben festgelegte Flächen wurden jedes Jahr beprobt und dienen auch dem Bewässerungs-Experiment, das im Jahr 2020 stattfand (Tabelle 1).
- sieben weitere Flächen kommen aus dem Gesamtpool jeweils in einem Jahr dazu, sie werden während der Projektlaufzeit nur einmal beprobt (21 Flächen).

Das heißt, sieben Untersuchungsflächen wurden drei Mal beprobt und 21 jeweils ein Mal.

Tabelle 1: Gebietsübersicht der beprobten Flächen. Grün markiert sind die Flächen, welche in jedem Jahr erfasst wurden.

Nr.	Gebietsname	2019	2020	2021	Maßnahmenbeginn
1	Rickelsbüller Koog, "Ufer am großen See"		x		1984
2	Rickelsbüller Koog, neuer Polder	x	x	x	2017
3	Hauke-Haien-Koog, Nordbecken	x			1980
4	Beltringharder Koog, Nordöstliche Feuchtwiese	x	x	x	1989
5	Beltringharder Koog, Feuchtwiese Transportdamm			x	1989
6	Beltringharder Koog, Südöstliche Feuchtwiese		x		1989
7	Adenbüllerkoog	x	x	x	2001
8	Poppenbüll Ost			x	2016
9	Oldensworter Vorland			x	1991
10	Eiderästuar, Grüne Insel		x		1991
11	Eiderästuar, Nullgebiet	x			1991
12	Eiderästuar, Eiderdammfläche	x			1991
13	Eiderästuar, Dithmarscher Vorland		x		2015
14	Drager Eidervorland			x	1992
15	Alte-Sorge-Schleife, Spiljunken	x			1990
16	Alte-Sorge-Schleife, Polder Großer Mäander			x	2016
17	Alte-Sorge-Schleife, Polder Kleiner Mäander	x	x	x	2017
18	Alte-Sorge-Schleife, Ost- und Westpolder	x			2016
19	Seether Ostermoor, Südpolder	x			2015
20	Seether Ostermoor, Nordpolder	x	x	x	2016
21	Zwischen den Schloten	x			2006
22	Dellstedt			x	2013
23	Delver Koog			x	2007
24	Meggerkoog, Gemeindenaturschutzfläche	x	x	x	2005
25	Meggerkoog, Blänke Bennewitz		x		1945
26	Bergenhusen, Seekrün	x	x	x	2013
27	Hohnersee, Läusekrautwiese		x		1991
28	Hohnersee, Sumpfdotterblumenwiese		x		1991
	ANZAHL	14	14	14	

Auf jeder neuen Untersuchungsfläche wurden im März zwei Transekte (ein Nass- und ein Trockenstranekt) mit insgesamt 10 Probestpunkten definiert. Ein Trockenstranekt hatte vier Probestpunkte und war 60 m lang, ein Nasstranekt hatte sechs Probestpunkte und war 100 m lang. Alle Probestpunkte befanden sich im Abstand von 20 m zueinander (Abbildung 1), lagen aber aufgrund der Wasserflächenform nicht immer in einer Linie. Der Nasstranekt erstreckte sich zum Zeitpunkt seiner Einmessung immer von einer nassen Blänke über einen flacher werdenden Bereich hin zu einem trockenen Standort. Die Transekte der sieben Flächen, welche jedes Jahr beprobt wurden, wurden in jedem Jahr beibehalten. Die Beprobungspunkte wurden mit dem GPS eingemessen und jeweils zur Beprobung auch mit einem GPS angegangen, eine Markierung im Feld gab es nicht (feste Markierungen können Probleme mit Weidetieren oder Mäharbeiten bereiten).

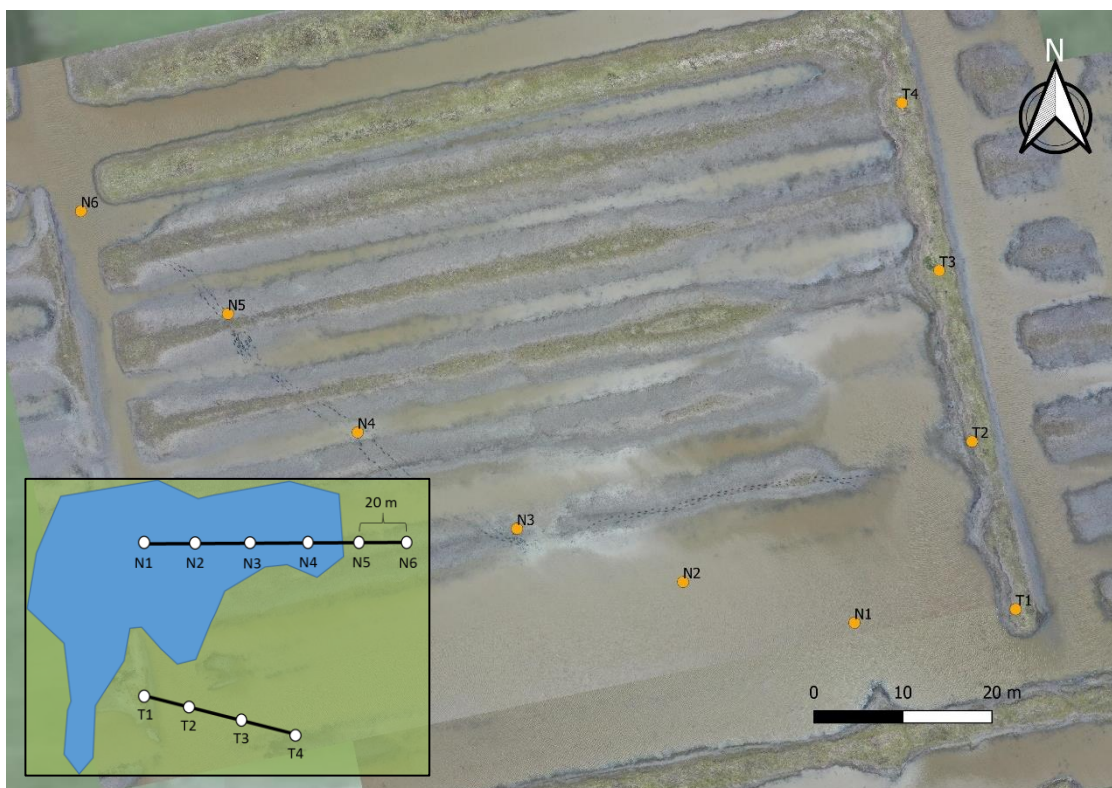


Abbildung 1: Beispielfläche (klein) mit eingestautem Bereich (blau) und den beiden Transekten (T: Trocken und N: Nass) mit den 10 Beprobungspunkten im Abstand von 20 m. Reales Beispiel (groß) aus dem Beltringharder Koog (Hintergrund: eigene Drohnenaufnahme (April 2021)) mit dem Trockenstranekt (T1-T4) und dem Nasstranekt (N1-N6).

Alle Auswertungen wurden mit dem Programm R (Version 3.6.1) durchgeführt und für die Modelle wurde das Package *lme4* benutzt (Bates, Maechler, Bolker, & Walker, 2015). Damit keine stark miteinander korrelierten Variablen zusammen in einem Modell enthalten sind, wurden die Korrelationen vorher analysiert und ab einer Korrelation von 60%, nur eine der korrelierenden Variablen im Modell integriert. Am häufigsten korrelierte das Datum mit verschiedenen Feldparametern wie Wassertemperatur, Bodentemperatur oder der Vegetationshöhe. Da die verschiedenen numerischen Variablen oft auf den unterschiedlichsten Skalen gemessen wurden, haben wir diese standardisiert (Mittelwert=0 und Standardabweichung=1), sodass eine Modellkonvergenz vereinfacht wurde. Zur Modell-Ergebnis-Evaluierung wurde eine bayesianische

Methode angewandt, mit welcher ebenfalls die 95 % Vertrauensintervalle berechnet wurden. Dazu wurden 10.000 zufällige Simulationen (Funktion *sim* des Packages *arm*, (Gelman & Su, 2015)) der Posterior-Verteilung der Modellparameter berechnet und das 2,5 % sowie das 97,5 % Quantil als unteres respektive oberes Ende des 95 % Vertrauensintervalles angenommen. Diese Simulationen erlauben auch die Berechnung der Posterior Probability (PP), die angibt wie wahrscheinlich sich zwei Mittelwerte unterscheiden, sich eine Trendlinie von Null unterscheidet oder sich zwei Trendlinien voneinander unterscheiden. Die PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100 % verschieden) annehmen. Für die detaillierte Beschreibung der Analysen-Methode kann Korner-Nievergelt et al., (2015) herangezogen werden.

a) Benthos

Von Mitte März bis Mitte Juni wurden an acht Terminen Benthosproben (Benthos stellt die „Bodenzone eines Gewässers“ dar) entnommen. Dies geschah mit Hilfe eines Benthos-Stechkastens, der eine Probengröße von 10x10 cm und 5 cm Tiefe entnimmt (Abbildung 2). Vier der sechs Probepunkte des Nasstransektes wurden beprobt (je nach Wasserstand auch weniger) und auf Nahrungstiere (Invertebraten) untersucht.

Zusätzlich zur Entnahme des Benthos wurden die Wassertiefe, der Wasser-pH-Wert (Volkraft Boden-pH-Messgerät PH-212) sowie die Wassertemperatur (Volkraft Einstich-Thermometer DET3R) gemessen.

Im Labor wurden die Proben ausgesiebt (Maschenweite 500µm) und ausgewaschen. Sämtliche Benthoslebewesen wurden aussortiert, ausgezählt und in 96%-Ethanol bis zur Biomassebestimmung konserviert.

Zur Biomassenbestimmung wurden die Proben nach 48 stündiger Trocknung bei 60°C gewogen (Trockengewicht) und danach in einem Muffelofen bei 500°C während 2h verbrannt (siehe auch Lourenço, Granadeiro, & Catry, (2018); Trockenschrank und Muffelofen von Nabertherm). Um das aschefreie Trockengewicht (Biomasse) zu erhalten, wurde die Asche (anorganische Bestandteile) vom Trockengewicht abgezogen.

Da die beiden häufigsten Organismen in den Benthosproben *Tubifex* (Schlammröhrenwürmer) und Chironomidenlarven (Zuckmückenlarven) waren, wurde die Analyse auf diese beiden fokussiert. Für die Analyse der Biomasse haben wir lineare gemischte Modelle (Linear mixed models LMM) mit einer Normalverteilung angewendet. Da dieselben Transektpunkte mehrmals im Jahr beprobt wurden und jede Fläche mehrere Messpunkte aufwies, haben wir im Modell mit „random factors“ für diese Abhängigkeit der Proben kontrolliert (gilt für alle Analysen in diesem Bericht).



Abbildung 2: Benthos-Stechkasten, eine Sonderanfertigung für dieses Projekt mit einer Volumenentnahme von 10x10x5 cm (500 cm³). Der Stechkasten wird 10 cm in den Gewässergrund hineingesteckt und mit Hilfe des seitlichen Schiebers werden die obersten 5 cm des Benthos abgetrennt und die Probe kann so entnommen werden.

b) Bodenlebewesen

An zwei Terminen, Anfang April und Mitte Mai, wurden Bodenorganismen beprobt. Mit Hilfe eines Spatens wurde eine Grassode (Breite des Spatens (20 cm), halbe Tiefe des Spatenblattes (ca. 15 cm)) ausgestochen und daraus alle Regenwürmer und Larven von Schnaken aussortiert. Um auch die in tieferen Bodenschichten lebenden Regenwürmer zu erfassen, wurde eine für die Umwelt ungiftige Senflösung (14,08 g Bio-Senfpulver in 2l Wasser verdünnt) in das ausgestochene Loch gekippt und regelmäßig während ca. 15 Minuten auf austretende Regenwürmer kontrolliert, diese abgesammelt und zur weiteren Bearbeitung ins Labor mitgenommen (Methode: vgl. Lawrence & Bowers, 2002;

Sandor, Vidican, Sandor, Stoian, & Sfechis, 2015). Bei der ersten Beprobung wurden die vier Probepunkte des Trockentransektes erfasst, während beim zweiten Durchgang zwei Punkte des Trockentransektes, sowie zwei mittlerweile ausgetrocknete Punkte des Nasstransektes erfasst wurden (je nach Austrocknungszustand der Fläche unterschiedliche Punkte). Ziel der zweiten Probe war es, aufzuzeigen, ob Bodenlebewesen nach dem Austrocknen von überstauten Bereichen vorhanden sind bzw. wieder in diese Bereiche einwandern. Auch diese Proben wurden ausgezählt und die Biomasse bestimmt (Methode siehe unter a)), da es möglich ist, dass sich die Anzahl der Regenwürmer zwischen den Gebieten bzw. Bodentypen nicht unterscheidet, deren Biomasse hingegen schon (Wiggers, van Ruijven, Schaffers, Berendse, & de Snoo, 2015).

Bei jeder Beprobung wurden ebenfalls die Vegetationshöhe, sowie an drei Stellen pro Punkt die Bodenfeuchtigkeit gemessen (HH2 Moisture Meter von Delta-T Devices mit der SM-150T Sonde). Der Mittelwert aus den drei Messungen zur Bodenfeuchtigkeit wurde anschließend für die Analyse verwendet. Mit Hilfe einer Holzscheibe (200 g, 30 cm Durchmesser), die aus 1,20 m Höhe auf die Vegetation fallen gelassen wurde, konnte die Vegetationshöhe bestimmt werden.

Wie auch bei den Benthosproben, wurde für die Biomassenanalyse der Bodenlebewesen ein lineares gemischtes Modell (Linear mixed models LMM) mit einer Normalverteilung angewandt. Da dieselben Transektpunkte mehrmals im Jahr beprobt wurden und jede Fläche mehrere Messpunkte aufwies, haben wir im Modell mit „random factors“ für die Abhängigkeit der Proben kontrolliert.

c) Epigäische Arthropoden

An fünf Terminen zwischen Mitte Mai und Mitte Juni wurden in der Vegetation lebende Arthropoden gesammelt. Beprobt wurden alle vier Punkte der Trockentransekte und sofern mindestens ein Punkt des Nasstransektes Vegetation aufwies und nicht unter Wasser stand, wurde auch dieser beprobt. Sind alle Punkte des Nasstransektes trockengefallen, wurden maximal zwei Punkte beprobt. Somit konnten maximal 420 Proben pro Jahr gesammelt werden (14 Gebiete * 5 Termine * 6 Proben), was aber aufgrund der nicht abgetrockneten Nasspunkte meist nicht erreicht wurde. Die Arthropoden wurden mit Hilfe eines umgebauten Laubsaugers (Stihl SH 56) gesammelt (nach Brook et al. 2008). Ein PVC-Rohr mit 40 cm Durchmesser diente als Probenflächenbegrenzung. Das Rohr wurde auf den Boden gestellt und die Fläche innerhalb des Rohres abgesaugt. Bei jeder Beprobung wurde ebenfalls die Bodenfeuchtigkeit (Mittelwert aus drei Messungen, HH2 Moisture Meter von Delta-T Devices mit der SM-150T Sonde), der pH-Wert und die Temperatur gemessen. Sämtliche Proben wurden aussortiert und die Anzahl an Arthropoden, welche eine Körperlänge von 4 mm oder größer aufwiesen, gezählt. Diese Beutegröße scheint für Limikolenküken die Entscheidende zu sein (Schekkerman & Beintema, 2007), da kleinere Arthropoden zu unprofitabel sind. Danach wurden die Proben nach demselben Verfahren wie in a) beschrieben vermuffelt und die Biomasse bestimmt. Da die Aussortierung dieser Saugproben sehr zeitaufwändig ist, mussten wir nach dem zweiten Jahr eine Auswahl treffen, sodass wir die Bearbeitung der Proben rechtzeitig zum Projektende abschließen konnten. Wir haben uns dafür entschieden die sieben Gebiete welche in allen drei Jahren beprobt wurden, auszuwählen (siehe Tabelle 1). Das bedeutet, dass wir 2019 alle Proben aussortiert haben (n=409), 2020 noch 70% (n=275) und 2021 nur noch 52% (n=185).

Für die Analyse der Biomasse wurden wiederum lineare gemischte Modelle (Linear mixed models LMM) mit einer Normalverteilung angewendet und für die Analyse der Anzahl an „4mm-Tierchen“

GLMM (Generalized linear mixed models) mit einer Poisson-Verteilung. Da dieselben Transektpunkte mehrmals im Jahr beprobt wurden und jede Fläche mehrere Messpunkte aufweist, wurde im Modell mit Hilfe von „random factors“ diese Abhängigkeit der Proben berücksichtigt.

d) Kartierung der Brutvögel sowie Habitatnutzung während der Nahrungssuche

In allen Gebieten sind bei mindestens sechs Kartierungsdurchgängen pro Jahr die Brutvögel erfasst worden. Die Kartierungen fanden zwischen Ende März und Mitte Juni statt. In einem Radius von etwa 100 m um die Transekte wurden die Wiesenlimikolen mit Brutzeitcode (Revieranzeigendes Verhalten) erfasst. Wurden in den Gebieten Kartierungen durch andere Leute bzw. Projekte durchgeführt, konnten wir auf diese Daten zugreifen. Die kartierte Fläche (Ausdehnung) unterscheidet sich aber zwischen den Gebieten als auch die Kartierenden, somit ist ein Gebietsvergleich auf Grundlage unserer Daten nicht möglich.

Die Habitatnutzungsbeobachtungen wurden nach einem Testlauf im ersten Jahr, eingestellt. Die Beobachtungen waren stark von der Vegetationshöhe abhängig, wobei die Entdeckung eines Vogels oder Kükens in hohem Gras gegen Null tendierte, während auf offener Fläche (kurze Vegetation, offener Boden oder Wasser) die Entdeckungswahrscheinlichkeit viel höher war. Dadurch wurden unsere Habitatnutzungsbeobachtungen stark verzerrt, indem wir zum Schluss kommen würden, es würden hauptsächlich offene Stellen mit kurzer Vegetation bevorzugt. Zwar muss diese Folgerung nicht falsch sein, ist mit simplen Beobachtungen aber nicht unabhängig zu erfassen. Auf Grund dieser Feststellung wurden die Habitatnutzungsbeobachtungen eingestellt. Um vom Beobachter unbeeinflusste Aufnahmen erhalten zu können sollten die Küken telemetriert, d. h. mit kleinen Peilsendern versehen werden, wodurch die Aufenthaltsorte der Vögel ohne Störung und ohne direkte Beobachtung bestimmt werden können (Whittingham, Percival, & Brown, 1999).

e) Drohnenaufnahmen

Mit Hilfe von Luftbildern, die mit einer Drohne (DJI Mavic 2 Pro) aufgenommen wurden, wurde der Verlauf der Austrocknung auf den Flächen im Laufe der Brutzeit dokumentiert. Monatlich wurde auf denjenigen Transektflächen, für die eine Flug-Genehmigung vorlag, ein Luftbild aufgenommen, später im GIS (Geografisches-Informationssystem, QGIS-Version 3.14.16-Pi) georeferenziert, digitalisiert und die Wasserflächengröße ausgemessen (Abbildung 3 und Abbildung 26).

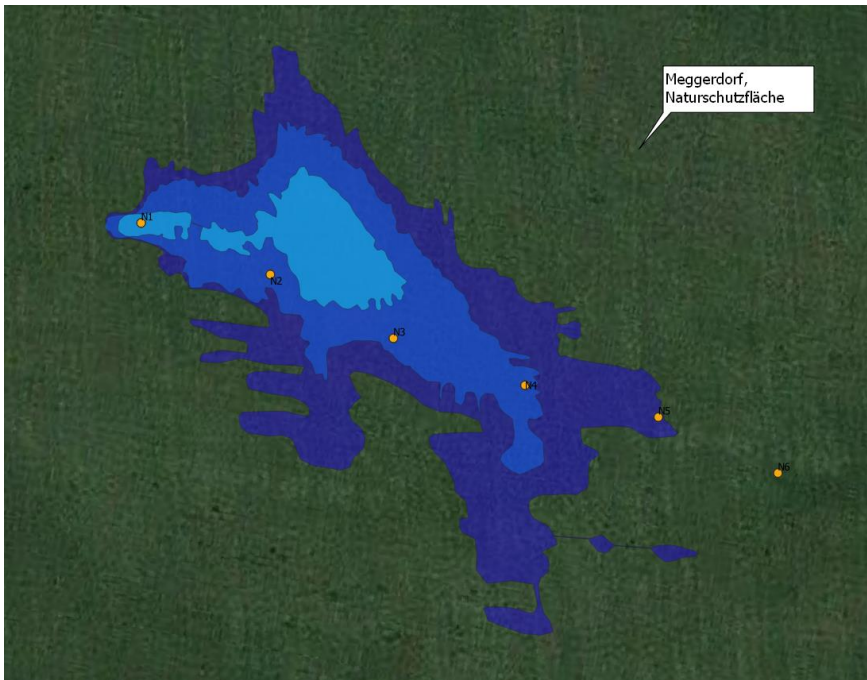


Abbildung 3: Wasserflächendarstellung (Zusammengestellt aus Drohnenaufnahmen) einer ausgewählten Untersuchungsfläche aus 2020. Der Wasserflächenverlauf von dunkelblau bis türkis (heller werdend) entspricht den vier Aufnahmezeitpunkten März-Juni. Ende Juni war auf dieser Fläche kein Wasser mehr vorhanden, deshalb ist kein 4. (Juni) - Polygon abgebildet. Die orangenen Punkte stellen die Beprobungspunkte des Nasstransektes dar. (Hintergrund: Luftbild von Google Maps).

f) Experimentelle Bewässerung, BACI Experiment

Auf den sieben Flächen, die in allen drei Jahren beprobt wurden (siehe Tabelle 1), war eine experimentelle Bewässerung für das Jahr 2020 geplant. Der Versuchsaufbau war nach der BACI-Methode (Before-After-Control-Impact) angedacht, so dass der Effekt der Bewässerung klar gedeutet werden konnte. Zwei Gebiete wurden gleich zu Beginn des Jahres als ungeeignet klassifiziert und von der experimentellen Bewässerung ausgeschlossen. Dies waren einerseits das nordöstliche Feuchtgrünland im Beltringharder Koog, das wegen seiner erhöhten Lage als „nicht bewässerbar“ klassifiziert werden musste (das Wasser würde stetig aus der Fläche herauslaufen) und andererseits der neue Polder im Rickelsbüller Koog, da dort das Wasser auch ohne Bewässerung bis Ende Juli vorhanden war. Somit blieben fünf Flächen übrig, drei im Kreis Schleswig-Flensburg (SL-FL) und zwei im Kreis Nordfriesland (NF). Die Genehmigungen für die Wasserentnahme aus angrenzenden Gräben/Vorflutern oder Flüssen wurde im Kreis SL-FL für alle drei Flächen erteilt. Da sich der Deich- und Hauptsielverband Eiderstedt nicht mit der Bewässerung im Adenbüllerkooog einverstanden erklärte, wurde kein Antrag zur Wasserentnahme gestellt und somit stand im Kreis NF nur noch das Seether Ostermoor zur Verfügung. Es konnten demnach vier Flächen mit einer mobilen Pumpe (Hüdig-Pumpe 120 m³/h oder WEL PST 100 m³/h auf einem Anhänger montiert) bewässert werden, um das Austrocknen der jeweiligen Blänken hinauszuzögern. Die Pumpzeitpunkte waren vom Austrocknungszustand der jeweiligen Fläche und des Vorhandenseins der Genehmigung seitens der unteren Wasserbehörde abhängig. In allen Gebieten wurde die maximal zulässige (beantragte) Pumpmenge pro Tag (bzw. pro Pumpaktion) genutzt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Gepumpte Wassermengen pro Gebiet und Datum.

Gebiet	Datum	Gepumpte Wassermenge [m ³]
Gemeinde Naturschutzfläche	08.04.2020	690
Kleiner Mäander, Alte-Sorge	28.04.2020	650
Kleiner Mäander, Alte-Sorge	27.05.2020	588
Seekrün, Bergenhusen	29.04.2020	660
Seekrün, Bergenhusen	30.04.2020	670
Seekrün, Bergenhusen	28.05.2020	1008
Seekrün, Bergenhusen	29.05.2020	264
Seether Ostermoor, Nordpolder	08.06.2020	684
Seether Ostermoor, Nordpolder	09.06.2020	852
Seether Ostermoor, Nordpolder	10.06.2020	732

Durch die Saugwirkung des bereits stark ausgetrockneten Bodens und das Wachstum der Pflanzen wurde das zusätzliche Wasser auf der Gemeinde Naturschutzfläche extrem schnell „aufgebraucht“ und die Blänke trocknete innerhalb von fünf Tagen auf die gleiche Größe wie vorher aus. Auf Grund dieser Erfahrung wurde auf eine weitere Pumpaktion auf dieser Fläche verzichtet.

g) Futterwertanalyse von Frischgras

Um herauszufinden ob die Überstauung im Winter einen Effekt auf die aufwachsende Vegetation und deren Futterwert hat, ernteten wir 2020 standardisierte Frischgras-Proben.

Damit vergleichbare Proben geerntet werden konnten, musste die aufwachsende Vegetation vor Fraß durch Anatiden (Gänse, Schwäne und Enten) und Weidetiere geschützt werden. Dies geschah auf den sieben ausgewählten Flächen (Nr. 2, 4, 7, 15, 18, 20 und 26 siehe Tabelle 1) mit eigens dafür konstruierten Stahlkörben (Abbildung 4), welche Anfang März installiert wurden. Die Standorte, jeweils separat für trockene und nasse Stellen, wurden zufällig mit Hilfe der in Q-GIS implementierten Funktion (Zufallspunkte) generiert. Pro Gebiet wurden 12 Körbe aufgestellt, sechs Körbe in überstauten Bereichen und sechs in trockenen Bereichen. Die Körbe schützten eine Fläche von 40x40 cm. In Gebieten, in denen nicht mit Weidetieren zu rechnen war (Erfahrung aus 2019), konnten leichtere Drahtkörbe benutzt werden. Es erfolgten jeweils ein „früher Schnitt“ (20. Mai) und ein „später Schnitt“ (17. Juni) von jeweils sechs Körben pro Gebiet (drei nass und drei trocken), d. h. es wurde die vom Korb geschützte Grasfläche per Hand bis auf den Boden hinunter „abgemäht“. Die Frischgrasproben wurden von der Agrolab GmbH, Landshut auf deren Futterwert hin untersucht. Die Analyse lieferte Daten zu 14 Futterwert-relevanten Parametern: Trockenmasse, Rohasche, Rohprotein, Rohfaser, Rohfett, NDF (Neutral-Detergenz-Faser), ADF org. (acid detergent fiber), Zucker, Cellulase-Test, ELOS (Enzymlösliche organische Substanz), nutzbares Rohprotein, ruminale N-Bilanz, ME-Rind (Metabolische Energie) und NEL (Netto-Energie-Laktation).



Abbildung 4: Graskörbe zum Schutz vor Weidetieren auf trockenen (links) und in überstauten Bereichen (rechts).

h) Vegetationsaufnahmen

Ende Juni wurde an allen zehn Probepunkten der jeweiligen 14 Untersuchungsflächen die Vegetationsstruktur erfasst. Dabei wurden die Vegetationshöhe sowie die Feuchtigkeit an drei Stellen pro Punkt gemessen. Weiterhin wurde der Anteil an Pflanzen mit landwirtschaftlichem Störpotential (inkl. Weideunkräutern) und Offenboden auf einer 2x2 m großen Fläche geschätzt (in %). Außerdem wurde der Stand der Beweidung/Nutzung erfasst (beweidet/nicht beweidet oder Mähwiese).

i) Bodenproben

Nach der Brutzeit wurden im September auf allen Flächen Bodenproben gesammelt. Es wurden Mischproben aus vier Probepunkten (2x nass und 2x trocken) je Untersuchungsfläche gebildet. Die Proben wurden mit Hilfe eines kleinen Bohrstockes (Probentiefe 20 cm) entnommen. Die Proben wurden von der Agrolab GmbH auf Körnung und Anteil organischer Bestandteile (orgSubstanz) analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 aufgelistet.

Tabelle 3: Ergebnisse der Bodenanalyse (in %, die Anteile summieren sich auf 100%). Keine Körnung beim Hohnersee, da der organische Anteil des Bodens zu hoch war. orgSubstanz: Organische Substanz.

Ort	orgSubstanz	Sandanteil	Schluffanteil	Tonanteil
Adenbüllerkooog	8.1	17.3	46.6	36.1
Alte-Sorge-Schleife, Kleiner Mäander	6.7	1.3	42.1	56.6
Alte-Sorge-Schleife, Ost- und Westpolder	11.8	7.0	42.7	50.3
Alte-Sorge-Schleife, Polder Großer Mäander	6.4	1.0	45.6	53.4
Alte-Sorge-Schleife, Spiljunken	14.0	18.1	58.8	23.1
Beltringharder Koog, Feuchtwiese Transportdamm	3.7	25.2	46.1	28.7
Beltringharder Koog, Nordöstliche Feuchtwiese	6.0	28.6	42.0	29.4
Beltringharder Koog, Südöstliche Feuchtwiese	2.9	4.0	56.3	39.7
Bergenusen, Seekrün	23.8	0.1	49.0	50.9
Dellstedt	12.2	0.1	36.8	63.1
Delver Koog	14.2	10.8	42.3	46.9
Drager Eidervorland	2.4	43.7	44.7	11.6
Eiderästuar, Dithmarscher Vorland	2.3	19.1	54.4	26.5
Eiderästuar, Eiderdammfläche	1.3	82.3	13.0	4.7
Eiderästuar, Grüne Insel	5.2	8.7	49.0	42.3
Eiderästuar, Nullgebiet	1.7	81.4	14.0	4.6
Hauke-Haien-Koog, Nordbecken	4.1	56.6	31.6	11.8
Hohnersee, Läusekrautwiese	9.2	73.2	9.0	17.8
Hohnersee, Sumpfdotterblumen-Wiese	22.0			
Meggerkoog, Blänke Bennewitz	8.7	10.2	59.5	30.3
Meggerkoog, Gemeindenaturschutzfläche	4.4	8.5	68.3	23.2
Oldensworter Vorland	3.0	34.8	51.3	13.9
Poppenbüll Ost	5.9	11.2	41.5	47.3
Rickelsbüller Koog, Neuer Polder	4.0	2.9	57.3	39.8
Rickelsbüller Koog, Ufer am großen See	2.7	52.6	25.1	22.3
Seether Ostermoor, Nordpolder	4.0	6.0	59.2	34.8
Seether Ostermoor, Südpolder	10.2	28.9	45.1	26.0
Zwischen den Schloten	8.8	13.9	52.0	34.1

3. Ergebnisse

a) Benthos

Die große Mehrheit der Benthoslebewesen bestand in allen drei Jahren aus Schlammröhrenwürmern (*Tubifex spec.*) und Zuckmückenlarven (Chironomiden, *Chironomidae spec.*). Dabei waren *Tubifex* in fast drei Viertel aller Proben (74 %) vorhanden, die Chironomiden hingegen nur in 37 %.

Die Anzahl an Chironomidenlarven scheint deutlich von der Wassertemperatur abhängig zu sein (Abbildung 5). Da die Wassertemperatur stark mit dem Datum korreliert (max. 83 %), wurde jeweils nur eine der beiden Variablen (hier das Datum) in den Modellen berücksichtigt (Modeloutput in Anhang (a)). Deshalb ist ein Datumseffekt in den Abbildungen immer auch einem Wassertemperatureffekt gleich zu setzen. Zwischen den Gebieten gibt es deutliche Unterschiede in der Anzahl an Chironomiden sowie der Wassertemperatur (siehe Anhang (a)). Die Dichten sind im Vergleich zu den Schlammröhrenwürmern meist deutlich geringer. Die Schlammröhrenwürmer scheinen nicht so stark auf eine Wassertemperaturzunahme zu reagieren wie die Chironomiden (Abbildung 5). Bei der Wassertiefe verhalten sich die beiden Organismengruppen ähnlich; Beide zeigen eine höhere Dichte, je tiefer das Wasser ist (Abbildung 6). Auch die Biomasse (aschefreies Trockengewicht, hochgerechnet auf den Quadratmeter Gewässergrund) verhält sich sehr ähnlich wie die Anzahl Individuen (Modeloutput in Anhang (a)); Es gibt eine starke Zunahme über die Saison (Abbildung 7), sowie eine positive Korrelation mit der Wassertiefe (Abbildung 8). Dies zeigt, dass Wasserflächen, die erst spät im Sommer austrocknen (oder gar nicht), als Reservoir für geeignete Wiesenvogelnahrung dienen; auch die Imagines (adulte Individuen) der Zuckmücken stellen eine geeignete Beute nicht nur für Wiesenvogelküken dar.

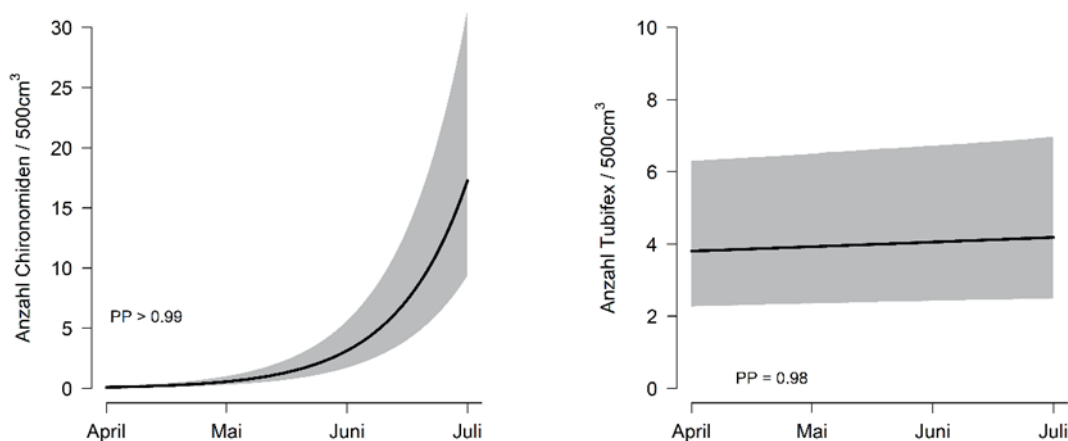


Abbildung 5: Anzahl Chironomidenlarven oder Tubifex pro 500 cm³ Gewässergrund im Verlauf über die Brutzeit der Wiesenvögel (April-Juli). Dargestellt ist eine Modellberechnung (Mittelwert: schwarze Linie, 95 % Vertrauensintervall: graue Fläche) für ein durchschnittliches Jahr (2019-2021), eine durchschnittliche Wassertiefe, einen durchschnittlichen pH-Wert, einen mittleren Anteil an organischem Boden, sowie einem durchschnittlichen Maßnahmenbeginn. Die Posterior Probability (PP) gibt die Wahrscheinlichkeit an, wie sicher die dargestellte Zu-/oder Abnahme ist. PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100 % sicher) annehmen. Modell: Biomasse ~ Wassertiefe + pH + pH² + Datum + Maßnahmenbeginn + orgSubstanz + Jahr + random factors Ort/Punkt. Chironomiden: n=233, *Tubifex*: n=461.

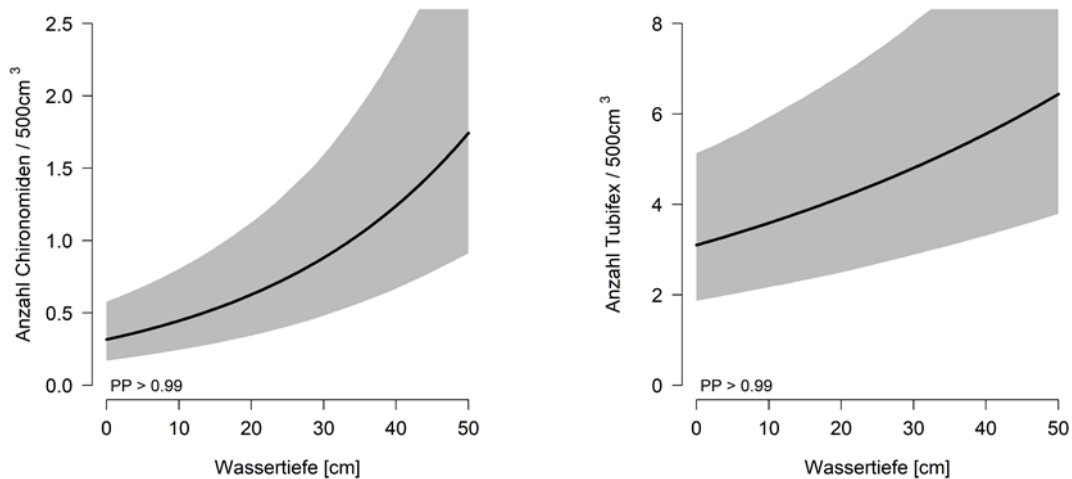


Abbildung 6: Anzahl Chironomidenlarven oder *Tubifex* pro 500 cm³ Gewässergrund je nach Wasserstand. Dargestellt ist eine Modellberechnung für ein durchschnittliches Jahr (2019-2021), ein durchschnittliches Datum, einen durchschnittlichen pH-Wert, einen mittleren Anteil an organischem Boden sowie einen durchschnittlichen Maßnahmenbeginn. Die Posterior Probability (PP) gibt die Wahrscheinlichkeit an, wie sicher die dargestellte Zu-/oder Abnahme ist. PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100 % sicher) annehmen. Modell: Biomasse ~ Wassertiefe + pH + pH² + Datum + Maßnahmenbeginn + orgSubstanz + Jahr + random factors Ort/Punkt. Chironomiden: n=233, *Tubifex*: n=461.

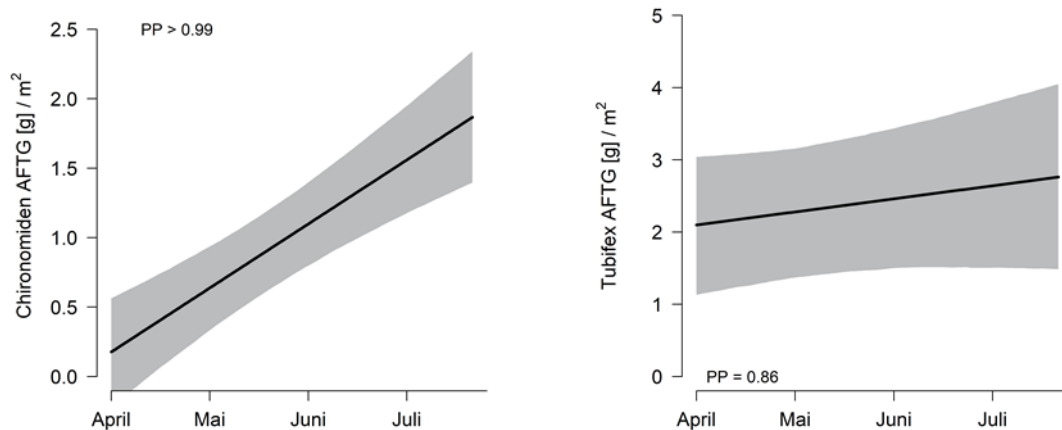


Abbildung 7: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) der Chironomiden oder *Tubifex* pro Quadratmeter Gewässergrund (in der obersten 5 cm dicken Schlammschicht) im Verlauf über die Brutzeit der Wiesenvögel (April-Juli). Dargestellt ist eine Modellberechnung für ein durchschnittliches Jahr (2019-2021), eine durchschnittliche Wassertiefe, einen durchschnittlichen pH-Wert, einen mittleren Anteil an organischem Boden, sowie einen durchschnittlichen Maßnahmenbeginn. Die Posterior Probability (PP) gibt die Wahrscheinlichkeit an, wie sicher die dargestellte Zu-/oder Abnahme ist. PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100 % sicher) annehmen. Modell: Biomasse ~ Wassertiefe + pH + pH² + Datum + Maßnahmenbeginn + orgSubstanz + Jahr + random factors Ort/Punkt. Chironomiden: n=237, *Tubifex*: n=449.

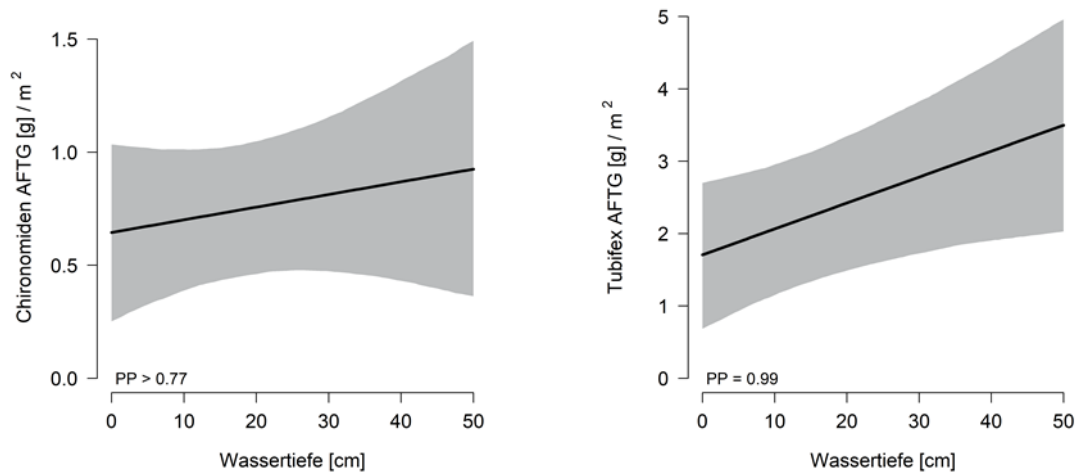


Abbildung 8: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) der Chironomiden oder *Tubifex* pro Quadratmeter Gewässergrund (in der obersten 5cm dicken Schlammschicht) je nach Wasserstand. Dargestellt ist eine Modellberechnung für ein durchschnittliches Jahr (2019-2021), ein durchschnittliches Datum, einen durchschnittlichen pH-Wert, einen mittleren Anteil an organischem Boden, sowie einem durchschnittlichen Maßnahmenbeginn. Die Posterior Probability (PP) gibt die Wahrscheinlichkeit an, wie sicher die dargestellte Zu-/oder Abnahme ist. PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100 % sicher) annehmen. Modell: Biomasse ~ Wassertiefe + pH + pH² + Datum + Maßnahmenbeginn + orgSubstanz + Jahr + random factors Ort/Punkt. Chironomiden: n=237, *Tubifex*: n=449.

Da die Einstaumaßnahmen in unterschiedlichen Jahren begannen (Tabelle 1), kann ein möglicher Langzeiteffekt der Maßnahme getestet werden. Hierbei stellen wir fest, dass die beiden Organismengruppen (Chironomiden und *Tubifex*) gegensätzlich reagieren. Die Chironomidenlarven erreichen höhere Dichten (Abbildung 9) und auch eine höhere Biomasse (Abbildung 10) je länger die Maßnahme schon besteht (bzw. ausgeführt wird). Hingegen wiesen *Tubifex* die höchsten Dichten (Abbildung 9) und die höchste Biomasse (Abbildung 10) in den erst seit kurzem eingestauten Gebieten auf.

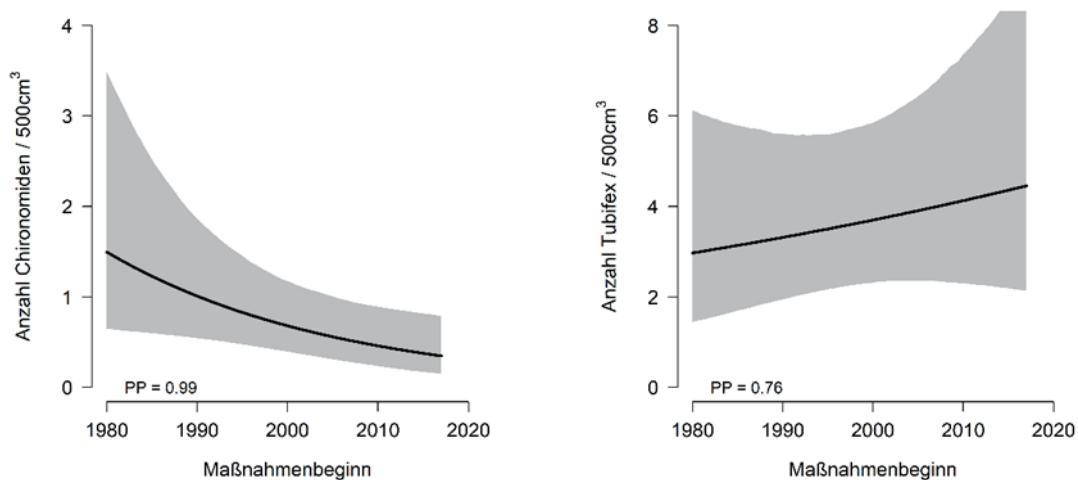


Abbildung 9: Anzahl Chironomidenlarven oder *Tubifex* pro 500 cm³ Gewässergrund dargestellt je nach Maßnahmenjahr (Beginn der Maßnahme). Dargestellt ist eine Modellberechnung für ein durchschnittliches Jahr (2019-2021), ein durchschnittliches Datum, einen durchschnittlichen pH-Wert, einen mittleren Anteil an organischem Boden, sowie eine

durchschnittliche Wassertiefe. Die Posterior Probability (PP) gibt die Wahrscheinlichkeit an, wie sicher die dargestellte Zu-/oder Abnahme ist. PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100 % sicher) annehmen. Modell: Biomasse \sim Wassertiefe + pH + pH² + Datum + Maßnahmenbeginn + orgSubstanz + Jahr + random factors Ort/Punkt. Chironomiden: n=233, *Tubifex*: n=461.

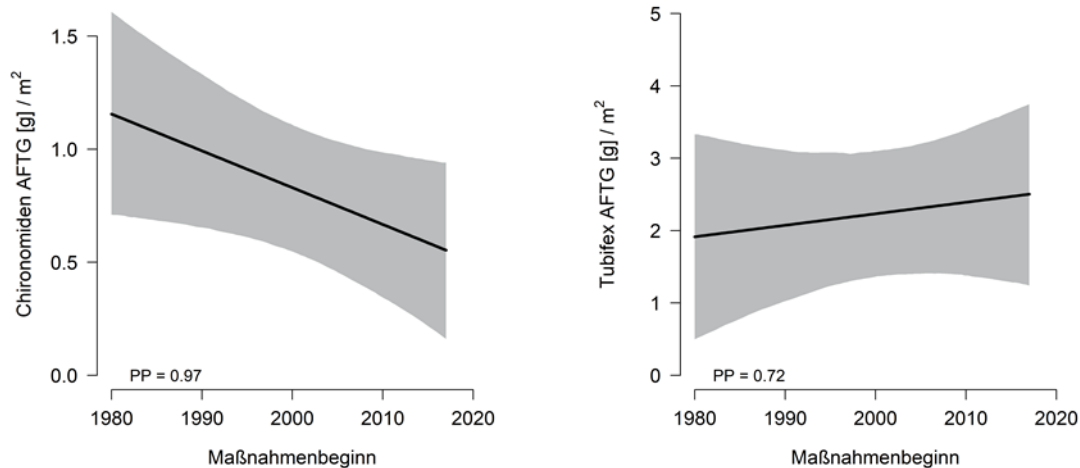


Abbildung 10: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) der Chironomiden oder *Tubifex* pro Quadratmeter Gewässergrund (in der obersten 5 cm dicken Schlammschicht) dargestellt je nach Maßnahmenjahr (Beginn der Maßnahme). Dargestellt ist eine Modellberechnung für ein durchschnittliches Jahr (2019-2021), ein durchschnittliches Datum, einen durchschnittlichen pH-Wert, einen mittleren Anteil an organischem Boden, sowie eine durchschnittliche Wassertiefe. Die Posterior Probability (PP) gibt die Wahrscheinlichkeit an, wie sicher die dargestellte Zu-/oder Abnahme ist. PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100% sicher) annehmen. Modell: Biomasse \sim Wassertiefe + pH + pH² + Datum + Maßnahmenbeginn + orgSubstanz + Jahr + random factors Ort/Punkt. Chironomiden: n=237, *Tubifex*: n=449.

b) Bodenlebewesen

In den Abbildung 11 Abbildung 12 werden die Rohdaten für die Regenwurm- und Schnakenbiomasse (Tipuliden) pro Gebiet grob zusammengefasst dargestellt. Dies erlaubt eine gewisse Einordnung der Gebiete untereinander, auch wenn trockene und nasse Bereiche bzw. verschiedene Jahre zusammen dargestellt sind. Die Tipulidenbiomasse ist deutlich geringer als die Regenwurmbiomasse, jedoch ist eine direkte Konkurrenz nicht ersichtlich. Das heißt, in Bereichen mit einem hohen Anteil an Regenwürmern können ebenfalls viele Tipuliden vorkommen.

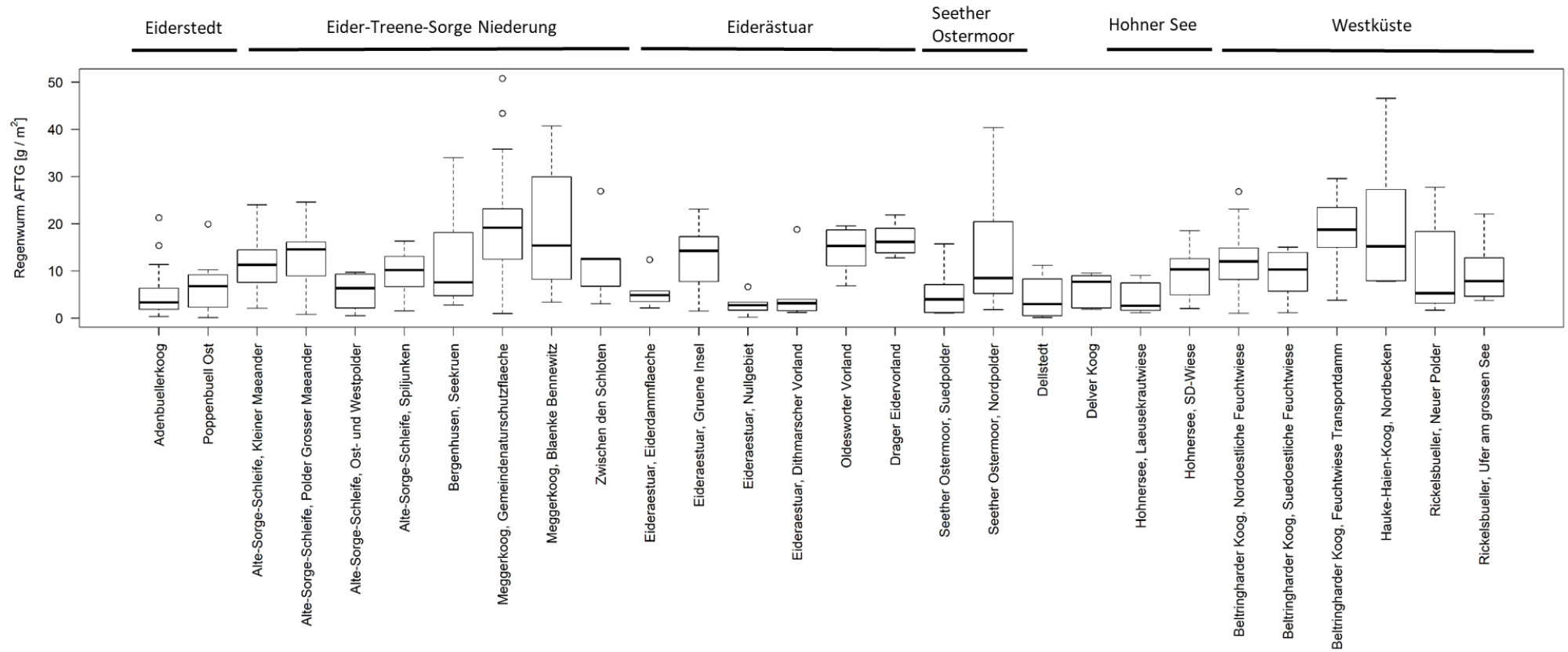


Abbildung 11: Boxplot der Regenwurmbiomasse (AFTG, Aschefreies Trockengewicht) pro Beprobungsfläche (Ort). Die erste und zweite Beprobung sind hier zusammen dargestellt, sowie die drei Jahre ebenso.

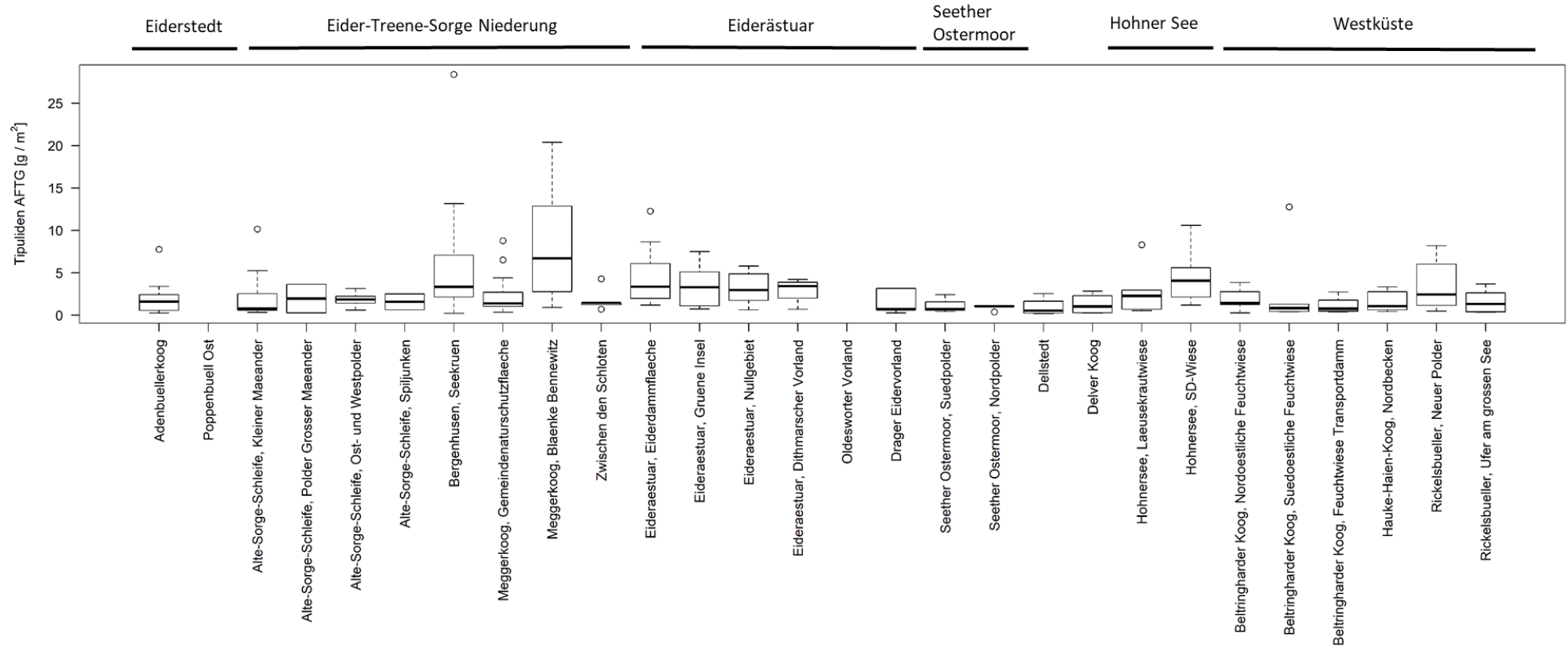


Abbildung 12: Boxplot der Tipulidenbiomasse (AFTG, Aschefreies Trockengewicht) pro Beprobungsfläche (Ort). Die erste und zweite Beprobung sind hier zusammen dargestellt, sowie die drei Jahre ebenso.

Die Regenwürmer scheinen in länger überstauten Bereichen nicht leben zu können, das zeigt sich deutlich in der Abbildung 13 (Modeloutput siehe Anhang (b)). Die Biomasse der Tipulidenlarven ist deutlich geringer als die Regenwurmbiomasse, zeigt aber eine ähnliche Reaktion auf zu nasse Bedingungen. Der Unterschied zwischen trockenen und überstauten Bereichen ist etwas geringer als bei den Regenwürmern, trotzdem gibt es mehr Tipulidenlarven auf trockenen Standorten als auf überstauten.

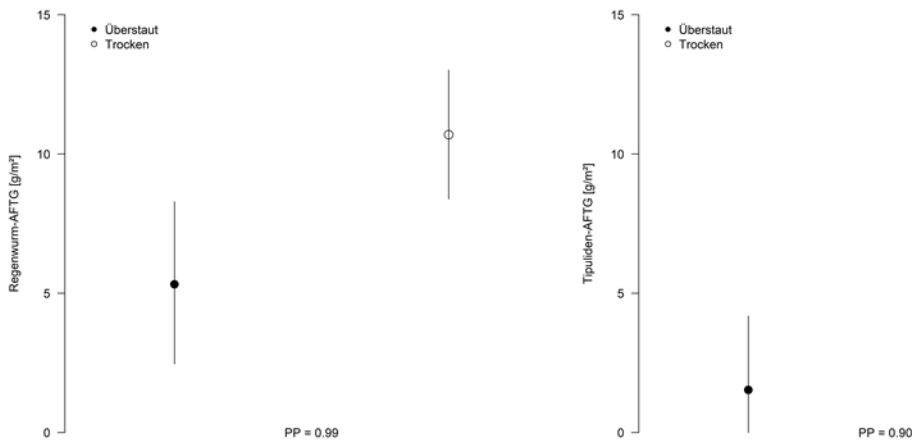


Abbildung 13: Aschefreies Trockengewicht (AFTG) von Regenwürmern und Tipulidenlarven in jeweils trockenen und überstauten Bereichen. Dargestellt sind der Mittelwert und das 95 % Vertrauensintervall für eine mittlere Bodenfeuchtigkeit und einen mittleren pH-Wert über die drei Projektjahre. Die Posterior Probability zeigt wie sicher sich die beiden Mittelwerte unterscheiden und kann Werte zwischen 0.5 und 1 annehmen. Modell: Biomasse ~ pH + Feuchtigkeit + Standort + Jahr, random factor: Ort. Regenwürmer: n=99 (71 trocken, 28 überstaut); Tipuliden: n=67 (53 trocken, 14 überstaut).

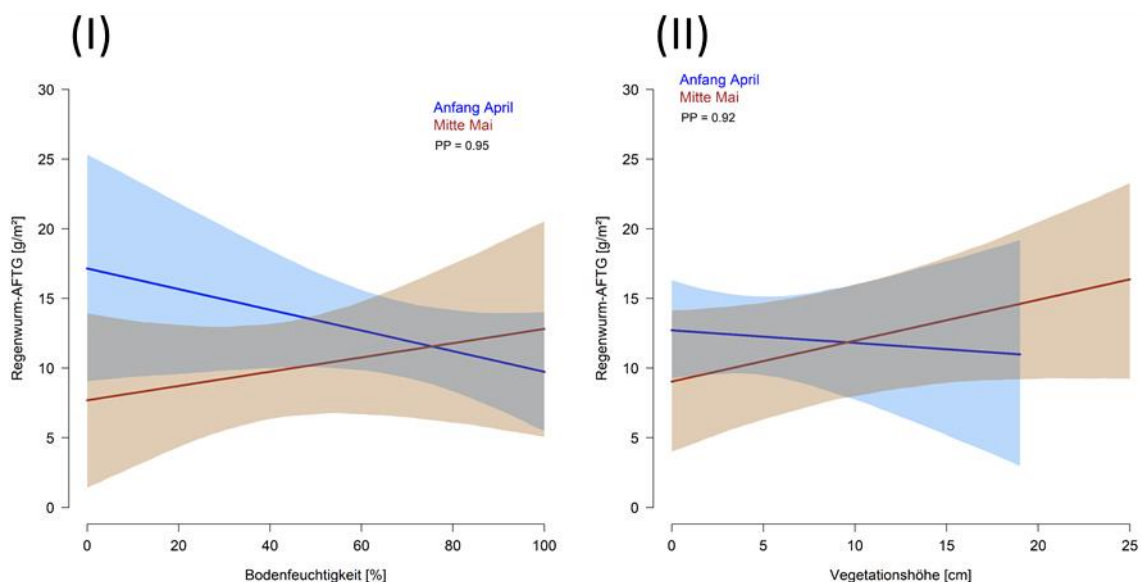


Abbildung 14: Regenwurmbiomasse (aschefreies Trockengewicht, AFTG) auf trockenen Standorten in Abhängigkeit des Beprobungszeitpunktes (April, Mai) und der (I) Bodenfeuchtigkeit, oder der (II) Vegetationshöhe. Dargestellt sind die mittlere Trendlinie sowie deren 95 % Vertrauensintervall (entsprechende Farb-Schattierung). Die Posterior Probability gibt an wie sicher sich die beiden Trendlinien (April, Mai) unterscheiden und kann Werte zwischen 0.5 und 1 annehmen. Modell: Biomasse ~ pH + Bodentemperatur + Vegetationshöhe×Beprobungszeitpunkt + Bodenfeuchtigkeit× Beprobungszeitpunkt + Jahr, random factor: Ort. n=229.

Die Regenwürmer scheinen im Frühjahr (Anfang April) die feuchteren Bereiche zu meiden, bevorzugen diese jedoch später im Jahr (Mitte Mai, Abbildung 14 (I)). Ein ähnliches Muster zeigt der Effekt der Vegetationshöhe, die Anfang April noch keine Rolle zu spielen scheint. Später im Jahr weisen die Bereiche mit höherer Vegetation jedoch eine leicht höhere Regenwurmbiomasse auf (Abbildung 14 (II)). Auch bei den Tipuliden verhält es sich ähnlich; Früh im Jahr werden trockenere Bereiche bevorzugt (Abbildung 15 (I)), später dann eher die feuchteren. Bei der Vegetationshöhe werden Anfang des Jahres die kurzrasigen Bereiche bevorzugt, wo hingegen Mitte Mai die Vegetationshöhe keine Rolle mehr spielt (Abbildung 15 (II)).

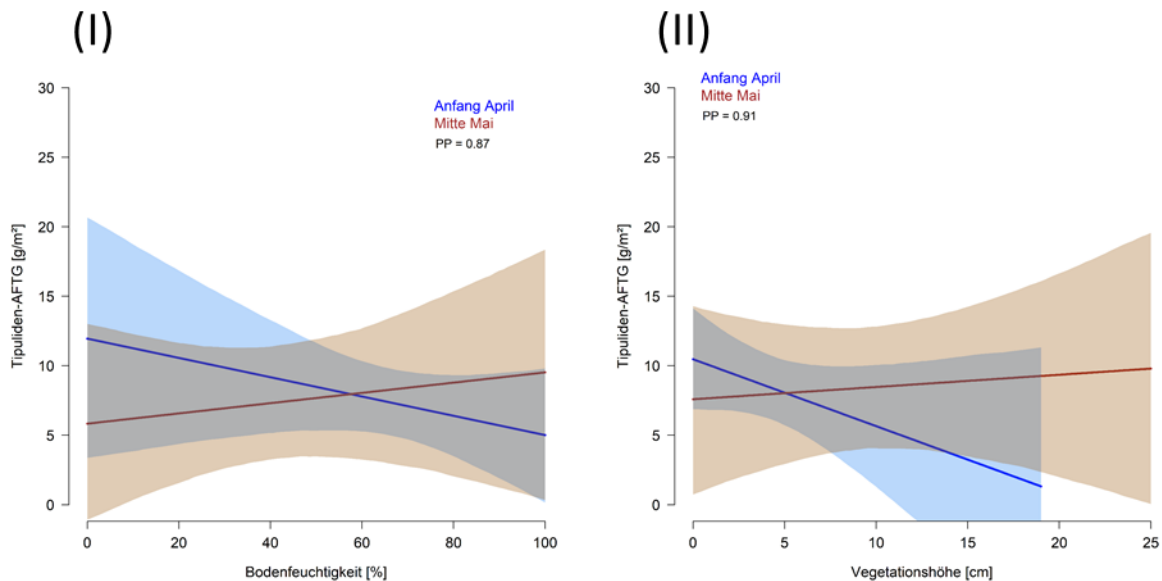


Abbildung 15: Tipulidenbiomasse (aschefreies Trockengewicht, AFTG) auf trockenen Standorten in Abhängigkeit des Beprobungszeitpunktes (April, Mai) und der (I) Bodenfeuchtigkeit, oder der (II) Vegetationshöhe. Die Posterior Probability gibt an wie sicher sich die beiden Trendlinien (April, Mai) unterscheiden und kann Werte zwischen 0.5 und 1 annehmen. Modell: Biomasse \sim pH + Bodentemperatur + Vegetationshöhe \times Beprobungszeitpunkt + Bodenfeuchtigkeit \times Beprobungszeitpunkt + Jahr, random factor: Ort. n=160.

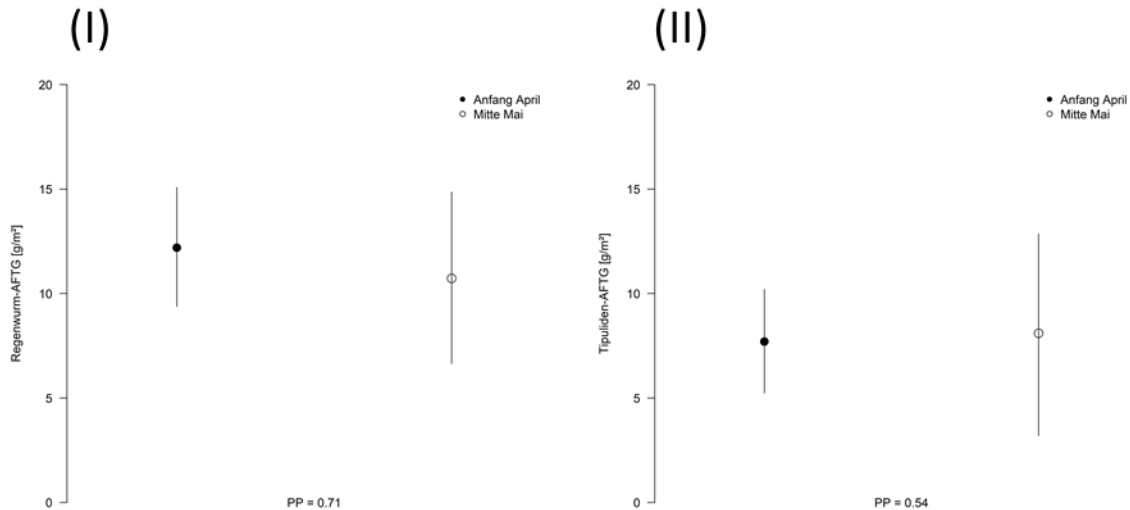


Abbildung 16: Biomasse (aschefreies Trockengewicht, AFTG) von (I) Regenwürmern und (II) Tipulidenlarven zu den zwei Beprobungszeitpunkten (Anfang April und Mitte Mai) auf trockenen Standorten. Dargestellt sind die Modell-Mittelwerte mit dem entsprechenden 95 %-Vertrauensintervall und der Posteriorprobability (PP), die angibt wie klar der Unterschied zwischen den beiden Beprobungszeitpunkten ist. Die Posteriorprobability kann Werte zwischen 0.5 und 1 annehmen. Modell: Biomasse \sim pH + Bodentemperatur + Vegetationshöhe \times Beprobungszeitpunkt + Bodenfeuchtigkeit \times Beprobungszeitpunkt + Jahr, random factor: Ort. Regenwürmer: n=229, Tipuliden: n=160.

Die Unterschiede in der Biomasse zwischen der ersten und der zweiten Beprobung sind relativ gering. Bei den Regenwürmern nimmt die Biomasse zwischen April und Mai leicht ab, bei den Tipuliden bleibt sie in etwa gleich (Abbildung 16).

Eine Modellberechnung unter Berücksichtigung der Bodencharakteristik (organischer Anteil oder Sandanteil) ergab keine starke Abhängigkeit der Regenwurmbiomasse, daher wurden diese Parameter nicht mitberücksichtigt. Beide Parameter, organischer Anteil sowie der Sandanteil, hatten einen negativen Effekt auf die Biomasse. Die Bodenparameter sind stark vom Ort (Probefläche) abhängig (Das Eiderästuar korreliert beispielsweise stark mit dem Sandanteil (Tabelle 3), siehe auch Abbildung 11), daher wird indirekt in den berechneten Modellen auch leicht dafür kontrolliert, da der Ort jeweils als „random Factor“ in den Modellen mit berücksichtigt wird.

Bei den Tipuliden sieht es etwas anders aus, der Sandanteil ist mit der Tipulidenbiomasse ebenfalls negativ, der organische Anteil im Boden hingegen positiv korreliert.

c) Epigäische Arthropoden

Es zeigte sich, dass auf überstauten Flächen im Vergleich zu trockenen Standorten im Jahr 2019 und 2021 die Arthropodenbiomasse leicht erhöht war, in 2020 jedoch gerade umgekehrt (Abbildung 17; Modeloutput in Anhang (c)). Das Jahr 2020 scheint ein etwas spezielles Jahr gewesen zu sein, die überstauten Bereiche zeigten bis zur dritten Beprobung keinen saisonalen Anstieg der Arthropodenbiomasse, die trockenen Punkte jedoch schon.

Die Biomasse der Arthropoden nimmt grundsätzlich über die Saison zu, in gewissen Jahren konnte aber gegen Ende der Beprobungen wieder einen leichten Abfall festgestellt werden (Abbildung 18 und Abbildung 19). Ein Vergleich zwischen den Gebieten ist hier nicht zielführend, eine Übersicht ist aber im Anhang (c) zu finden (siehe auch Diskussion).

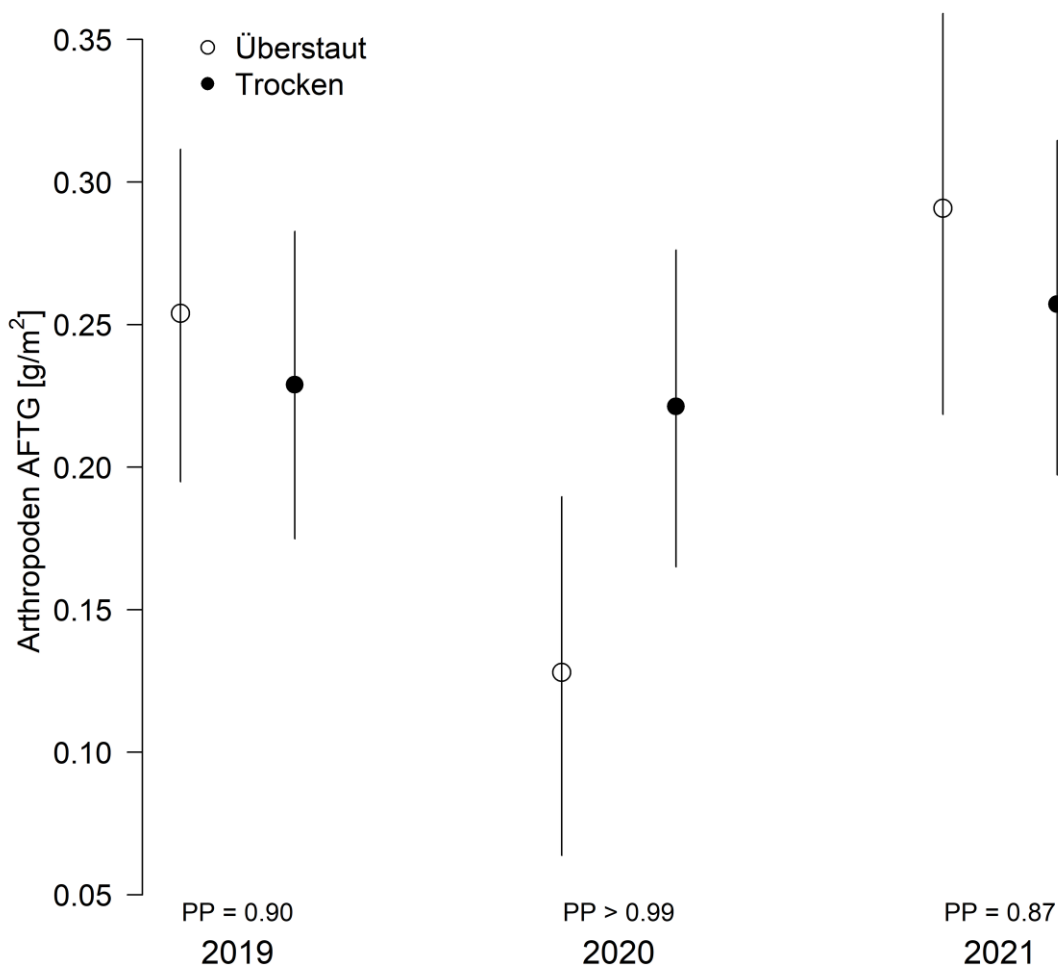


Abbildung 17: Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht) in Gramm pro Quadratmeter für überstaute und trockene Standorte, aufgetrennt nach Projektjahr. Die Posterior Probability (PP) gibt an wie wahrscheinlich der Unterschied zwischen überstaute und trockenen Standorten ist und kann Werte zwischen 0,5 und 1 annehmen. Modell: Biomasse \sim Zustand \times Jahr + random factors Ort/Punkt + Runde. Stichprobengrößen (n): 2019: 129 nass, 280 trocken; 2020: 82 nass, 193 trocken; 2021: 47 nass, 122 trocken.

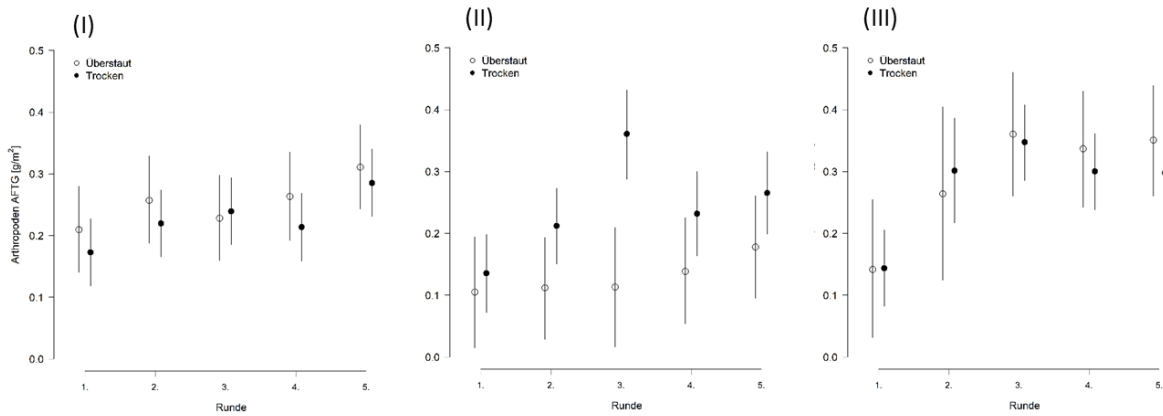


Abbildung 18: Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht) in Gramm pro Quadratmeter für überstaute und trockene Standorte der fünf Beprobungen pro Saison (Mittelwerte und deren 95 % Vertrauens-Intervall, (I) 2019, (II) 2020 und (III) 2021). Jahresspezifisches Modell: Biomasse ~ Runde × Zustand + random factors Ort/Punkt.

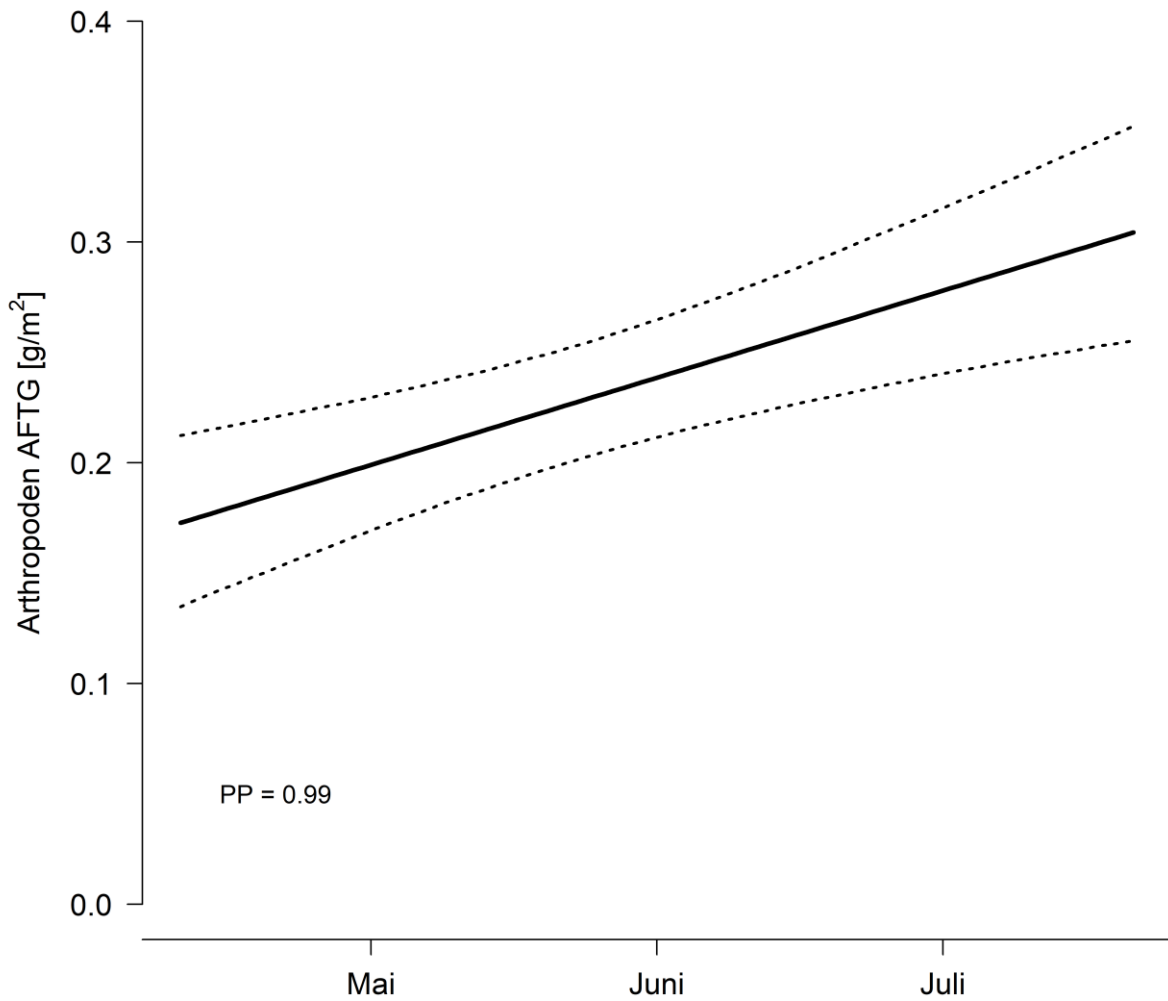


Abbildung 19: Darstellung der Arthropodenbiomasse-Zunahme (aschefreies Trockengewicht, AFTG) über die Saison. Dargestellt ist der Mittelwert mit dem entsprechenden 95 % Vertrauensintervall (gestrichelte Linien) für eine mittlere

Vegetationshöhe, eine mittlere Bodenfeuchtigkeit, ein durchschnittliches Jahr und einen Trockenransekttyp. Modell: Biomasse ~ Datum + Zustand + Vegetationshöhe + Feuchtigkeit + Jahr + random factors Ort/Punkt. n=869.

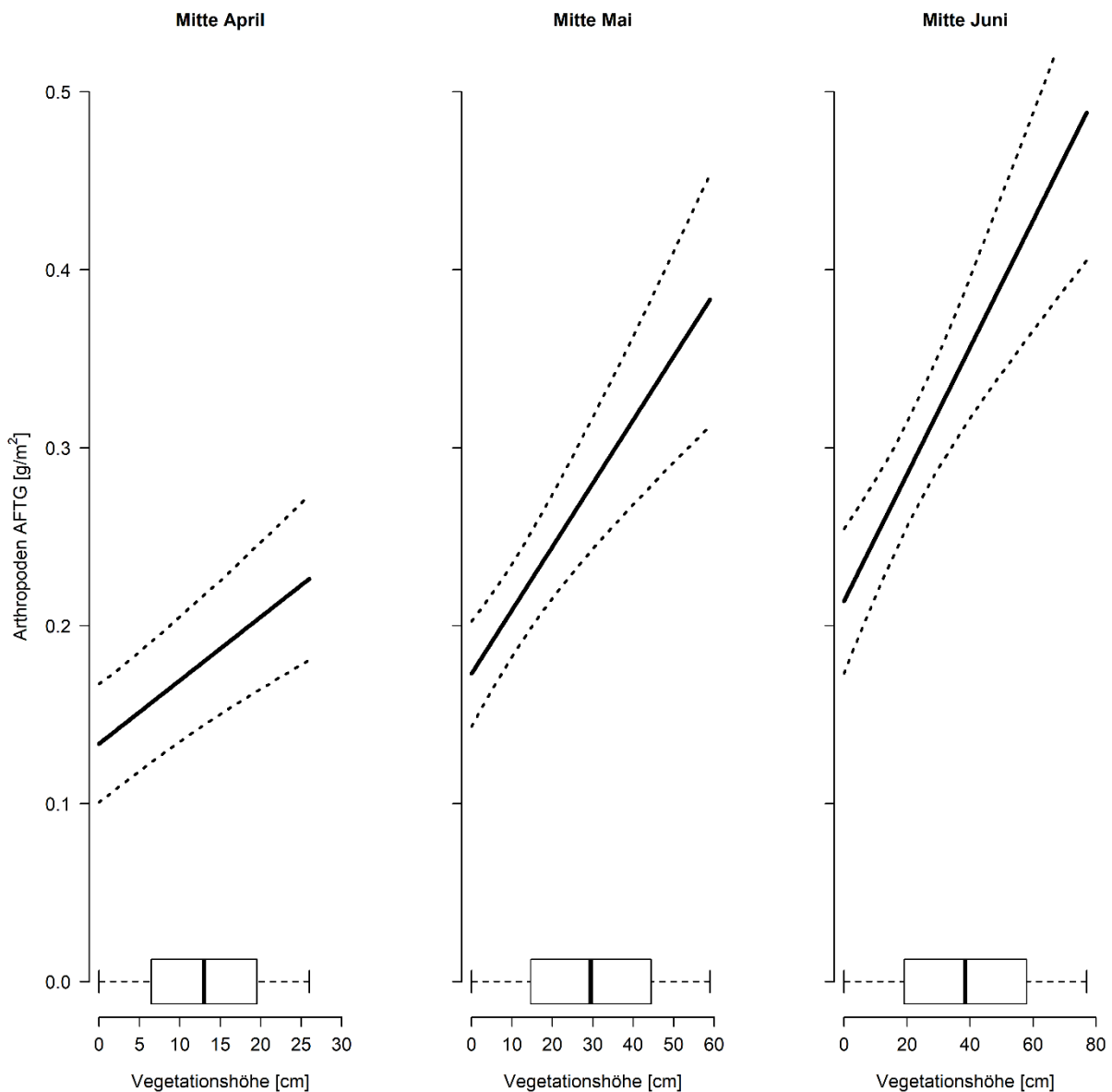


Abbildung 20: Zusammenhang zwischen der Vegetationshöhe (für das Mittel über die drei Jahre und für eine mittlere Feuchtigkeit) und der Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht) pro Quadratmeter für drei ausgewählte Zeitpunkte (Mitte April, Mitte Mai und Mitte Juni), unabhängig vom Transekt-Typ (dargestellter Zustand: trocken). Die ausgezogene Linie gibt den Mittelwert an und die beiden gestrichelten Linien stellen das 95 % Vertrauensintervall dar. Der Boxplot stellt die Vegetationshöhe zum jeweiligen Datum dar (Median: dicke Linie). Modell: Biomasse ~ Datum + Zustand + Vegetationshöhe + Feuchtigkeit + Jahr + random factors Ort/Punkt. n=869.

Die Vegetationshöhe nimmt im Laufe der Saison zu und wirkt sich positiv auf die Arthropodenbiomasse aus (Abbildung 20). Doch auch innerhalb eines gewissen Zeitraumes ist die Biomasse in hoher Vegetation höher als in niedrigerer Vegetation (Abbildung 20). Eine Analyse mit einem quadratischen Effekt der Vegetationshöhe (nicht dargestellt) zeigte, dass die Biomasse leicht abnimmt, wenn die Vegetation zu hoch aufwächst. Dies könnte ein methodischer Effekt sein, da mit der „Saugtechnik“ in zu dichter Vegetation schlechter beprobt werden kann als in kürzerer Vegetation. Die

Bodentemperatur ist stark mit dem Datum korreliert und hat daher den gleichen Effekt auf die Arthropodenbiomasse (Abbildung 19).

Die Bodenfeuchtigkeit scheint hingegen keine große Rolle zu spielen, da die Arthropodenbiomasse mit zunehmender Bodenfeuchtigkeit nur leicht zunimmt (Abbildung 21). Generell nimmt die Bodenfeuchtigkeit über die Saison leicht ab.

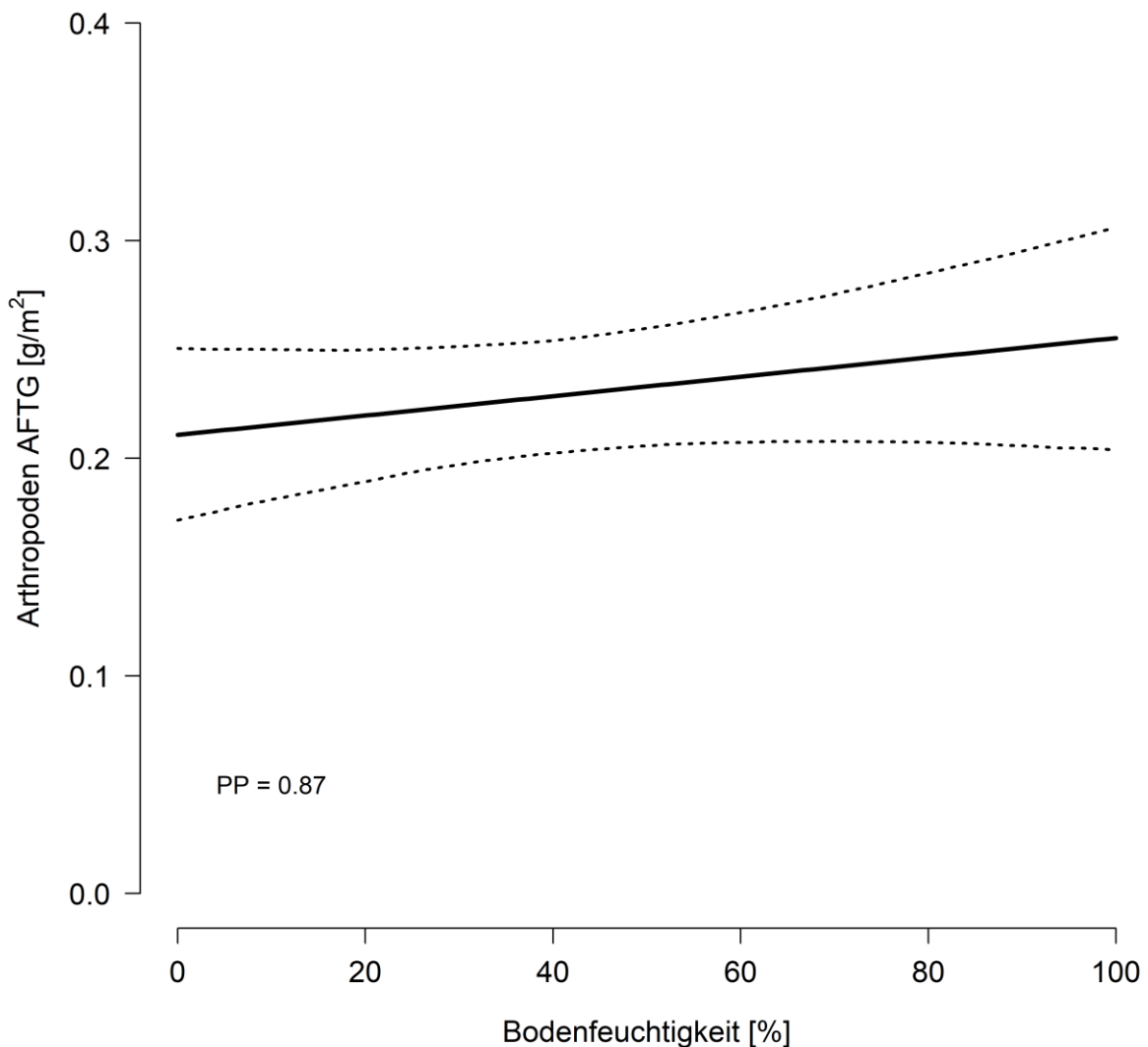


Abbildung 21: Zusammenhang zwischen der Bodenfeuchtigkeit (für das Mittel über die drei Jahre und für eine mittlere Vegetationshöhe und ein mittleres Datum) und der Arthropodenbiomasse (AFTG: Aschefreies Trockengewicht) pro Quadratmeter, unabhängig vom Transekt-Typ (dargestellter Zustand: trocken). Die ausgezogene Linie gibt den Mittelwert an und die beiden gestrichelten Linien stellen das 95 % Vertrauensintervall dar. Die Posterior Probability (PP) gibt die Wahrscheinlichkeit an, wie sicher die Zunahme ist. PP kann Werte zwischen 0.5 (kein Unterschied) und 1 (100 % verschieden) annehmen. Modell: Biomasse ~ Datum + Zustand + Vegetationshöhe + Feuchtigkeit + Jahr + random factors Ort/Punkt. n=869.

Bei Arthropoden welche eine Körperlänge ≥ 4 mm aufwiesen (der Einfachheit halber als 4 mm-Tierchen bezeichnet) zeigte sich ein ähnliches Resultat wie bei der Biomasse. Allerdings stellen die Ergebnisse aus 2020 keinen extremen Gegensatz zu den anderen beiden Untersuchungsjahren dar (Abbildung 22). Der Unterschied zwischen den Jahren ist sehr gering, in den Jahren 2019 und 2020 war die Anzahl an

4 mm-Tierchen auf den trockenen Standorten etwas höher, in 2021 gab es mehr auf den überstauten Standorten.

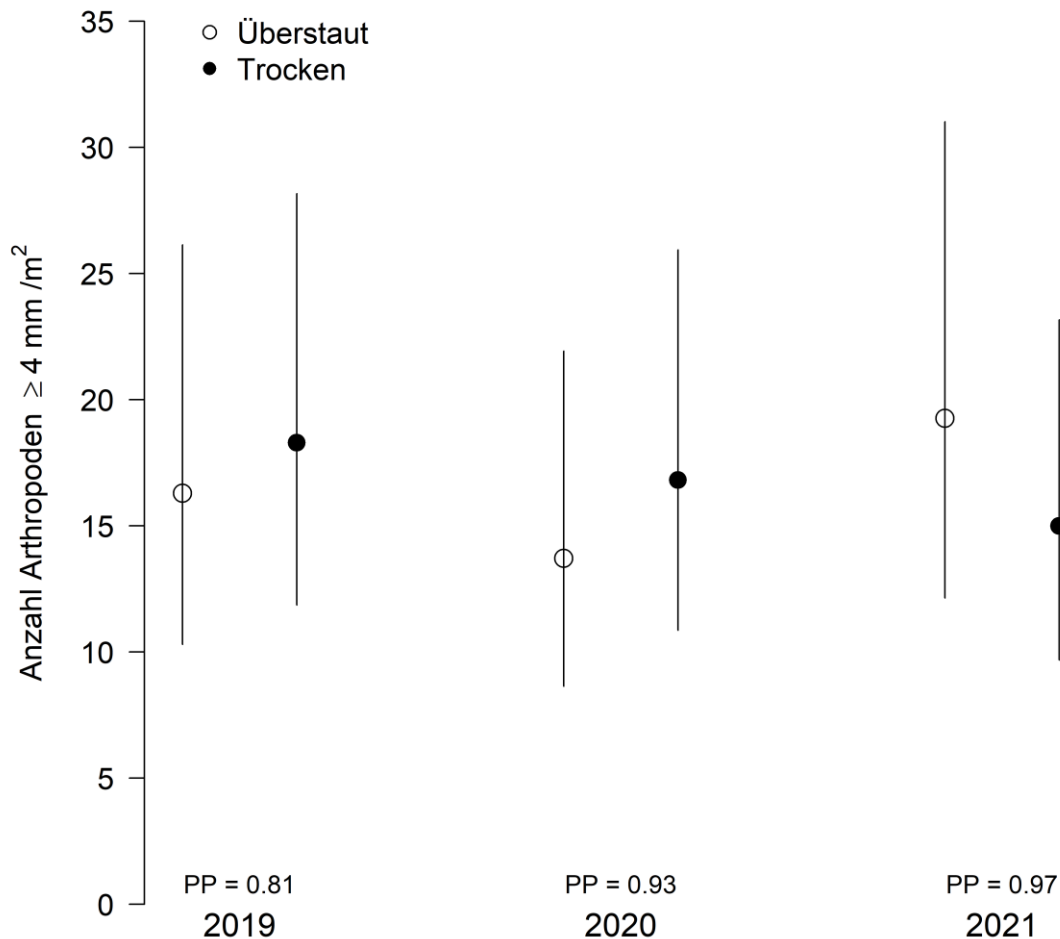


Abbildung 22: Anzahl an 4mm-Tierchen je nach Standort und Jahr. Dargestellt sind die Mittelwerte mit dem jeweiligen 95 % Vertrauensintervall. Die Posterior Probability (PP) gibt an wie wahrscheinlich der Unterschied zwischen überstauten und trockenen Standorten (innerhalb eines Jahres) ist und kann Werte zwischen 0.5 und 1 annehmen. Modell: Anzahl 4mm-Tierchen \sim Zustand \times Jahr + random factors Ort/Punkt + Runde. Stichprobengrößen: 2019: n=324; 2020: n=198; 2021: n=139.

Wenn man die Jahre einzeln betrachtet und die einzelnen Beprobungen nicht mehr zusammenfasst, gewinnt man einen Eindruck von der saisonalen Entwicklung (Abbildung 23). Grundsätzlich ist eine Zunahme an 4mm-Tierchen über die Saison in allen drei Jahren zu erkennen. In 2019 gab es gegen Ende der Saison mehr 4mm-Tierchen in überstauten Bereichen als in trockenen. Ähnlich wie bei der Biomasse ist 2020, ein stark verzögerter Anstieg an 4 mm-Tierchen in überstauten Bereichen festzustellen. 2021 war wiederum sehr ähnlich zu 2019 mit teilweise deutlich mehr 4 mm-Tierchen in überstauten Bereichen im Vergleich zu trockenen Standorten.

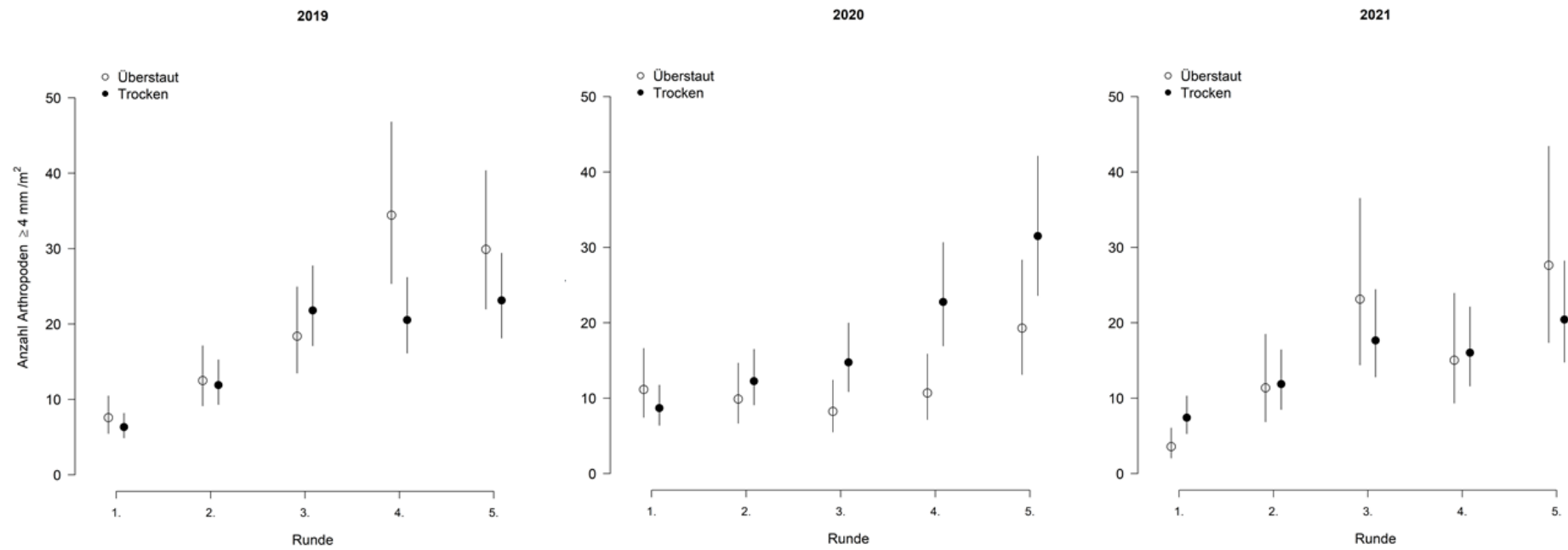


Abbildung 23: Anzahl 4mm-Tierchen pro Quadratmeter für überstaute und trockene Standorte der fünf Beprobungen pro Saison (Mittelwerte und deren 95 % Vertrauens-Intervall, für die Jahre 2019-2021). Jahrspezifisches Modell: Biomasse \sim Runde \times Zustand + random factors Ort/Punkt.

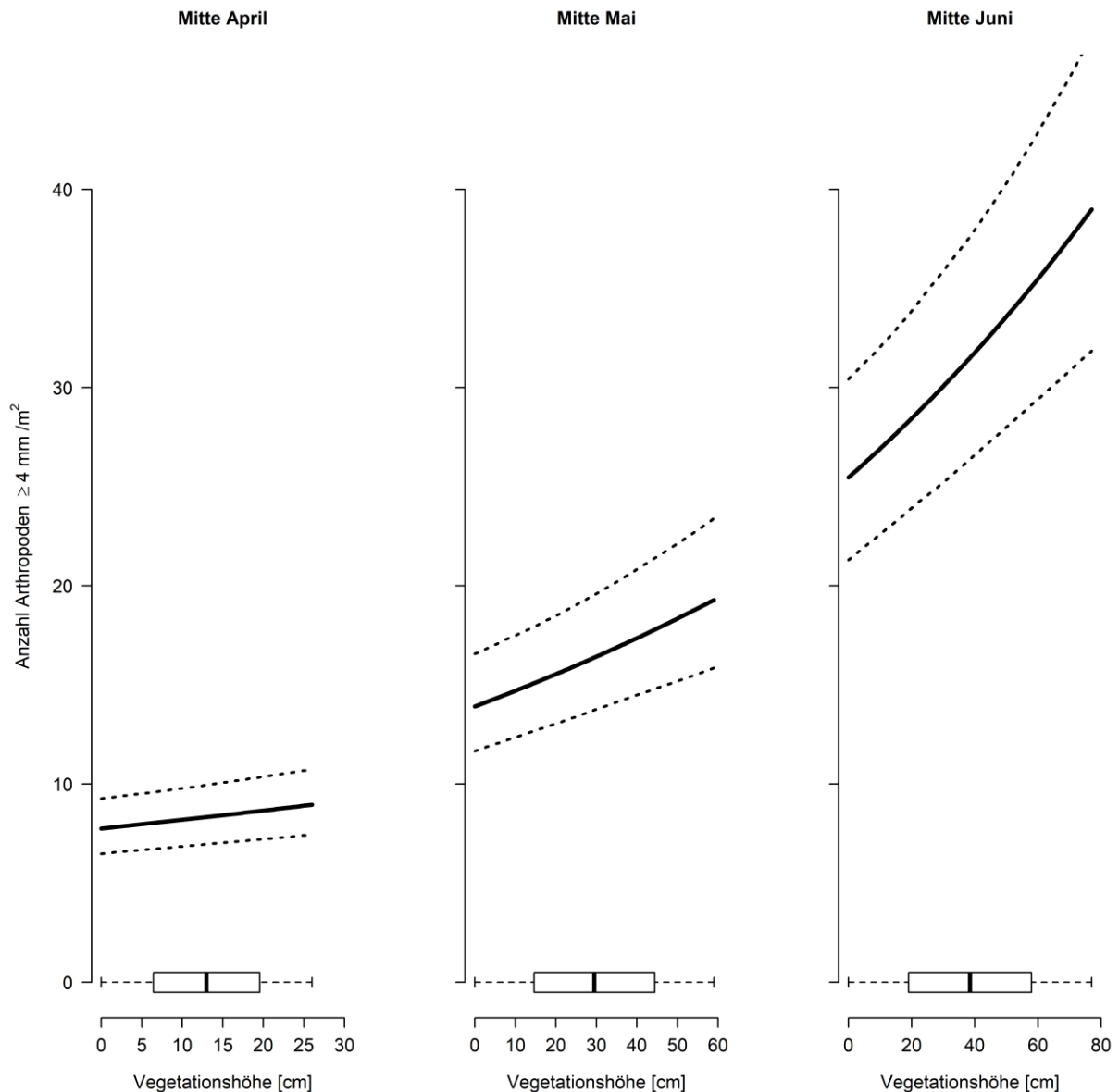


Abbildung 24: Zusammenhang zwischen der Vegetationshöhe (für das Mittel über die drei Jahre und für eine mittlere Feuchtigkeit) und der Anzahl 4mm-Tierchen pro Quadratmeter für drei ausgewählte Zeitpunkte (Mitte April, Mitte Mai und Mitte Juni), unabhängig vom Transekt-Typ (dargestellter Zustand: trocken). Die ausgezogene Linie gibt den Mittelwert an und die beiden gestrichelten Linien stellen das 95% Vertrauens-Intervall dar. Der Boxplot in den Abbildungen stellt die Vegetationshöhe zum jeweiligen Datum dar (Median: dicke Linie). Modell: Biomasse \sim Datum + Zustand + Vegetationshöhe + Feuchtigkeit + Jahr + random factors Ort/Punkt. $n=661$.

Die Vegetationshöhe sowie auch die Anzahl an 4 mm-Tierchen/m² nehmen über die Saison zu (Abbildung 24 und Abbildung 25). Auch innerhalb eines gewissen Zeitpunktes in der Saison weisen Flächen mit höherer Vegetation mehr 4 mm-Tierchen auf als Flächen mit geringerer Aufwuchshöhe. Dieser Effekt wird gegen Ende der Saison deutlich stärker als zu Beginn der Saison. Die Bodenfeuchtigkeit hatte keinen Effekt auf die Anzahl an 4 mm-Tierchen.

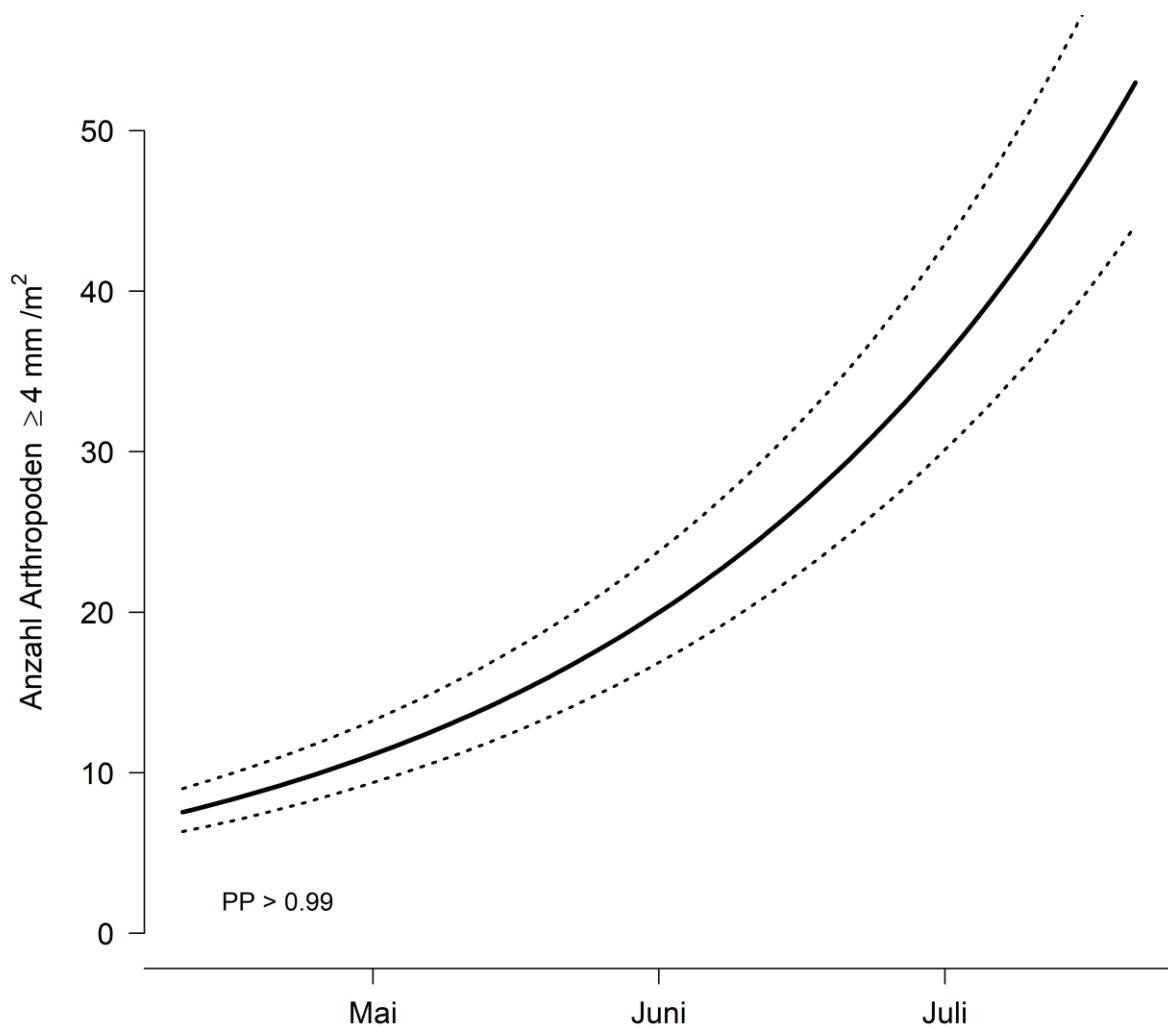


Abbildung 25: Darstellung der Zunahme von 4mm-Tierchen über die Saison. Dargestellt ist der Mittelwert mit dem entsprechenden 95 % Vertrauensintervall (gestrichelte Linien) für eine mittlere Vegetationshöhe, eine mittlere Bodenfeuchtigkeit, ein durchschnittliches Jahr und einen Trockenansektpunkt. Modell: Biomasse ~ Datum + Zustand + Vegetationshöhe + Feuchtigkeit + Jahr + random factors Ort/Punkt. n=661.

d) Kartierungen der Brutvögel

Mit einer Ausnahme (siehe Tabelle 4) wurden auf allen untersuchten Flächen mindestens ein Brutvogelrevier einer Limikolenart kartiert. Kiebitz und Rotschenkel waren die am häufigsten vorkommenden Arten, die höchste Anzahl an Revieren hat der Säbelschnäbler als Koloniebrüter im Rickelsbüller Koog erreicht. Die Besiedelung dieser Fläche fand erst 2020 statt. Die Anzahl an Revierpaaren gibt keine Aussage darüber, wie gut der Bruterfolg war, so erkennt man beispielsweise keinen deutlichen Unterschied zwischen den Jahren 2019 (Feldmausgradationsjahr) und 2020, obschon sich die Jahre stark im Bruterfolg unterschieden (Pers. Mitteilungen aus anderen Projekten).

Tabelle 4: Brutvogelreviere der Wiesenlimikolen über die drei Projektjahre 2019-2021. Kartierte Flächengröße sowie Kartierende ändern sich zwischen den Gebieten und Jahren.

Jahr	Ort	Kiebitz	Bekassine	Uferschnepfe	Brachvogel	Rotschenkel	Austernfischer	Flussregenpfeifer	Sandregenpfeifer	Seeregenpfeifer	Säbelschnäbler	Anzahl_Reviere	Anzahl_Arten
2019	Adenbüllerkoog	4		1			1					6	3
2019	Alte-Sorge-Schleife, Kleiner Mäander	3				2		1				6	3
2019	Alte-Sorge-Schleife, Ost- und Westpolder	3				2		1				6	3
2019	Alte-Sorge-Schleife, Spiljunken	6				1						7	2
2019	Beltringharder Koog, Nordöstliche Feuchtwiese	14				1	1		5		1	22	5
2019	Bergenhusen, Seekrön	2				1						3	2
2019	Eiderästuar, Eiderdammfläche	2				1						3	2
2019	Eiderästuar, Nullgebiet					1						1	1
2019	Hauke-Haien-Koog, Nordbecken	5				2						7	2
2019	Meggerkoog, Gemeindenaturschutzfläche	1		2	1							3	2
2019	Rickelsbüller Koog, Neuer Polder	2				1						3	2
2019	Seether Ostermoor, Nordpolder	4	1	1		3						9	4
2019	Seether Ostermoor, Südpolder	4	4			3						11	3
2019	Zwischen den Schloten	7										7	1
2020	Adenbüllerkoog	3					1					4	2
2020	Alte-Sorge-Schleife, Kleiner Mäander	2						1				3	2
2020	Beltringharder Koog, Südöstliche Feuchtwiese	13				1	1		1	1		17	5
2020	Beltringharder Koog, Nordöstliche Feuchtwiese	25					1		4			30	3
2020	Bergenhusen, Seekrön	4	1			2						7	3
2020	Eiderästuar, Dithmarscher Vorland	2				4	1					7	3
2020	Eiderästuar, Grüne Insel	8					1					9	2
2020	Hohnersee, Läusekrautwiese	1										1	1
2020	Hohnersee, Sumpfdotterblumen-Wiese	2										2	1
2020	Meggerkoog, Blänke Bennewitz											0	0
2020	Meggerkoog, Gemeindenaturschutzfläche	1		3								4	2
2020	Rickelsbüller Koog, Neuer Polder	1					1				80	82	3
2020	Rickelsbüller Koog, Ufer am großen See	9					1					10	2
2020	Seether Ostermoor, Nordpolder	5	3	1		3						12	4
2021	Adenbüllerkoog	4					1					5	2
2021	Poppenbüll Ost	13		4		1	1				11	30	5
2021	Alte-Sorge-Schleife, Kleiner Mäander	3										3	1
2021	Alte-Sorge-Schleife, großer Mäander	5				1						6	2
2021	Beltringharder Koog, Transportdamm	19		1		7	2		4	2	1	36	7
2021	Beltringharder Koog, Nordöstliche Feuchtwiese	12				1	1		4	3		21	5
2021	Bergenhusen, Seekrön	3	1			1						5	3
2021	Oldensworter Vorland	1										1	1
2021	Drage	2					1					3	2
2021	Dellstedt	2										2	1
2021	Delve	2	1									3	2
2021	Meggerkoog, Gemeindenaturschutzfläche	2		3	1							6	3
2021	Rickelsbüller Koog, Neuer Polder	1					1				50	52	3

e) Wasserfläche und Wassertiefe

Wie in Abbildung 26 für das Jahr 2020 zu erkennen ist, nahm die offene Wasserfläche in den meisten Gebieten zwischen März und April deutlich ab und trocknete zum Juni hin aus (BHK nordöstliches Feuchtgrünland, Abnahme zwischen März und April: >90 % Wasserflächenverlust, Bergenhusen Seekrön, Abnahme zwischen März und April: 75 % Wasserflächenverlust). Zu berücksichtigen ist, dass die Gebiete untereinander nicht (absolut) verglichen werden können, da nicht in jedem Untersuchungsgebiet – aufgrund der unterschiedlichen Ausdehnung der Wasserflächen – die gleiche Fläche rund um den Nasstransect dokumentiert wurde. Lediglich innerhalb der Gebiete, zwischen den Aufnahmezeitpunkten können Vergleiche stattfinden. Im Vergleich zu 2019 (siehe Anhang (d)) wiesen die Wasserflächen zu Beginn der Aufnahmen im März 2020 in allen Gebieten eine größere Ausdehnung auf, was sich positiv auf die Wasserflächen im April auswirkte (geringere Abnahme der Ausdehnung). Die Wasserflächen in 2021 (siehe Anhang (d)) waren deutlich größer als in den Vorjahren und blieben auch länger bestehen, da es auch noch im Mai viel Niederschlag gab (über 100 mm in Nordfriesland (Mittel 40-50 mm), gemäß DWD, Deutscher Wetterdienst). Die künstlichen Bewässerungen (siehe unter f)) lassen sich nur andeutungsweise in dieser Abbildung erkennen, am deutlichsten noch beim kleinen Mäander, wo wir das Wasser bis in den Juni hinein halten konnten.

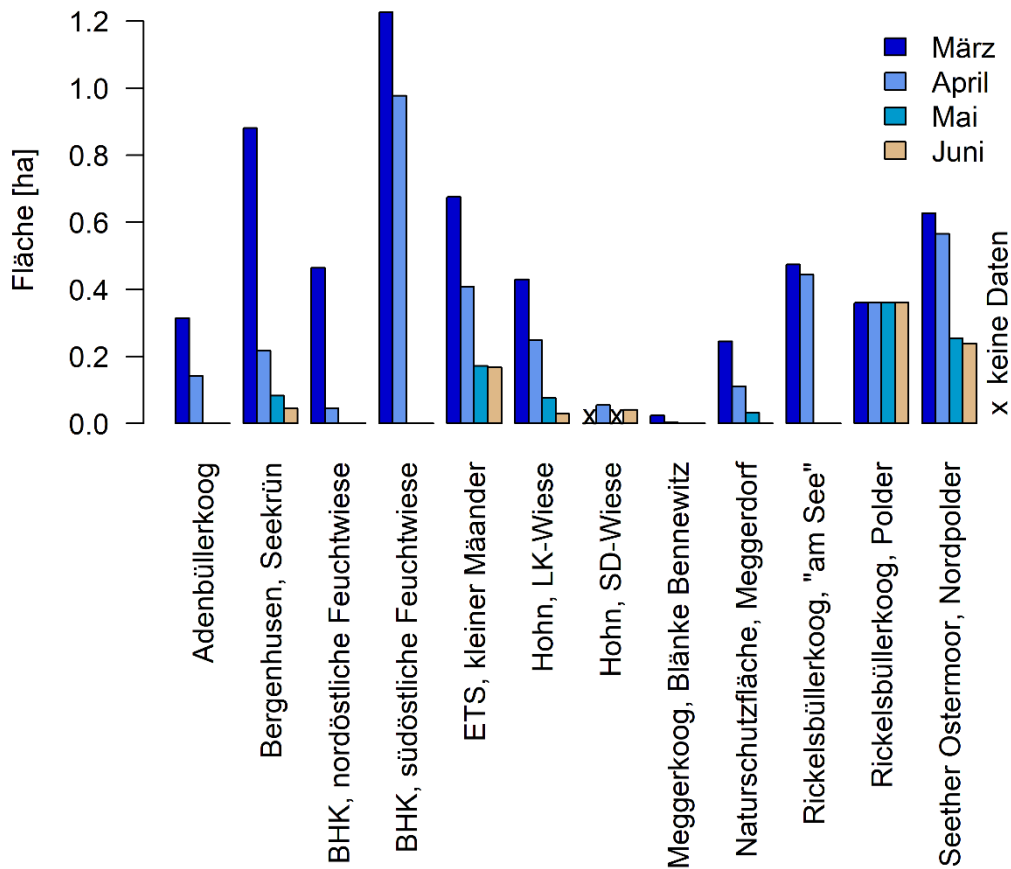


Abbildung 26: Berechnete Wasserfläche basierend auf den Luftbildern der Drohnenaufnahmen von 2020. Keine Daten (x) bedeutet, dass keine Luftbilder gemacht wurden, ein nicht vorhandener Balken bedeutet kein Wasser. Der Nasstransect im Polder des Rickelsbüller Kooges trocknete erst im Juli/August aus, deshalb ist in dieser Abbildung immer dieselbe Wasserfläche angegeben. BHK=Beltringharder Koog, ETS=Eider-Treene-Sorge-Region, SD=Sumpfdotterblumen, LK=Läusekraut.

Da während der Probenahme der Benthosproben die Wassertiefe gemessen wurde, kann der Austrocknungsprozess im Frühjahr ebenfalls anhand dieser Wassertiefen dargestellt werden (Abbildung 27, bis zu 15 cm Wasserverlust innerhalb von zwei Wochen). In einigen Gebieten waren die Wasserflächen im Jahr 2020 bereits im April ausgetrocknet, sodass keine weiteren Benthosproben entnommen werden konnten (siehe Anhang (d) für die Jahre 2019 und 2021). Die in Abbildung 27 dargestellten Gebiete zeigen Flächen, in denen das Wasser verhältnismäßig lange an der Oberfläche stand. Von den 14 im Jahr 2020 untersuchten Flächen enthielten im Juni nur noch vier Wasser, und dies meistens nur in tieferen Gräben. Von diesen vier Flächen wurden drei durch uns künstlich bewässert, was wiederum zeigt, dass die Bewässerungen durchaus erfolgreich waren.

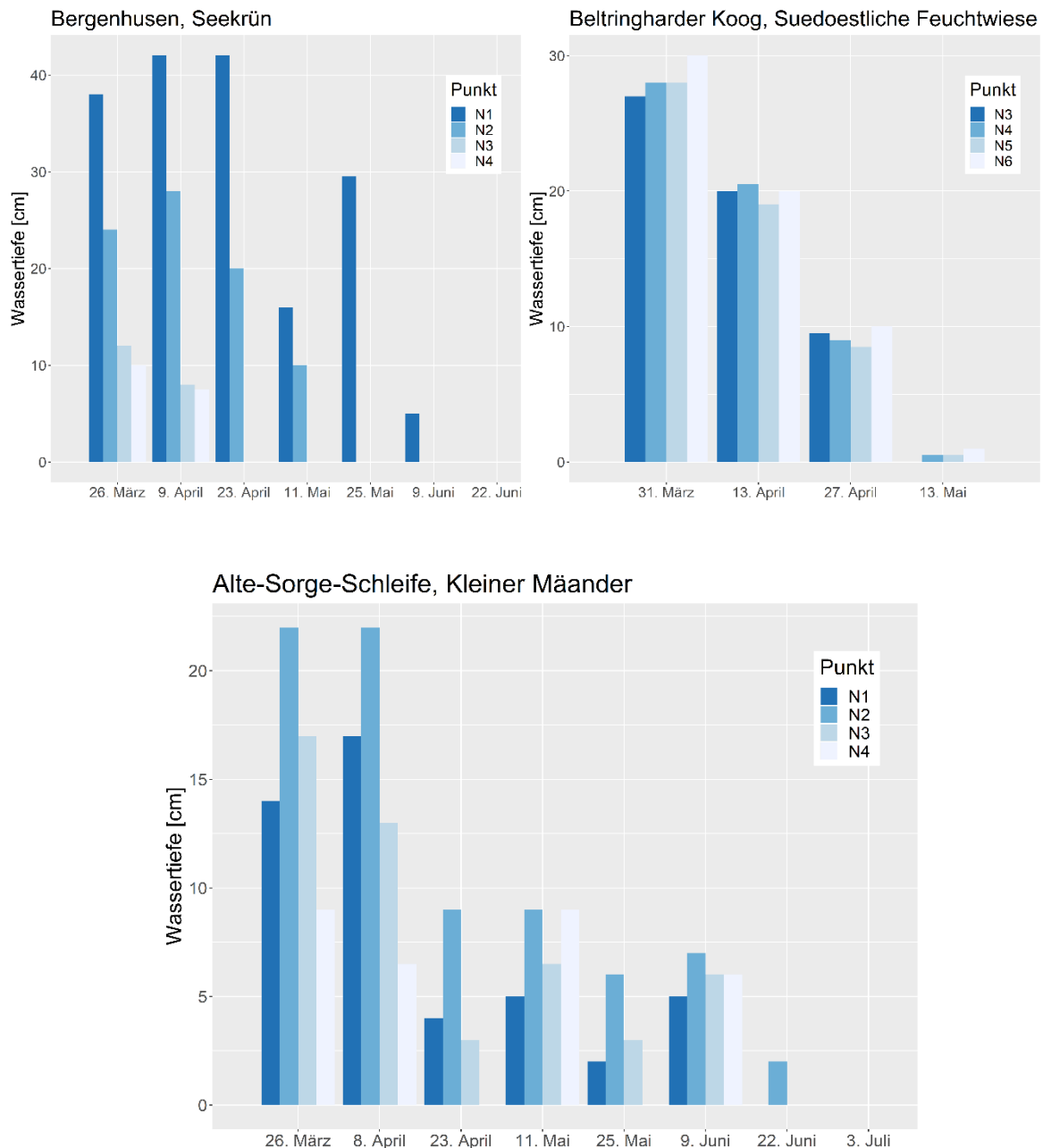


Abbildung 27: Gemessene Wassertiefen an den Benthos-Entnahmestellen (N1-N4 / N3-N6) in drei ausgewählten Gebieten im Jahr 2020. Die Flächen trocknen im Frühjahr unterschiedlich schnell aus. Beim „Kleinen Mäander“ und bei „Seekrün“ fanden Ende April und Ende Mai Pumpaktionen statt. Diese sind im kleinen Gebiet „Kleiner Mäander“ gut sichtbar, beim großen Gebiet „Seekrün“ hingegen nicht.

f) Experimentelle Bewässerung, BACI Experiment

Im Jahr 2020 war es wiederum außergewöhnlich warm und trocken im Frühsommer, so dass die Blänken, welche im Winter 19/20 gut gefüllt waren, wieder relativ rasch abtrockneten.

Um mit einer Pumpe aufgefüllt zu werden, eignete sich die verhältnismäßig kleine Blänke beim kleinen Mäander deutlich besser als beispielsweise das große, zusammenhängende Grabensystem im Seether Ostermoor. Die Vorher-Nachher Bilder des Kleinen Mänders zeigen eine deutliche Ausdehnung der Blänke nach dem Pumpen (Abbildung 28). In den beiden großen Gebieten

Bergenhusen Seekrün und Seether Ostermoor Nordpolder waren die gepumpten Wassermengen im Verhältnis zur Fläche eher gering, daher konnten keine deutlichen Unterschiede nach der Bewässerung festgestellt werden (Abbildung 29). Es zeigte sich, dass das gepumpte Wasser in einer bereits abgetrockneten Blänke sehr viel schwieriger zu halten ist, als wenn noch Wasser vorhanden und der Boden somit noch mit Wasser gesättigt war.

Um die Auswirkung bewässerter Blänken auf das Vorkommen von Wiesenvögeln zu beurteilen, wurden an bestimmten Flächen die Blänken nach dem Auffüllen mit Wasser für einen Zeitraum von sechs Stunden aus einem Zeltversteck beobachtet. Es wurden jeweils die anwesenden Arten und teilweise die Anzahl der Individuen notiert. Es zeigte sich, dass die Blänken von den unterschiedlichsten Vogelarten genutzt werden, mehrheitlich wurden Limikolen und Entenvögel, aber auch verschiedene Singvogelarten festgestellt (Tabelle 5).

Tabelle 5: Liste der Vogelarten, welche in den bewässerten Blänken zwischen Sonnenaufgang und 12 Uhr beobachtet werden konnten. An gewissen Beobachtungsterminen wurde nur die Präsenz einer Art erfasst (mit „Ja“ gekennzeichnet) jedoch nicht die Anzahl.

Fläche	Datum	Kiebitz	Rotschenkel	Bruchwasserläufer	Waldwasserläufer	Flussregenpfeifer	Bekassine	Nilgans	Schnatterente	Stockente	Brandgans	Reihente
Kleiner Mäander, Alte-Sorge	11.06.2020	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja		Ja	Ja	Ja		
Kleiner Mäander, Alte-Sorge	19.06.2020	6	3	2	1	3	1				2	
Seeth N, Südseite	12.06.2020		Ja		Ja		Ja					
Seeth N, Nordwestliche Ecke	12.06.2020	5	1		2	1	3		10	4	2	1
Seeth N	19.06.2020		Ja				Ja			Ja		

Fläche	Datum	Bachstelze	Schafstelze	Rohrweihe	Graureiher	Wiesenpieper	Nebelkrähe	Rohrhammer	Star	Schilfrohrsänger	Feldlerche	Total Arten
Kleiner Mäander, Alte-Sorge	11.06.2020	Ja	Ja	Ja		Ja	Ja					13
Kleiner Mäander, Alte-Sorge	19.06.2020	3	1			2		1			1	12
Seeth N, Südseite	12.06.2020	Ja	Ja		Ja	Ja		Ja	Ja	Ja		10
Seeth N, Nordwestliche Ecke	12.06.2020	1		1	1	1			2		1	15
Seeth N	19.06.2020			Ja					Ja			5

Dadurch, dass das Wasser auf der Fläche dorthin fließt, wo es am tiefsten ist, können wir auf unseren Probeflächen kein „richtiges“ BACI-Experiment durchführen: es ist nicht möglich die tiefste Stelle einer Fläche trocken zu halten, während dessen eine höher liegende Stelle bewässert wird. Deshalb wurde im Jahr 2021 auf die experimentelle Bewässerung mit mobilen Pumpen verzichtet.

Die Bewässerung mit mobilen Pumpen scheint eine sinnvolle Maßnahme zu sein, um das Austrocknen kleinerer Blänken hinaus zu zögern und die Beobachtungen an den bewässerten Stellen zeigten, dass

die Vögel solche Flachwasserzonen rege nutzen. Leider konnten keine Wiesenvogelkükken an diesen Blänken beobachtet werden, was unter anderem durch den sehr schlechten Bruterfolg in diesem Jahr zu erklären ist.



Abbildung 28: Vor (links) und nach (rechts) der Bewässerung des Kleinen Mänders in der Alten-Sorge (Ende April); die Wasserfläche der Blänke hat sich deutlich vergrößert.



Abbildung 29: Vor (oben) und nach (unten) der Bewässerung bei Seekrün (Ende Mai), durch die gepumpte Wassermenge konnten seichte Flachwasserzonen entlang des Grabens aufgefüllt werden.

g) Futterwertanalyse von Frischgras

Wir konnten zeigen, dass die Vegetation langsamer aufwächst, wenn die Flächen überstaut sind. Daher sind beim frühen Schnitt erst geringe Unterschiede in der Trockenmasse festzustellen, beim späten Schnitt hingegen deutlichere (siehe Abbildung 30). Somit kann es auf überstauten Flächen Einbußen bei der Menge an Gras/Heu geben. Wird hingegen die Futterqualität betrachtet, ergibt sich ein differenzierteres Bild. Für folgende Kenngrößen waren die Frischgrasproben aus überstauten Flächen besser als die trockenen: Rohprotein und ruminale N-Bilanz (Abbildung 31). Beim Rohfaser- und Zuckeranteil waren die Grasproben von trockenen Standorten immer besser als die von überstauten (siehe Anhang (e)). Bei NEL und ME-Rind besteht zwischen trockenen und überstauten Flächen beim frühen Schnitt kein Unterschied, beim späten Schnittzeitpunkt waren die Werte auf trockenen Standorten eher besser im Vergleich zu den überstauten Flächen (siehe Anhang (e)). Da die überstauten Flächen jeweils zu unterschiedlichen Zeitpunkten austrockneten, wurde in allen Modellen die Zeit vom Austrocknungszeitpunkt zum Erntezeitpunkt als Variable miteinbezogen. In den Abbildungen wurde jeweils eine mittlere „Austrocknungsdauer“ (Zeitfenster vom Austrocknungszeitpunkt zum Erntezeitpunkt) dargestellt. Die Stichprobengröße belief sich beim

frühen Schnitzeitpunkt auf 30 und beim späteren Schnitzeitpunkt auf 39 Proben. Alle weiteren Futterwert-Parameter Ergebnisse sind im Anhang (e) zu finden.

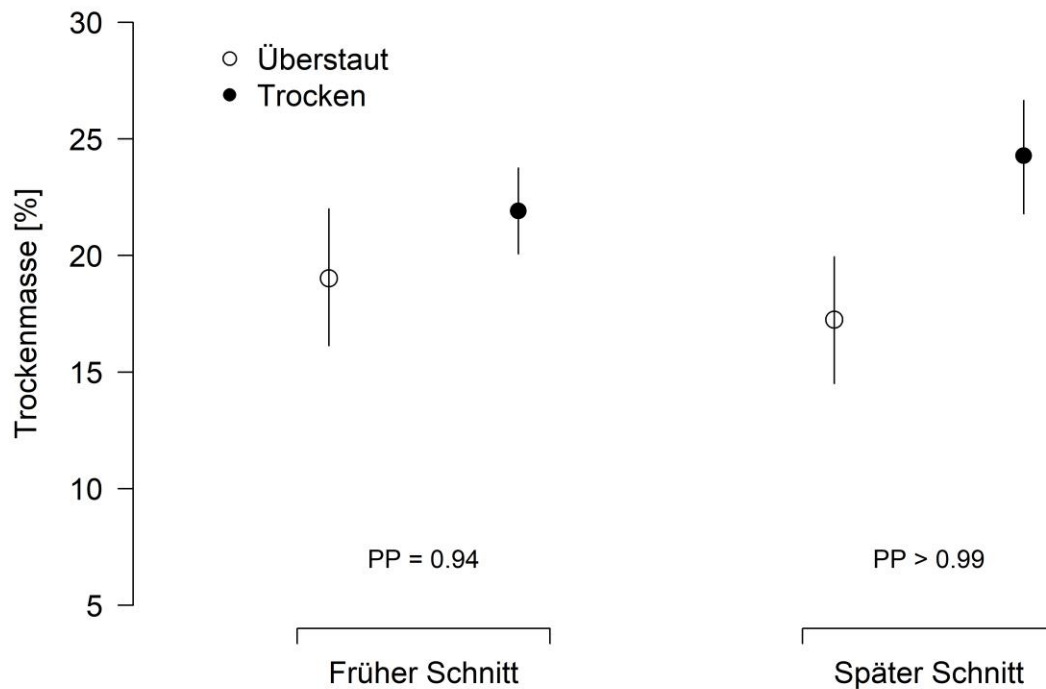


Abbildung 30: Trockenmasse der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und späten (17.Juni) Schnitzeitpunkt. PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 (kein Unterschied) bis 1 (100 % verschieden) gehen. Die Linien geben die 95 % Vertrauensintervalle an. Modell: Trockenmasse \sim Schnitzeitpunkt \times Zustand + Trocken.seit + random factor Ort.

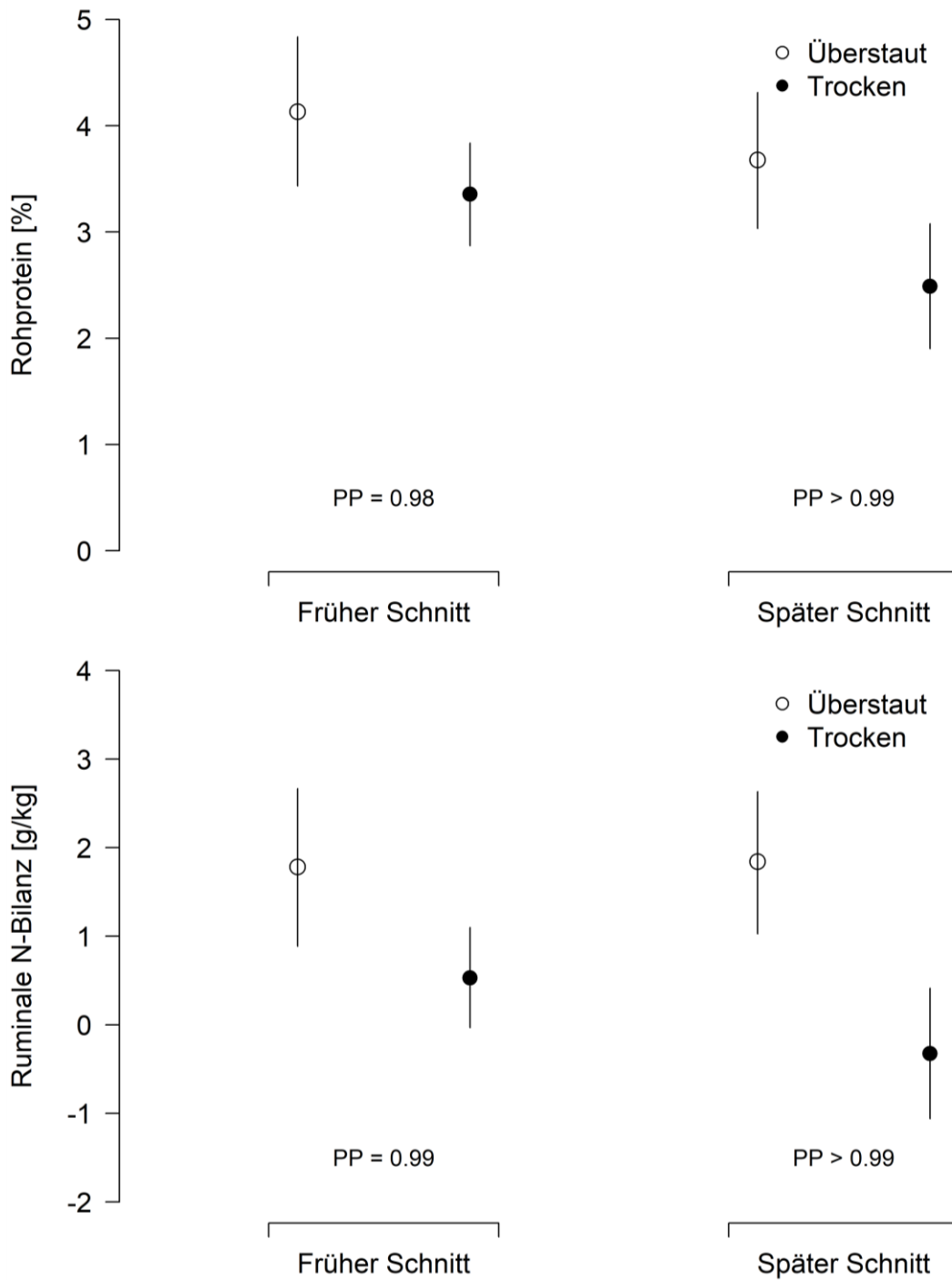


Abbildung 31: Rohprotein (oben) und ruminale Stickstoff-Bilanz (unten) der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und spätem (17.Juni) Schnittzeitpunkt. PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 (kein Unterschied) bis 1 (100 % verschieden) gehen. Modell: Ruminale N-Bilanz oder Rohprotein ~ Schnittzeitpunkt × Zustand + Trocken.seit + random factor Ort.

h) Vegetationserfassungen

In jedem Jahr wurden an allen Probepunkten der jeweils aktuellen 14 Untersuchungsgebiete Vegetationsaufnahmen durchgeführt, sofern die Punkte nicht mehr unter Wasser standen. Die Erfassungen fanden jeweils Anfang Juni statt, sodass einige Flächen schon beweidet wurden.

Die Vegetationshöhe war, ähnlich wie bei der Grasanalyse, auf trockenen Standorten deutlich größer als auf überstauten Standorten. Selbst auf beweideten Flächen war dies noch zu erkennen, obschon der Unterschied (trocken vs. überstaut) deutlich geringer war. Eine Beweidung reduziert natürlich die Vegetationshöhe, und zwar unabhängig davon, ob der Standort trocken oder überstaut war (Abbildung 32).

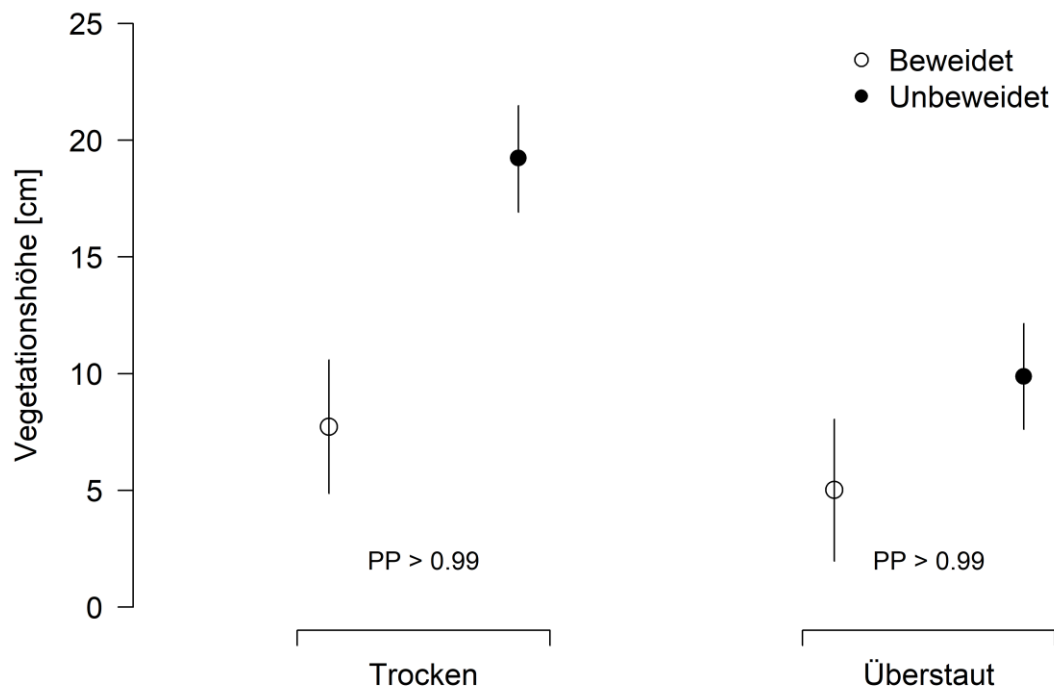


Abbildung 32: Durchschnittliche Vegetationshöhe in Abhängigkeit des Standortes (trocken vs. überstaut) und ob die Flächen zum Messzeitpunkt beweidet waren oder nicht.

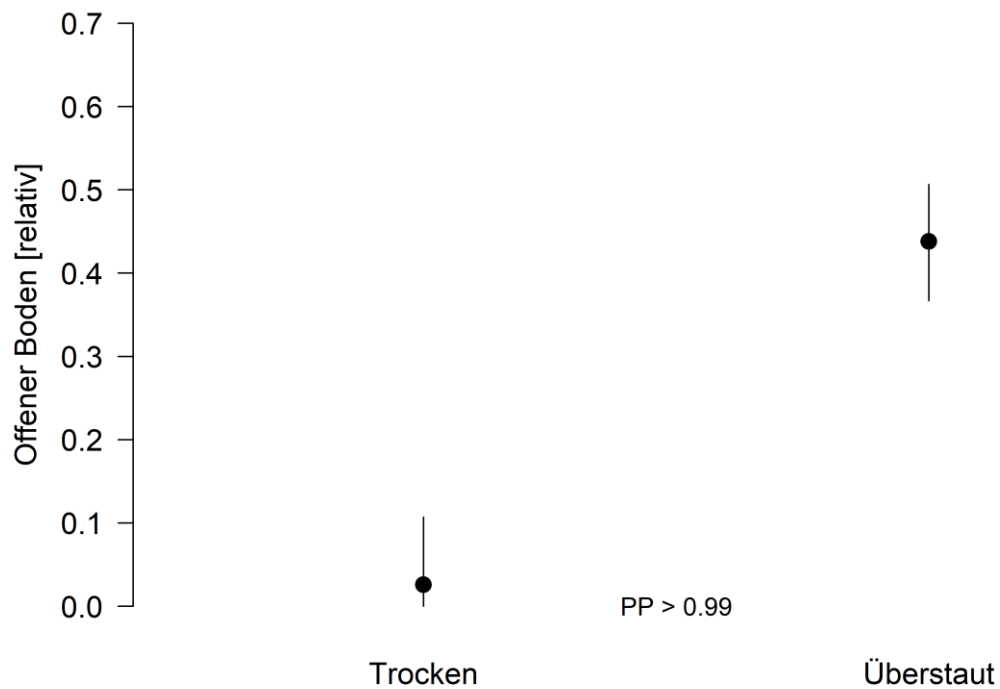


Abbildung 33: Anteil des offenen Bodens, je nach Standort (trocken vs. überstaut). PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 (kein Unterschied) bis 1 (100 % verschieden) gehen.

Bei den Küken von Kiebitz und Rotschenkel sind kurzrasige bzw. nasse Bereiche zur Nahrungssuche beliebt. Auf überstauten Flächen war der Anteil an offenem Boden deutlich größer als an trockenen Standorten (Abbildung 33). Das liegt einerseits daran, dass die Vegetation auf überstauten Bereichen langsamer aufwächst und austrocknende Blänken oft offene Bodenstellen hinterlassen.

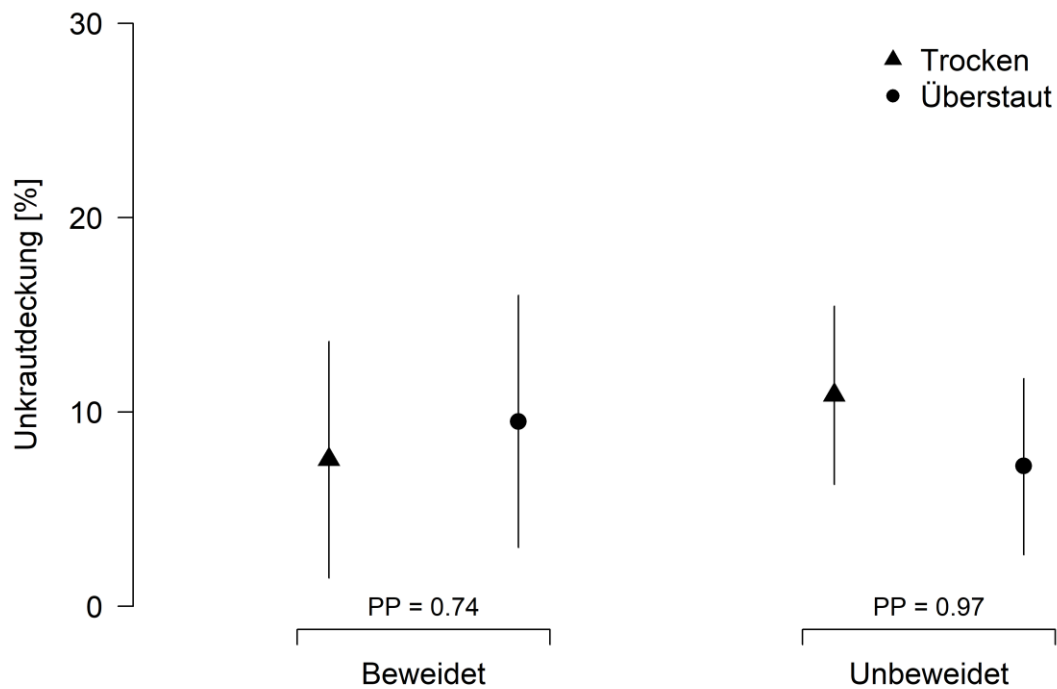


Abbildung 34: Unkrautdeckung in Prozent, unterteilt in beweidete und unbeweidete Flächen in Abhängigkeit des Standortes (trocken vs. überstaut). PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 (kein Unterschied) bis 1 (100% verschieden) gehen.

Die Unkrautdeckung (hier sind Binsen, Schilf, Rohrglanzgras, Disteln, Ampfer und Brennnesseln gemeint) scheint auf den untersuchten Flächen nur geringe Anteile zu erreichen ($\pm 10\%$) und sich unabhängig von der Beweidung und des Standortes (überstaut vs. trocken) auszubreiten (Abbildung 34).

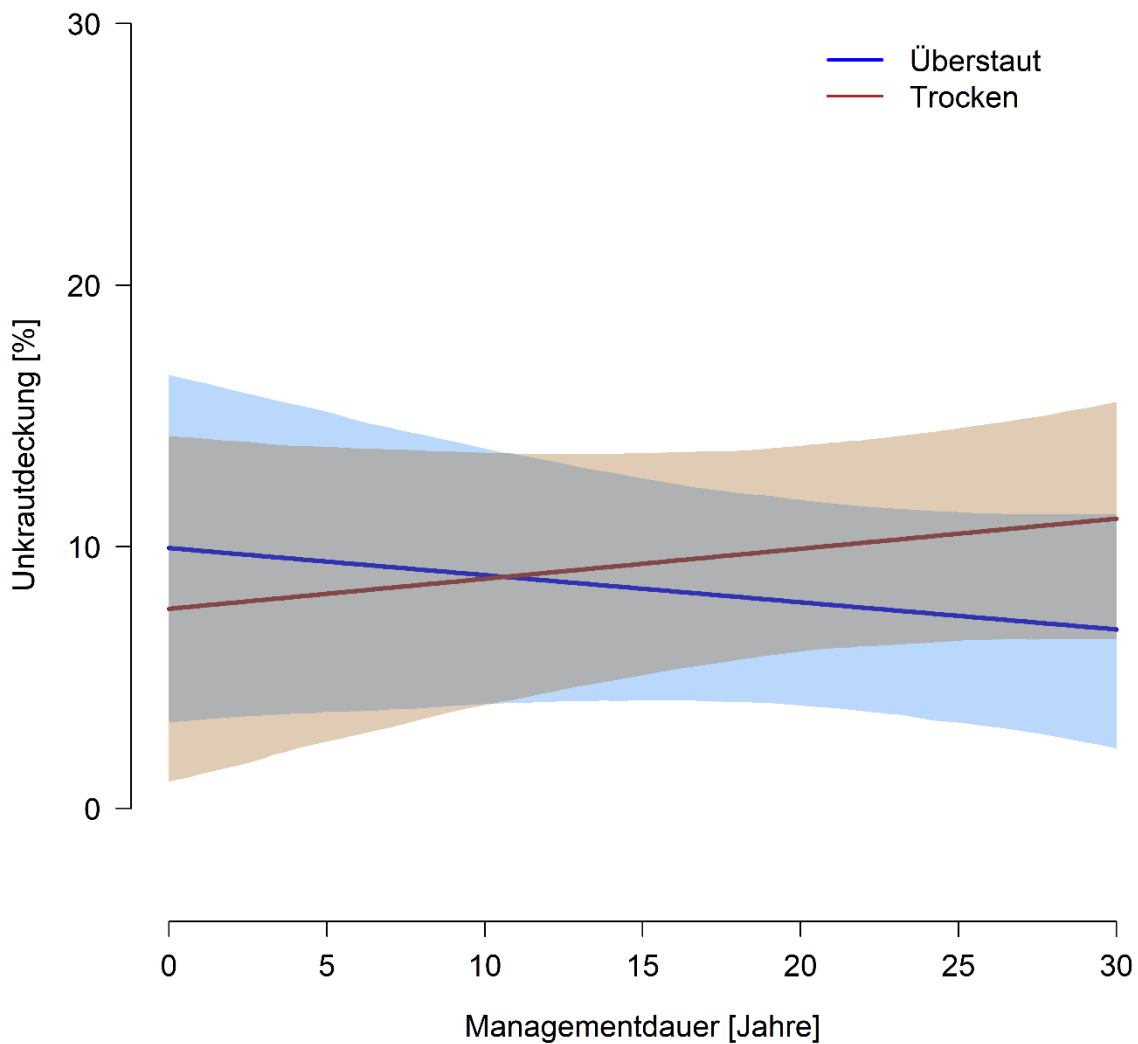


Abbildung 35: Entwicklung der Unkrautdeckung über die Zeit seit dem die Einstaumaßnahmen stattfinden in Abhängigkeit des Standortes (trocken vs. überstaut).

Die Unkrautdeckung scheint über die Jahre auf überstauten Flächen nicht zu zunehmen. Dies steht den Befürchtungen vieler Landwirte gegenüber, die Überstauungsmaßnahmen oft kritisch sehen (Abbildung 35). Wichtig bleibt natürlich eine Nutzung der Fläche, ohne die diese Grafik wohl ganz anders aussehen würde (Kreyling et al., 2021). Klar ist auch, dass nicht die gleichen, unerwünschten Pflanzen auf trockenen versus überstauten Flächen aufwachsen, auf den trockenen herrschen Brennnesseln, Ampferarten und Distelarten vor, auf den überstauten Binsen, Schilf und Rohrglanzgras, teilweise auch Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*).

4. Pächter/Landwirt Interviewauswertung

Zur Einschätzung der Wassermanagement-Maßnahmen aus landwirtschaftlicher Sicht sollten alle Pächter der 28 Untersuchungsgebiete interviewt werden. Aufgrund der Datenschutzbestimmungen konnten jedoch nicht alle Pächter ausfindig gemacht werden. Daher wurde sich bei der Befragung auf die beim Michael-Otto-Institut bekannten Landwirte beschränkt. Da nicht alle 28 Flächen von 28 verschiedenen Landwirten gepachtet waren, war die Abdeckung recht gut (16 von 28 Flächen (60 %); 13 Pächter).

Mit der Befragung sollten Erkenntnisse zur Nutzung, zu möglichen Problemen und Schwierigkeiten und zur Verbesserung der Nutzung/ Bewirtschaftung wiedervernässter Grünlandflächen aus Sicht der Pächter gewonnen werden. Es gibt gewisse Pachtvorgaben (wie beispielsweise ein Schlepp- und Walzverbot), die einige Antworten beeinflussen, die Kernaussagen der Pächter jedoch nicht ändert.

Fast alle gepachteten Flächen werden als Weide genutzt, teilweise wird auch gemäht (nur 3 Pächter gaben dies an). Auf den Weiden werden zu 60 % Mutterkuhherden eingesetzt, 25 % gaben an mit Färsen zu beweiden und der Rest wird mit Ochsen, Bullen oder Schafen abgeweidet. Besatzstärken von 0,5 bis 3 GVE (Großvieheinheiten) werden genannt, teilweise wird eine höhere Dichte später in der Saison zugelassen. Drei Viertel der Befragten gaben an nach der Beweidung noch einen Pflegeschnitt durchzuführen (oft auch Pachtvorgabe). Betreffend Parasiten (Leberegel, Lungenwürmer, Magen-Darm-Würmer) gaben ebenfalls drei Viertel an, dass es Probleme geben könne, die meisten aber ihre Tiere, soweit erlaubt (nicht auf Bio-Betrieben), prophylaktisch vor dem Weideauftrieb behandeln. Klauenprobleme wegen des nassen Bodens gebe es kaum, nur der Abrieb sei aufgrund des weichen Bodens verringert. Alle Pächter sind mit dem Ernährungszustand der Tiere nach dem Weidegang zufrieden, dies spricht ebenfalls für eine gute Futterqualität auf überstauten Flächen. Zwei Drittel der Befragten geben an, dass sie keine Probleme mit unerwünschten Pflanzen haben. Einstauzeiten bis Ende April werden toleriert, längere Einstauzeiten müssten finanziell ausgeglichen werden und es könne Probleme mit den Ausgleichszahlungen geben, wenn zu lange Wasser auf den Flächen steht. Einer zaunlosen Beweidung, damit die Gräben nicht verschilfen und kein Sichthindernis für brütende Wiesenvögel entsteht, stehen etliche Pächter skeptisch gegenüber. Die Gefahr des Steckenbleibens, oder gar des Ertrinkens von Tieren sei zu hoch.

Grundsätzlich stellten wir bei den Pächtern eine sehr hohe Akzeptanz bei Maßnahmen zum Wassermanagement fest. Die befragten waren alle Pächter von solch wiedervernässten Flächen, die wissen, worauf sie sich eingelassen haben. Daher ist die hohe Akzeptanz der Befragten nicht verwunderlich. Dies zeigt, dass auch suboptimal scheinende Flächen wirtschaftlich (auch dank der Flächenprämie und den niedrigen Pachten) sinnvoll in einen Betrieb integriert werden können. Ausschließlich mit solchen „Naturschutzflächen“ kann ein Betrieb aber nicht funktionieren, da die Flächen zu spät genutzt werden können und es keine Lösung für die hofeigene Gülle gibt (da oft ein Düngeverbot auf solchen Flächen gilt).

5. Wassermanagement-Experten-Umfrage

Im Winter 2020/21 wurde ein online Fragebogen an 72 Experten europaweit verschickt. Davon haben 34 den Fragebogen ausgefüllt, was einer Rücklaufquote von 47 % entspricht. Die Antworten kamen aus folgenden Ländern (Anzahl jeweils in Klammern): D (17), F (4), GB (4), NL (3), DK (1), PL (1), CZ (1), SE (1), LV (1). Dank dieser großen Vielfalt an Teilnehmenden ist die Antwortendiversität dementsprechend groß.

Die Einstauzeiten sowie Start- und Endmonat waren sehr variabel (Abbildung 36 und Abbildung 37). Mehr als die Hälfte der Antwortenden gaben an noch im alten Jahr mit dem Einstauen zu beginnen (Abbildung 37). Das Einstauende ist relativ breit gestreut von Februar bis September.

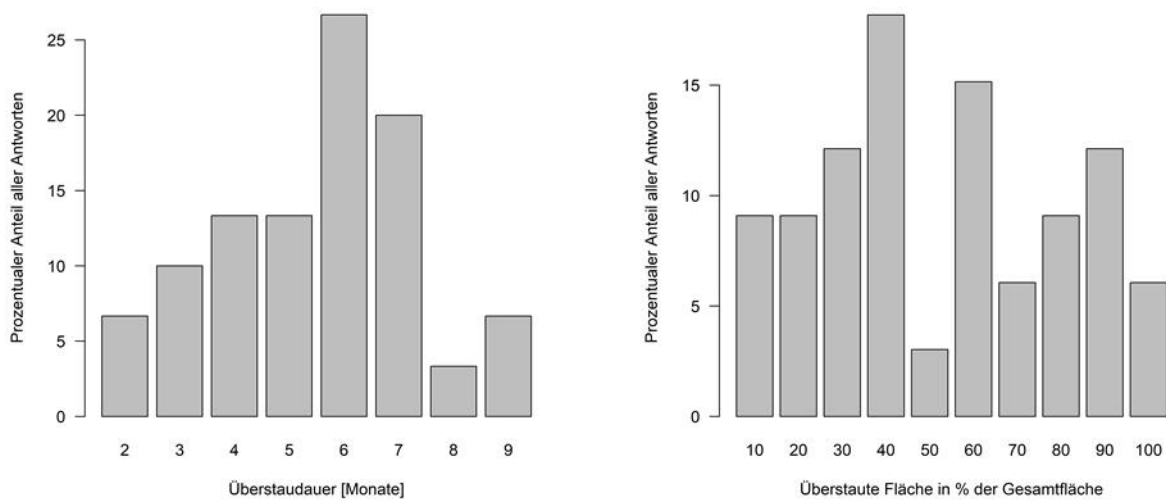


Abbildung 36: Anteil aller Antworten (%) zur Überstaudauer und zum prozentualen Anteil der überstauten Fläche.

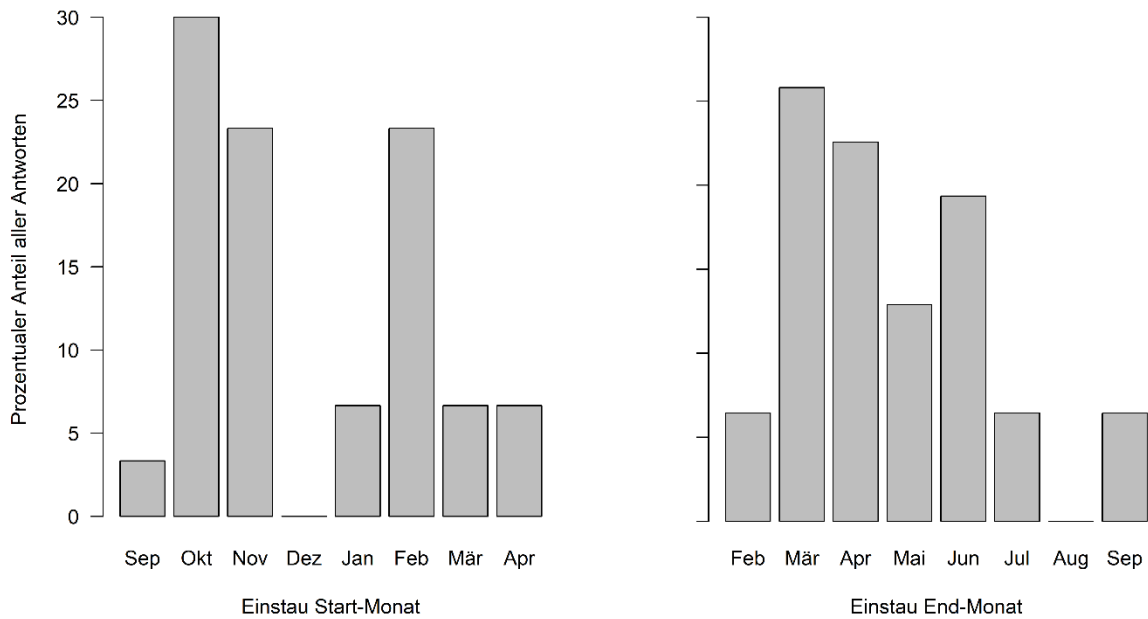


Abbildung 37: Start- und Endmonat der Einstauphase.

Die grundsätzliche Frage, ob in den letzten Jahren Anpassungen aufgrund des Klimawandels nötig wurden, wurde von 22 Befragten mit „Ja“ beantwortet, das entspricht 65 % der Antworten. Es gab bei dieser Umfrage etliche Erläuterungen/Begründungen für die jeweiligen Antworten, da eine lokale Spezialität, ein spezieller Umstand dazu führten. Das zeigt, dass die Wassermanagement-Maßnahmen sehr stark an die lokalen Verhältnisse angepasst sind und sein müssen, und dass es keine allgegenwärtig funktionierende Empfehlung geben kann. Trotzdem kann aus dieser breit aufgestellten Umfrage etwas Positives herausgezogen werden, beispielsweise bei der Frage zur Binseneindämmung. Hier wurden grundsätzlich zwei Methoden erwähnt: (1) Mähen und dann Einstauen, so dass Wasser in die hohlen Binsenhalme gelangt und sie dadurch faulen oder (2) mähen und danach beweiden, so dass die frischen Triebe gleich wieder abgeweidet werden und die Pflanze dadurch geschwächt wird. Die Binsenproblematik kommt von Seiten der Landwirtschaft, da Weidetiere die Binsen meiden oder kaum fressen, durch die Horstbildung andere Grasarten verdrängt werden und Binsen eine starke Flächendominanz entwickeln können. Ob eine Binseneindämmung aus Sicht der Wiesenvögel sinnvoll ist, hängt stark von der Zielart ab. Dass die Binsen auch positive Auswirkungen haben können, zeigt eine kürzlich publizierte Studie aus England (Coyle et al., 2018; Kelly, Douglas, Shurmer, & Evans, 2021).

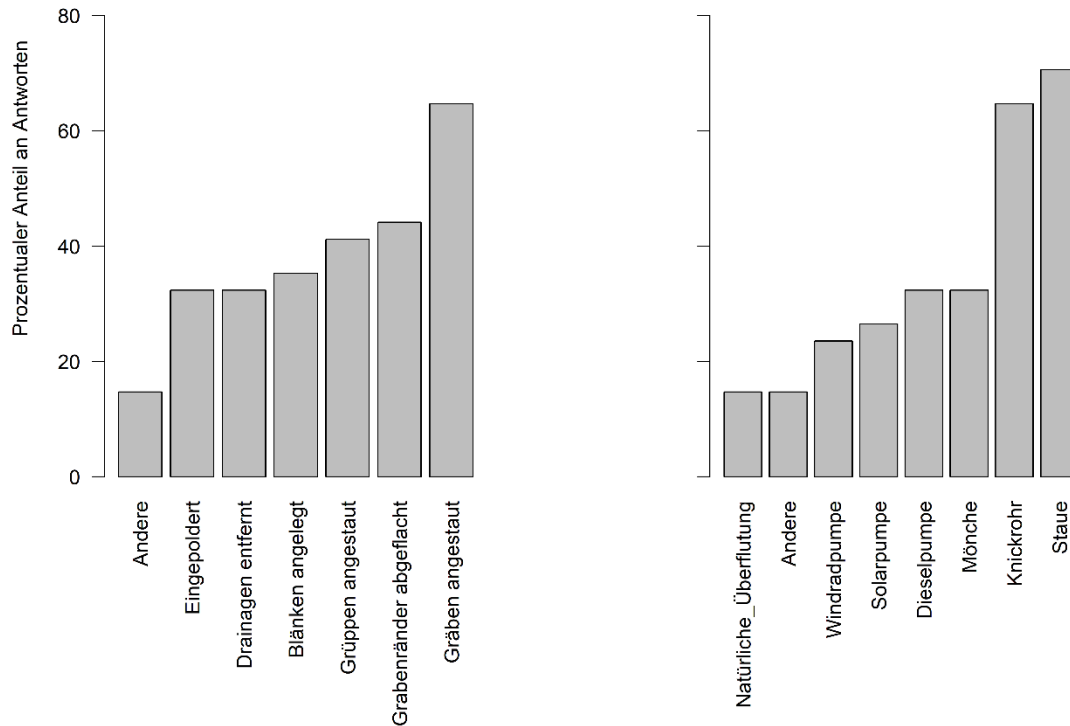


Abbildung 38: Wasser-Rückhalte-Methode (links) und angewandte Techniken (rechts) (teilweise redundant).

Bei den angewandten Techniken und Maßnahmen dominierten die Einfacheren, wie der Einbau von Stauvorrichtungen und Knierohren, sowie das Anstauen von Gräben und Grüppen (Abbildung 38).

Bei der Frage wie hoch der Ernteverlust aufgrund des Eisstaus sei, gaben die meisten geringe Anteile an (knapp 25 % gaben keine Antwort, Abbildung 40). Die Nutzung der Flächen war ungefähr ausgeglichen (Abbildung 40), eine Hälfte gab als Nutzung Wiese an, die andere Hälfte Weide (teilweise mit oder ohne Nachbeweidung bzw. Pflegeschnitt).

Die Problematik aufkommender Störpflanzen wird als harmlos bis stark beeinflussend angegeben. Die Deckung auf den überstauten Grünlandflächen wird mehrheitlich mit 20 bis 30 % angegeben, seltener sogar mehr. Die häufigste Problempflanze ist „die Binse“ (*Juncus spec.*) (Abbildung 39).

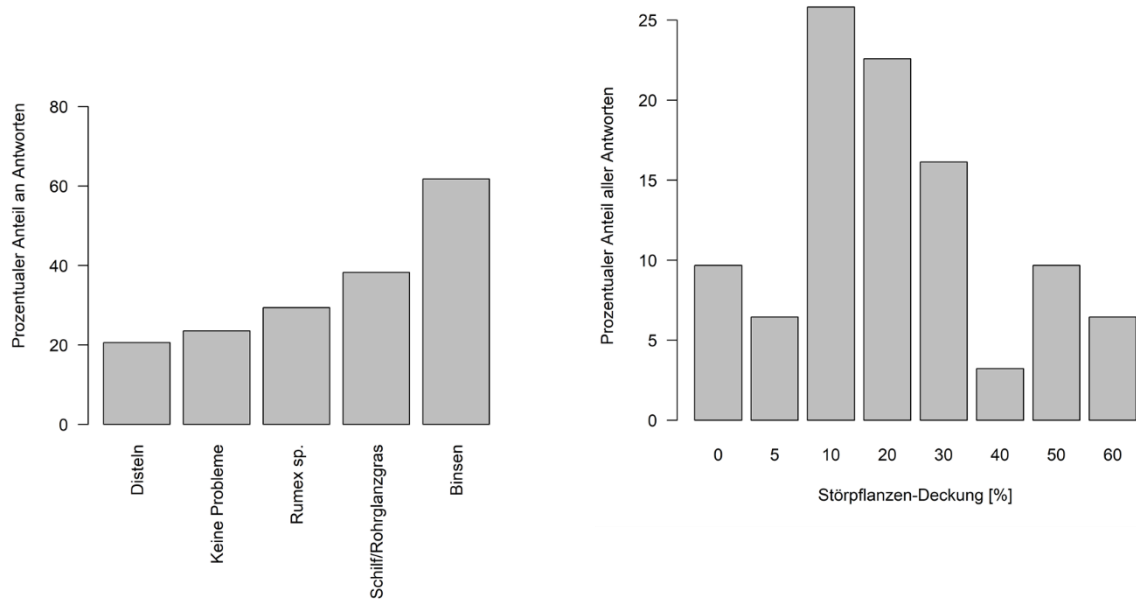


Abbildung 39: Problempflanzen-„Arten“ (links) und deren Anteil (Deckung) auf den Grünlandflächen (rechts).

So wie sich die Einstauzeiten enorm unterschieden, gab es auch Unterschiede bei den Bodentypen. Die Breite an Bodentypen ist auch ein Ergebnis der europaweit beteiligten Experten. Ungefähr drei Viertel der Befragten gaben Kleiböden oder Niedermoorböden als vorherrschend auf ihren Grünlandflächen an (Abbildung 41). Die „Zielarten-Rangliste“ wird vom Kiebitz angeführt, dicht gefolgt von Rotschenkel und Uferschnepfe gefolgt von der Bekassine mit gut 50 % (Abbildung 41).

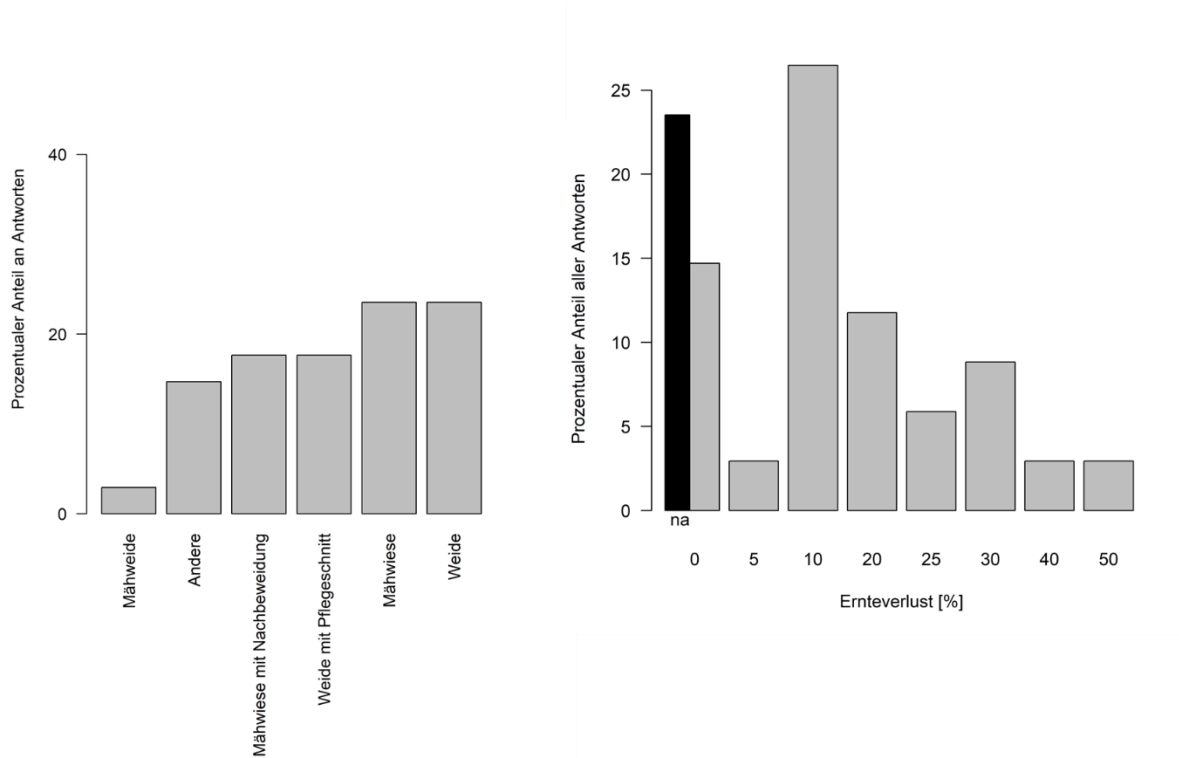


Abbildung 40: Nutzung der Grünlandflächen (links) und den geschätzten Ernteverlust durch die Wiedervernässung/Einstaumaßnahmen (rechts, mit fast 25 % der Befragten die keine Angabe dazu machen konnten (na-Balken)).

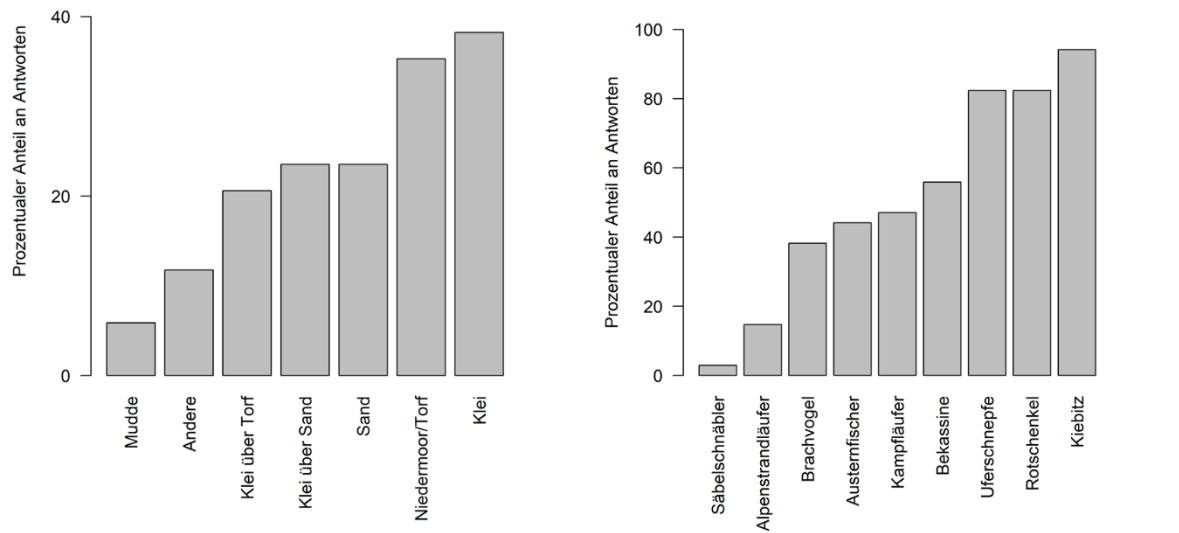


Abbildung 41: Bodentypen (links) der Grünländer und die Zielarten (rechts).

6. Online-Workshop bei der IWSG-Konferenz 2021

Ursprünglich war eine Präsenzveranstaltung am Michael-Otto-Institut in Bergenhusen geplant, welche aber aufgrund der Corona-Pandemie als nicht realisierbar eingestuft wurde. Eine Durchführung der Veranstaltung bei der IWSG-Tagung (International Wader Study Group) 2020, welche auf Sylt stattfinden sollte, schlug ebenfalls fehl, da auch diese Veranstaltung wegen der Pandemie verschoben wurde und letztendlich auch 2021 ausfiel. Da die Tagung der IWSG 2021 nicht wie geplant stattfinden konnte, wurde unser Workshop an der stattdessen durchgeführten Online-Konferenz in digitaler Form durchgeführt. Das Programm des Workshops wurde wie folgt gestaltet:

IWSG-Workshop 8 October 2021

Water management for wet-meadows under climate change

13:30 Yves Bötsch, Michael-Otto-Institut im NABU:

Short Introduction

13:40 Mark Smart, RSPB:

Water Management. Catering for farmers, climate adaptation and climate refugees.

14:10 Jan Roodhart and Haije Valkema, Natuurmonumenten:

Water management in the meadow bird reserve Eemland

14:40 Rebekka Lemb and Arno Schoppenhorst, Stiftung Nordwest Natur and BUND Landesverband Bremen e.V.:

Solar pumps and web-based water-level monitoring – water management in the Wümme-Region, Bremen

15:10 Geranda Olsthoorn, Flächenagentur Mecklenburg-Western Pomerania:

When your meadow turns into hardboard.

First aid measurements and exploring ways to work in a deteriorating system.

Managing water in meadow bird habitat in NE-Germany (2011-2021).

15:40 Hilger Lemke and Jürgen Ludwig, NLWKN Lower Saxony:

PUMP IT UP! – Improving water levels for meadow birds using windpumps

16:10 Open discussion/Questions

Durch diese digitale Form des Workshops konnte ein viel größeres Publikum erreicht werden (es waren maximal 80 Teilnehmende „anwesend“), eine Dimension die mit einem Workshop vor Ort niemals hätte realisiert werden können. Trotzdem hatte die digitale Form natürlich auch Nachteile, insofern, dass keine richtige Diskussion stattfinden konnte, obschon mit gezielten Inputfragen versucht wurde eine Diskussion zu lancieren. Im Gegensatz zum online Workshop lassen die Ergebnisse der Umfrage zielgerichtete Aussagen zum Wassermanagement zu. Als Fazit des Workshops kam heraus, dass

möglichst großflächig Maßnahmen getätigt werden sollten, in allen Gebieten eine gewisse Art von Wasserrückhaltevorrückung sinnvoll ist (damit in Trockenphasen auch bewässert werden kann), und dass Wasserflächen auch später im Jahr während der Aufzuchtzeit der Küken sehr wichtig sind (ggf. durch Pumpen von Wasser auf die Flächen herbeigeführt). Die präsentierten Bewässerungssysteme (Windpumpen und Solarpumpen) stießen auf großes Interesse, vor allem die Nachfrage nach Solarpumpen scheint groß zu sein. Gründe dafür sind wahrscheinlich die hohe Flexibilität (leicht zu installieren, leicht zu transportieren), keine Notwendigkeit von baulichen Maßnahmen (mit entsprechenden Genehmigungen und Kosten) und die Geräuscharmheit der Elektropumpe. Von den Teilnehmenden wurden ebenfalls Fragen betreffend Prädation/Schutz vor Prädatoren gestellt. Dies zeigt die Bedeutung weiterer Faktoren, um stabile Wiesenvogelpopulationen zu erreichen. Allein mit Wassermanagement-Maßnahmen kann dieses Ziel nicht realisiert werden.

Diskussion

Klimawandel:

Die drei Jahre unterschieden sich deutlich in der Niederschlagsmenge im Frühjahr. Die Jahre 2019 und 2020 waren eher trocken, wo hingegen das Jahr 2021 mit viel Niederschlag im Frühjahr als eher nass eingestuft werden kann. Dies wirkte sich direkt auf die Austrocknungsgeschwindigkeit und die Wassertiefen der untersuchten Blänken aus (siehe Anhang d)). Die nasse Witterung im letzten Jahr hat auch dazu geführt, dass die Grünlandflächen erst zwei Wochen später als in einem durchschnittlichen Jahr gemäht werden konnten, was sich durchaus positiv auf das Wiesenvogelbrutgeschäft auswirkte (pers. Mitteilung H. Jeromin und H. Lemke u. a.). Nasstellen sind eine wichtige Komponente im Wiesenlimikolen-Habitat, ein Landschaftselement, welches durch die Frühjahrestrockenheit immer seltener wird (Smart, Gill, Sutherland, & Watkinson, 2006). Auch wenn sich die Niederschlagssumme in SH in den letzten Jahrzehnten nur geringfügig änderte, kann die Zunahme an Starkniederschlägen und Extremereignissen (Trockenheit) doch einen erheblichen Effekt auf die Wiesenvögel haben (Deutscher Wetterdienst, 2017).

Das Jahr 2019 war ein Feldmausgradationsjahr, wodurch Prädatoren, ausreichend Nahrung durch die Mäuse zur Verfügung stand und viele Wiesenvögel verschont blieben. Dies hat sich positiv auf den Bruterfolg in 2019 ausgewirkt (pers. Mitteilung V. Salewski, (Salewski, Klinner-Hötker, & Schmidt, 2020)). Der Bruterfolg 2020 hingegen war, wie zu erwarten sehr schlecht, da die Mäusepopulation im Folgejahr dann zusammengebrochen ist und die Prädatoren dann wieder auf Wiesenvögel auswichen. Diese Tatsache spiegelte sich direkt im Feld wider, sodass im ersten Jahr durchaus auch Küken bei der Nahrungssuche beobachtet werden konnten, während im Jahr darauf keine Küken auf den Untersuchungsflächen festgestellt wurden. Es wird vermutet, dass die Mäusegradationsjahre immer schwächer und unregelmäßiger werden, so konnten Esther et al., (2014) und Millon et al., (2014) zeigen, dass die Mäusedichten von Wetterbedingungen beeinflusst werden, dementsprechend kann der Klimawandel hierbei auch Einfluss nehmen.

Dies bedeutet, dass sich der Klimawandel auf unterschiedlichste Weise auf die Wiesenvögel auswirkt, sowohl direkt als auch indirekt. Dass zukünftig vermehrt in Bewässerungstechniken investiert werden muss und die Entwässerung nicht mehr alleinige Rechtfertigung genießt, ist bei den Wasser- und Bodenverbänden, als auch den Landwirten angekommen.

Nahrungsverfügbarkeit:

Die lokalen Bodenverhältnisse spielen eine wichtige Rolle beim Vorkommen von Regenwürmern und Schnakenlarven, denn die Biomasse der Organismen hing stark von der jeweiligen Untersuchungsfläche ab. Wir konnten beispielweise zeigen, dass Regenwürmer Böden mit hohem organischem Anteil und solche mit einem hohen Sandanteil meiden. Solche Parameter können mit dem Wassermanagement nicht beeinflusst werden, daher konzentrierte sich unsere Analyse auf die Vegetationshöhe, die Bodenfeuchtigkeit und generell den Unterschied zwischen überstauten und trockenen Flächen. Den größten Effekt hierbei hatte die Überstauung. Auf überstauten Flächen, im Vergleich zu Trockenen, wurde eine deutlich geringere Regenwurmbiomasse festgestellt. Dies bedeutet, dass großflächig überstaute Bereiche (z.B. geflutete Polder) aus dem Blickwinkel der Nahrungsverfügbarkeit (hier Regenwürmer) für Wiesenvögel eine schlechte Maßnahme darstellen. Es

empfiehlt sich daher, bei baulichen Maßnahmen, eine gewisse Topographie zu erhalten/konstruieren, wodurch sich überstaute und trockene Bereiche abwechseln, und Bodenlebewesen bei einer Überstauung in die trockenen Refugien flüchten können. Die Einstauung von Grüppen erweist sich als wiesenvogel-freundlich, da die Beetrücken selten bis nie überstaut werden und somit genau die oben erwähnte, topografische Heterogenität aufweisen.

Da wir bei allen Nahrungsorganismengruppen das aschefreie Trockengewicht (AFTG) pro Quadratmeter Boden/Gewässergrund ermittelt haben, kann ein Vergleich zwischen den Organismengruppen gezogen werden (Tabelle 6). Ein solcher Vergleich ist nicht ganz korrekt, da die verschiedenen Gruppen von den unterschiedlichsten Parametern abhängig sind und auch unterschiedlich auf gewisse Umweltfaktoren reagieren. Trotzdem ist interessant, welche der drei Organismengruppen mengenmäßig hervorsticht. Des Weiteren erlaubt diese Einheit (AFTG), einen Vergleich der Ergebnisse mit möglichen Literaturdaten anderer Länder oder mit Altdaten aus der Region.

Wie zu erwarten hat die Regenwurmbiomasse bzw. die Biomasse aller Bodenlebewesen den höchsten Wert pro Quadratmeter, gefolgt von den Benthos-Lebewesen und epigäischen Arthropoden (Tabelle 6). Auch wenn hier nur ein Jahreseffekt modelliert und alle anderen Faktoren nicht berücksichtigt wurden, ist der Unterschied deutlich. Auch wenn zu verschiedenen Zeiten unterschiedliche Nahrungstypen für Wiesenlimikolen wichtig sind, kommt dem Regenwurm vorkommen eine besondere Beachtung zu, allein wegen der Biomasse.

Wir konnten zeigen, dass Regenwürmer in länger überstauten Bereichen in geringeren Dichten vorkommen als auf trockenen Standorten. Dieses Resultat wurde auch schon in anderen Studien belegt, unter anderen auch in Schleswig-Holstein (Ausden et al., 2001; Groth & Irmeler, 2013). Die Regenwurmbiomasse (AFTG) hat sich, zumindest im Beltringharder Koog (BHK), innerhalb von 20 Jahren nicht verringert. In Groth & Irmeler, (2013) wird für den BHK eine Regenwurmbiomasse von 5,0 g/m² angegeben, unsere Ergebnisse für den BHK liegen deutlich darüber (BHK Nord: 12,18 g/m², BHK Süd: 9,49 g/m² und BHK Transportdamm: 18,4 g/m²) wenn die trockenen Standorte mitberücksichtigt werden. Sofern nur die überstauten Bereiche betrachtet werden, sieht es ganz anders aus (BHK Nord: 1,04g/m², BHK Süd: 2,90g/m² und BHK Transportdamm: 11,55g/m²). Auch wenn die Bodenbedingungen das Regenwurm vorkommen beeinflussen (Irmeler, 1999), spielt die Einstaudauer eine große Rolle, so dass länger überstaute Bereiche nur ein geringes Regenwurmvorkommen zeigen.

Bei den Benthosorganismen zeigte sich hingegen, dass lang bestehende Wasserflächen (tief und warm) die höchste Dichte (und auch Biomasse) an Organismen aufweisen. Dies zeigt wiederum, dass Blänken lange nass sein sollten, damit eine gute Nahrungsverfügbarkeit in Form von benthischen Lebewesen bestehen bleibt. Beim Langzeiteffekt der Maßnahmen zeigte sich ein interessantes Bild: Chironomiden kommen in älteren Maßnahmen (seit Jahrzehnten eingestaute Flächen) häufiger vor, als auf neueren Maßnahmenflächen. *Tubifex* finden sich dagegen vermehrt in neueren Maßnahmenflächen. Eine mögliche Erklärung dafür ist der höhere Anteil an Pflanzenmaterial/Detritus (und möglicherweise ein anaeroberes Milieu) in neu eingestauten Flächen, so dass *Tubifex* als Detritusersetzer davon profitieren und in hoher Zahl vorkommen.

Bei den Arthropodenproben war der Unterschied zwischen den Standorten (trocken vs. überstaut) nicht sehr deutlich. Auch Schekkerman & Beintema, (2007) fanden keinen Unterschied in der Arthropoden-Abundanz zwischen nassen und trockenen Standorten, außer bei Dipteren. Arthropoden sind hoch mobil, was möglicherweise ebenfalls dazu beiträgt, dass kein Unterschied zwischen überstauten und trockenen Standorten gefunden wurde. In zwei Jahren war die Biomasse auf überstauten Standorten etwas höher, in einem Jahr aber deutlich geringer. Die Niederschlagsmenge kann für diese Schwankungen nicht als Begründung herangezogen werden, da das Jahr (2020) mit einer geringeren Arthropodendichte auf überstauten Flächen ein vergleichsweise trockenes Jahr war. Der Rückgang der Insektenbiomasse ist ein hoch aktuelles Thema (Eisenhauer, Bonn, & A. Guerra, 2019; Hallmann et al., 2017; Hallmann, Ssymank, Sorg, de Kroon, & Jongejans, 2021; van Klink et al., 2020; Wagner, Grames, Forister, Berenbaum, & Stopak, 2021), und kann dementsprechend auch Wiesenvögel beeinträchtigen. Ob und wie stark die Rückgänge der Wiesenvogelpopulationen in Schleswig-Holstein dadurch beeinflusst wurden, können wir nicht beurteilen.

Bei der Nahrungssuche ist die gewonnene Netto-Energie entscheidend für Wiesenvögel, wichtig sind hier nicht nur die Biomasse und/oder die Anzahl an Nahrungsorganismen, sondern auch die Erreichbarkeit der Organismen sowie der (Energie) Aufwand der Nahrungssuche. Regenwürmer ziehen sich beispielsweise bei Trockenheit in tiefere Bodenschichten zurück und sind dann nicht mehr für alle Limikolenarten gleich gut erreichbar (Onrust, Wymenga, Piersma, & Olf, 2019). Die Erreichbarkeit der Beute wurde in diesem Projekt nicht untersucht. Wir konnten aber einen Effekt der Einstauung auf die Vegetationshöhe aufzeigen, und die Erreichbarkeit von (bodenlebenden) Beutetieren ist in kurzer Vegetation vermutlich besser als in dichter, hoher Vegetation.

Tabelle 6: Vergleich der Biomasse (AFTG, g/m²) der drei Nahrungs-Typen (Bodenlebewesen, Benthos und Arthropoden) pro Jahr. Vereinfachtes Modell: Biomasse ~ Jahr + random factor Ort/Punkt.

Biomasse (AFTG)	2019		2020		2021	
	Mittelwert	Vertrauensintervall	Mittelwert	Vertrauensintervall	Mittelwert	Vertrauensintervall
Benthos						
Chironomiden	0.463	0.068 - 0.850	1.180	0.820 - 1.528	1.092	0.756 - 1.419
<i>Tubifex</i>	1.723	0.775 - 2.664	2.101	1.205 - 3.001	1.564	0.655 - 2.464
TOTAL (Σ)	2.186		3.281		2.656	
Bodentiere						
Regenwürmer	10.753	8.091 - 13.374	8.502	5.918 - 11.019	13.340	10.728 - 15.876
Tipuliden	2.803	1.816 - 3.758	3.502	2.530 - 4.486	1.668	0.504 - 2.855
TOTAL (Σ)	13.556		12.004		15.008	
Arthropoden						
TOTAL (Σ)	0.234	0.202 - 0.266	0.190	0.156 - 0.223	0.280	0.242 - 0.318

Grundsätzlich könnten Unterschiede in der Nahrungsverfügbarkeit, vor allem bei den heranwachsenden Küken, einen Effekt auf deren Überlebensrate haben (Schekkerman & Beintema, 2007). Ein schneller wachsendes Küken erreicht früher die Flugfähigkeit und kann sich somit früher vor Bodenprädatoren in Sicherheit bringen – ein nicht zu vernachlässigender Effekt (Pers. Mitteilung V.

Salewski). Trotzdem verzichten wir hier auf einen detaillierten Gebietsvergleich und konzentrieren uns vor allem auf den Wassereinstau-Effekt.

Maßnahmen und Landwirtschaft:

Eine künstliche Bewässerung von Blänken kann sinnvoll sein, wenn damit früh genug angefangen wird. Bei einem frühzeitigen Start der Bewässerungsmaßnahmen kann das Wasser besser auf der Fläche gehalten werden. Daher sollten noch nasse Flächen für die Maßnahmen genutzt werden, denn hier versickert/verdunstet das Wasser langsamer als auf vollständig ausgetrockneten Standorten. Eine kontinuierliche, leichte Bewässerung scheint sinnvoller, als einmalige Aktionen mit großen Wassermengen. Dies könnte mit naturverträglichen, windbetriebenen Pumpen (wie beispielsweise am Dümmer in Niedersachsen eingesetzt) oder vorübergehend/flexibel auch mit Solarpumpen gewährleistet werden.

Eine von Landwirten häufig geäußerte Kritik an der Überstauung von Feuchtwiesen über den Winter ist das Argument der vermeintlich schlechten Futterqualität und geringen Futtermenge auf solchen „Naturschutz-Flächen“ im darauffolgenden Sommer. Mit unserer Futterwertanalyse konnten wir belegen, dass die Menge an Futter (Trockengewicht) zum Mahdzeitpunkt (auf Naturschutzflächen ab Mitte Juni) auf ehemals überstauten Standorten geringer ausfiel als auf trockenen Standorten. Die Qualität des Futters von überstauten Standorten muss aber nicht generell als schlechter klassifiziert werden. Hier kommt es darauf an, welcher Wert zum Vergleich herangezogen wird. Die Frischgrasproben überstauter Standorte hatten beim Rohprotein und bei der ruminalen N-Bilanz bessere Werte als auf trockenen Standorten. Wenn dabei die verminderte Bodensackung und CO₂-Freisetzung (bei Niedermoorböden) von Flächen mit geringerer Austrocknung berücksichtigt werden, ist zu diskutieren, welche Bewirtschaftungsform auf lange Sicht mehr Nutzen bringt (Gambolati et al., 2006; Koster et al., 2020). Die schlechtere Befahrbarkeit der feuchten Wiesen stellt ebenfalls eine Schwierigkeit dar, wird aber oft durch die Nutzung als Weide (bei der nicht häufig auf die Fläche gefahren werden muss) relativiert. Auch eine angepasste Technik, wie beispielsweise Raupenfahrzeuge, erlauben eine Nutzung von feuchten Wiesen, so dass die Einschränkungen aufgrund der Befahrbarkeit entfallen oder geringer sind.

Hoch aktuell ist zurzeit das Thema Wiedervernässung von Moorböden bzw. generell organischer Böden, zur Verminderung der CO₂-Ausgasung und damit auch der Bodensackung. Dieser sogenannte biologische Klimaschutz hat sich die Landesregierung in Schleswig-Holstein auf die politische Agenda gesetzt (Landesprogramm zum Biologischen Klimaschutz). Einhergehend mit solchen Wiedervernässungen könnten auch die Wiesenvögel profitieren, wenn denn die Flächen noch wiesenvogeltauglich bewirtschaftet werden können. Eine Nutzung bzw. Pflege der Flächen ist für Wiesenbrüter unumgänglich. Denn eine Wiedervernässung zuvor landwirtschaftlich genutzten (entwässerten) Grünlandes kann sich durch unterbleibende Nutzung zu einem Gebiet mit hohem Aufkommen von Schilf, Rohrglanzgras und Rohrkolben entwickeln. So kann sich ein zuvor gutes Wiesenvogelbrutgebiet in ein ungeeignetes Gebiet wandeln, obschon die Nahrungsverfügbarkeit durch den Wasseranstau verbessert werden konnte (Kreyling et al., 2021). Somit besteht das Risiko, dass durch die Wiedervernässung von Niedermoorböden zur Einsparung von CO₂-Emissionen, Wiesenvogelbruthabitat verloren gehen kann. Je nach Bewirtschaftungsintensität können

Paludikulturen durchaus Wiesenvogelfreundlich sein. Dass von intensiv bewirtschafteten Paludikulturen gegebenenfalls andere Vogelarten profitieren werden, schließen wir nicht aus. Mit Blick auf Wiesenvögel spricht nichts gegen eine Bewirtschaftung von Niedermoorflächen unter nassen Verhältnissen (höhere Grundwasserstände), laut Franks et al., (2018) ist die Anhebung der Wasserstände eine gute Naturschutzmaßnahme für Wiesenlimikolen.

Zwei kürzlich publizierte Studien zeigen, dass die Anzahl der Vögel immer noch stark abnimmt und vor allem Vögel der Agrar- und Grünland Habitats sowie der Küsten betroffen sind (Burns et al., 2021; Morrison et al., 2021). Lebensräume, die in Schleswig-Holstein in hohem Maße vorhanden sind, weshalb das Land in diesen Bereichen viel Potential hat Maßnahmen zu ergreifen, sei es an der Küste oder eben auf den Grünlandflächen. Langstreckenziehende Vogelarten sind wiederum stärker betroffen als andere. Da Wiesenvögel Arten sind, die sowohl im Grünland oder an der Küste brüten, als auch Langstreckenzieher sind, stellen diese schlussfolgernd sehr stark betroffene Arten des Rückgangs der Avifauna dar. Dementsprechend sollte deren Lebensraumerhalt und die Förderung dessen einen hohen Stellenwert haben.

Mögliche Maßnahmen zur Wiesenvogelförderung:

- Anstau von Gräben/Gruppen
- Oberirdische Wasserableitung statt Drainagen
- Bewässerungsmöglichkeiten schaffen (Windpumpen, Solarpumpen, Stauvorrichtungen)
- Blänken (Flachgewässer) anlegen
- Grabenränder abflachen und wenn möglich beweiden (Schilfwachstum eindämmen)
- Grabenaushub heterogener verteilen, statt nur am Grabenrand
- Rotationsmahd bei Wiesen (Altgrasstreifen stehen lassen, Arthropodenförderung)
- Förderung blütenreicher Wiesen
- Keine oder geringe Düngung (idealerweise Festmist), kein Schleppen oder Walzen
- Extensive Beweidung während der Brutzeit
- Starke Beweidung in den Herbst hinein
- Mosaik an Nutzungsformen
- Mosaik an Nutzungszeiten (früh/spät beweidet vs. früh/spät gemäht)
- Entfernen von hohen Strukturen mit Kulissenwirkung (Bäume, Hecken und Schilf)

Öffentlichkeitsarbeit

Neben dem Online-Workshop an der IWSG-Conference 2021 mit 80 Teilnehmenden wurde (wird) das Projekt bzw. die Ergebnisse an folgenden Veranstaltungen präsentiert.

- Vorstellung des Projektes an der IWSG-Conference 2019 in Morecambe UK mit einem Poster: „Water management of wet meadows under climate change – Boost Wader Chick Food – a project presentation“.
- Vorstellung des Projektes (unter anderen Themen) an einer digitalen „Vorlesung“ im Seminar Principles in Ecology an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel im Januar 2021, „Wader conservation and good agricultural practice“
- Einladung zu einem Vortrag an der Brandenburgischen Akademie „Schloss Criewen“ zum Thema „Wiesenbrüter – ein hoffnungsloser Fall?“, wurde von 2021 auf 2022 verschoben.
- Ergebnispräsentation an der EOU (European Ornithologists' Union) 2022 in Gießen, D mit einem Poster: „The wetter the better? Impact of water management on prey availability for wet grassland breeding waders“.

Danksagung

Wir danken dem Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) des Landes Schleswig-Holstein sowie der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Bereitstellung der finanziellen Mittel zur Realisierung dieses Projektes.

Der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein danken wir für die Erlaubnis ihre Flächen beproben zu dürfen, ohne diese wäre die Stichprobengröße nur halb so groß gewesen und den regen Austausch zum Management: Gudrun Beuck, Thorsten Deinert, Dr. Oliver Granke, Miriam Kimmel und Leif Rättig (in alphabetischer Reihenfolge).

Wir bedanken uns bei den unteren Naturschutzbehörden der Kreise Nordfriesland, Schleswig-Flensburg, Rendsburg-Eckernförde und Dithmarschen für die Erteilung der Beprobungs- und Betretungsgenehmigungen. Den unteren Wasserbehörden Nordfriesland und Schleswig Flensburg, sowie den lokalen Wasser- und Bodenverbänden für die Genehmigung zur Wasserentnahme, ohne diese die experimentellen Bewässerungen nicht möglich gewesen wären.

Für die Drohnenflüge hat uns die Luftfahrtbehörde (LBV-SH) jeweils die Erlaubnis erteilt, sowie die Absprachen mit den Kontrollzentren an den Flughäfen Jagel (Fliegerhorst Schleswig) und Hohn (Fliegerhorst Hohn) liefen jeweils reibungslos.

Bedanken möchten wir uns auch bei/beim: Julia Jacobsen, Michael Mielke und Manuel Clausen von der integrierten Station Eider-Treene-Sorge des LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) für die wertvolle Unterstützung bei den experimentellen Bewässerungen.

Sibylle Stromberg und Holger Bruns vom NABU Naturzentrum Katinger Watt, wo wir immer auf Unterstützung zählen konnten und wichtige Gebiete im Eider-Ästuar beproben konnten.

Dem Verein Jordsand für die Unterstützung im Gebiet Hauke-Haien-Koog (Stefan Wolff und später Eric Walter), sowie Dr. Walther Petersen-Andresen und Dr. Thurid Otto der integrierten Station Westküste (LLUR) für den Beltringharder Koog.

Für die Kartierungen bedanken wir uns bei Dr. Volker Salewski (Adenbüllerkoog und Poppenbüll Ost), Holger Bruns (gesamtes Eiderästuer), Heike Jeromin für den Meggerkoog, Dagmar Cimiotti und Brigitte Klinner-Hötker† für den gesamten BHK.

Jutta Hansen vom Naturschutzverein Wiedingharde für die Absprachen und den Austausch im Gebiet Rickelsbüller Koog.

Dr. Wolfgang Scharenberg für die Unterstützung im Raum Hohner See.

Allen Landwirten und Pächtern, die für Interviews zur Verfügung standen oder uns deren Flächen für die Untersuchung zur Verfügung stellten.

Allen ExpertInnen, die bei der online-Umfrage mitmachten.

Der IWSG, die uns erlaubte unseren Workshop über ihre „Plattform“, laufen zu lassen, sowie den Vortragenden.

LEIDER KONNTE DR. HERMANN HÖTKER DAS ENDE DIESES PROJEKTES NICHT MEHR MITERLEBEN. HERMANN WAR MAßGEBLICH AN DER PLANUNG DIESES PROJEKTES BETEILIGT, WAR ZU BEGINN DES PROJEKTES STARK INVOLVIERT UND HATTE (WIE IMMER) VOLLSTÄNDIGES VERTRAUEN IN DIE UMSETZUNG DURCH SEINE MITARBEITER: „MACH WAS DU WILLST, DU KANNST DAS!“

Literatur

- Armstrong, A. C. (1993). Modelling the response of in-field water tables to ditch levels imposed for ecological aims: a theoretical analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 43(3–4), 345–351. doi: 10.1016/0167-8809(93)90097-9
- Ausden, M., Rowlands, A., Sutherland, W. J., & James, R. (2003). Diet of breeding lapwing *vanellus vanellus* and redshank *tringa totanus* on coastal grazing marsh and implications for habitat management: Capsule management of coastal grazing marshes for these breeding wading birds should prescribe maintaining shallow pools. *Bird Study*, 50(3), 285–293. doi: 10.1080/00063650309461321
- Ausden, M., Sutherland, W. J., & James, R. (2001). The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 320–338. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00600.x
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48.
- Beintema, A. J., Thissen, J. B., Tensen, D., & Visser, G. H. (1991). Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea*, 79(1), 31–43.
- Bellebaum, J., & Bock, C. (2009). Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. *Journal of Ornithology*, 150(1), 221–230. doi: 10.1007/s10336-008-0341-7
- Belting, S., & Belting, H. (1999). Zur Nahrungsökologie von Kiebitz- (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen- (*Limosa limosa*) Küken im wiedervernässten Niedermoor-Grünland am Dümmer. *Vogelkundliche Berichte Niedersachsen*, 31, 11–23.
- Both, C., & Visser, M. E. (2001). Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature*, 411(6835), 296–298. doi: 10.1038/35077063
- Brook, A. J., Woodcock, B. A., Sinka, M., & Vanbergen, A. J. (2008). Experimental verification of suction sampler capture efficiency in grasslands of differing vegetation height and structure. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1357–1363. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01530.x
- Burns, F., Eaton, M. A., Burfield, I. J., Klvaňová, A., Šilarová, E., Staneva, A., & Gregory, R. D. (2021). Abundance decline in the avifauna of the European Union reveals cross-continental similarities in biodiversity change. *Ecology and Evolution*, 148(June), 148–162. doi: 10.1002/ece3.8282
- Coyle, H. E., Whitehead, S. C., & Baines, D. (2018). A review of soft Rush *Juncus effusus* management for breeding waders. *Wader Study*, 125(3), 190–194. doi: 10.18194/WS.00123
- Deutscher Wetterdienst. (2017). *Klimareport Schleswig-Holstein*. Offenbach am Main, Deutschland.
- Devereux, C. L., McKeever, C. U., & Whittingham, M. J. (2004). The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis*, 146, 115–122.
- Eglington, S. M., Bolton, M., Smart, M. A., Sutherland, W. J., Watkinson, A. R., & Gill, J. A. (2010). Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 451–458. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01783.x
- Eglington, S. M., Gill, J. A., Bolton, M., Smart, M. A., Sutherland, W. J., & Watkinson, A. R. (2008). Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 305–314. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01405.x
- Eisenhauer, N., Bonn, A., & Guerra, C. (2019). Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nature Communications*, 10(1), 1–3. doi: 10.1038/s41467-018-07916-1
- Esther, A., Imholt, C., Perner, J., Schumacher, J., & Jacob, J. (2014). Correlations between weather conditions and common vole (*Microtus arvalis*) densities identified by regression tree analysis. *Basic and Applied Ecology*, 15(1), 75–84. doi: 10.1016/j.baae.2013.11.003
- Franks, S. E., Roodbergen, M., Teunissen, W., Carrington Cotton, A., & Pearce-Higgins, J. W. (2018). Evaluating the effectiveness of conservation measures for European grassland-breeding waders.

- Ecology and Evolution*, 8(21), 10555–10568. doi: 10.1002/ece3.4532
- Gambolati, G., Putti, M., Teatini, P., & Gasparetto Stori, G. (2006). Subsidence due to peat oxidation and impact on drainage infrastructures in a farmland catchment south of the Venice Lagoon. *Environmental Geology*, 49(6), 814–820. doi: 10.1007/s00254-006-0176-6
- Gelman, A., & Su, Y.-S. (2015). *arm: Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models. R package version 1.8-6*. <https://CRAN.R-project.org/package=arm>.
- Groth, J., & Irmeler, U. (2013). Spatial distribution of earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae) and the relationship to environmental parameters in northern German wet grassland. *Faun.-Ökol.Mitt.*, 9, 301–310.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12(10). doi: 10.1371/journal.pone.0185809
- Hallmann, C. A., Ssymank, A., Sorg, M., de Kroon, H., & Jongejans, E. (2021). Insect biomass decline scaled to species diversity: General patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(2), 1–8. doi: 10.1073/PNAS.2002554117
- Hermann Hötter. (2015). Faktoren des Erfolgs von Habitat-Management-Massnahmen für Wiesenvögel. *Berichte Zum Vogelschutz*, 52.
- Hötter, H., & Thomsen, K.-M. (2018). *Wiesenvögel in Schleswig-Holstein 2018*.
- Irmeler, U. (1999). *Die standörtlichen Bedingungen der Regenwürmer (Lumbricidae) in Schleswig-Holstein*. 509–518.
- Kaasiku, T., Rannap, R., & Kaart, T. (2019). Managing coastal grasslands for an endangered wader species can give positive results only when expanding the area of open landscape. *Journal for Nature Conservation*, 48(April 2018), 12–19. doi: 10.1016/j.jnc.2018.12.004
- Kahlert, J., Clausen, P., Hounisen, J. P., & Petersen, I. K. (2007). Response of breeding waders to agri-environmental schemes may be obscured by effects of existing hydrology and farming history. *Journal of Ornithology*, 148(SUPL. 2). doi: 10.1007/s10336-007-0181-x
- Kelly, L. A., Douglas, D. J. T., Shurmer, M. P., & Evans, K. L. (2021). Upland rush management advocated by agri-environment schemes increases predation of artificial wader nests. *Animal Conservation*, acv.12672. doi: 10.1111/acv.12672
- Kentie, R., Coulson, T., Hooijmeijer, J. C. E. W., Howison, R. A., Loonstra, A. H. J., Verhoeven, M. A., ... Piersma, T. (2018). Warming springs and habitat alteration interact to impact timing of breeding and population dynamics in a migratory bird. *Global Change Biology*, 24(11), 5292–5303. doi: 10.1111/gcb.14406
- Kentie, R., Hooijmeijer, J. C. E. W., Trimbos, K. B., Groen, N. M., & Piersma, T. (2013). Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 243–251. doi: 10.1111/1365-2664.12028
- Kleijn, D., Schekkerman, H., Dimmers, W. J., Van Kats, R. J. M., Melman, D., & Teunissen, W. A. (2010). Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. Limosa* in the Netherlands. *Ibis*, 152(3), 475–486. doi: 10.1111/j.1474-919X.2010.01025.x
- Korner-Nievergelt, F., Roth, T., von Felten, S., Guélat, J., Almasi, B., & Korner-Nievergelt, P. (2015). *Bayesian data analysis in ecology using linear models with R, BUGS, and Stan*. London: Academic Press.
- Koster, K., Frumau, A., Stafleu, J., Dijkstra, J., Hensen, A., Velzeboer, I., ... Zaadnoordijk, W. J. (2020). GreenhousePeat: A model linking CO₂ emissions from subsiding peatlands to changing groundwater levels. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 382, 609–614. doi: 10.5194/piahs-382-609-2020
- Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., ... Jurasinski, G. (2021). Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*, 12(1), 1–8. doi: 10.1038/s41467-021-25619-y
- Laidlaw, R. A., Smart, J., Smart, M. A., & Gill, J. A. (2017). Scenarios of habitat management options to

- reduce predator impacts on nesting waders. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1219–1229. doi: 10.1111/1365-2664.12838
- Lawrence, A. P., & Bowers, M. A. (2002). Short communication of the “hot” mustard extraction method of sampling earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 549–552.
- Leyrer, J., Brown, D., Gerritsen, G., Hötter, H., & Ottvall, R. (2018). International multi-species action plan for the conservation of breeding waders in wet grassland habitats in Europe (2018–2028). In *Report of Action A13 under the framework of Project LIFE EuroSAP (LIFE14 PRE/UK/002)*. NABU, RSPB, VBN and SOF.
- Lourenço, P. M., Granadeiro, J. P., & Catry, T. (2018). Low macroinvertebrate biomass suggests limited food availability for shorebird communities in intertidal areas of the Bijagós archipelago (Guinea-Bissau). *Hydrobiologia*, 816(1), 197–212. doi: 10.1007/s10750-018-3584-1
- Madsen, J., Marcussen, L. K., Knudsen, N., Balsby, T. J. S., & Clausen, K. K. (2019). Does intensive goose grazing affect breeding waders? *Ecology and Evolution*, (January), 1–11. doi: 10.1002/ece3.5923
- McCallum, H. M., Wilson, J. D., Beaumont, D., Sheldon, R., O’Brien, M. G., & Park, K. J. (2016). A role for liming as a conservation intervention? Earthworm abundance is associated with higher soil pH and foraging activity of a threatened shorebird in upland grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 223, 182–189. doi: 10.1016/j.agee.2016.03.005
- Millon, A., Petty, S. J., Little, B., Gimenez, O., Cornulier, T., & Lambin, X. (2014). Dampening prey cycle overrides the impact of climate change on predator population dynamics: a long-term demographic study on tawny owls. *Global Change Biology*, 20, 1770–1781. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12546>
- Milsom, T. P., Hart, J. D., Parkin, W. K., & Peel, S. (2002). Management of coastal grazing marshes for breeding waders: The importance of surface topography and wetness. *Biological Conservation*, 103(2), 199–207. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00122-7
- Morrison, C. A., Auniš, A., Benkó, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., ... Butler, S. J. (2021). Bird population declines and species turnover are changing the acoustic properties of spring soundscapes. *Nature Communications*, 12(1), 6217. doi: 10.1038/s41467-021-26488-1
- Onrust, J., Wymenga, E., Piersma, T., & Olf, H. (2019). Earthworm activity and availability for meadow birds is restricted in intensively managed grasslands. *Journal of Applied Ecology*, (January), 1–10. doi: 10.1111/1365-2664.13356
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37–42. doi: 10.1038/nature01286
- Pearce-Higgins, J. W., Brown, D. J., Douglas, D. J. T., Alves, J. A., Bellio, M., Bocher, P., ... Verkuil, Y. I. (2017). A global threats overview for Numeniini populations: synthesising expert knowledge for a group of declining migratory birds. *Bird Conservation International*, 27(1), 6–34. doi: 10.1017/S0959270916000678
- Plard, F., Bruns, H. A., Cimiotti, D. V., Helmecke, A., Hötter, H., Jeromin, H., ... Schaub, M. (2019). Low productivity and unsuitable management drive the decline of central European lapwing populations. *Animal Conservation*, acv.12540. doi: 10.1111/acv.12540
- Plum, N. (2005). Terrestrial invertebrates in flooded grassland: A literature review. *Wetlands*, 25(3), 721–737. doi: 10.1672/0277-5212(2005)025[0721:tiifga]2.0.co;2
- Plum, N. M., & Filser, J. (2005). Floods and drought: Response of earthworms and potworms (Oligochaeta: Lumbricidae, Enchytraeidae) to hydrological extremes in wet grassland. *Pedobiologia*, 49(5), 443–453. doi: 10.1016/j.pedobi.2005.05.004
- Roodbergen, M., van der Werf, B., & Hötter, H. (2012). Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *Journal of Ornithology*, 153(1), 53–74. doi: 10.1007/s10336-011-0733-y
- Ryslavý, T., Bauer, H., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P., & Sudfeldt, C. (2020). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. *Berichte Zum Vogelschutz*, 57.
- Salewski, V., Helmecke, A., & Schmidt, L. (2018). Der Zug norddeutscher Uferschnepfen. *Vogelwarte*, 56.
- Salewski, V., Kliner-Hötter, B., & Schmidt, L. (2020). *Bericht 2020: Bruterfolg Uferschnepfe (Action*

D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

- Sandor, V., Vidican, R., Sandor, M., Stoian, V., & Sfechis, S. (2015). Tested Methods for Extracting Earthworms from Soil. *Bulletin UASVM Agriculture*, 72(1), 235–238. doi: <http://dx.doi.org/10.15835/buasvmcn-agr:11121>
- Schekkerman, H., & Beintema, A. J. (2007). Abundance of invertebrates and foraging success of Black-Tailed Godwit *Limosa limosa* chicks in relation to agricultural grassland management. *Ardea*, 95(1), 39–54. doi: 10.5253/078.095.0105
- Schekkerman, H., Teunissen, W., & Oosterveld, E. (2008). The effect of “mosaic management” on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1067–1075. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01506.x
- Smart, J., & Gill, J. A. (2003). Climate change and the potential impact on breeding waders in the UK. *Wader Study Group Bulletin*, 100, 80–85.
- Smart, J., Gill, J. A., Sutherland, W. J., & Watkinson, A. R. (2006). Grassland-breeding waders: Identifying key habitat requirements for management. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 454–463. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01166.x
- Stephens, P. A., Mason, L. R., Green, R. E., Gregory, R. D., Sauer, J. R., Alison, J., ... Willis, S. G. (2016). Consistent response of bird populations to climate change on two continents. *Science*, 352(6281), 84–87. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/352/6281/84.abstract>
- Struwe-Juhl, B. (1995). Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Corax*, 16.
- Tanneberger, F., Abel, S., Couwenberg, J., Dahms, T., Gaudig, G., Günther, A., ... Joosten, H. (2021). Towards net zero CO₂ in 2050: An emission reduction pathway for organic soils in Germany. *Mires and Peat*, 27, 1–17. doi: 10.19189/MaP.2020.SNPG.StA.1951
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., ... Drösler, M. (2020). A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109(June 2019), 105838. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105838
- van Dijk, J., van der Vliet, R. E., de Jong, H., Zeylmans van Emmichoven, M. J., van Hardeveld, H. A., Dekker, S. C., & Wassen, M. J. (2015). Modeling direct and indirect climate change impacts on ecological networks: a case study on breeding habitat of Dutch meadow birds. *Landscape Ecology*, 30(5), 805–816. doi: 10.1007/s10980-014-0140-x
- van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A., & Chase, J. M. (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, 368(6489), 417–420. doi: 10.1126/science.aax9931
- Visser, M. E., Van Noordwijk, A. J., Tinbergen, J. M., & Lessells, C. M. (1998). Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 265(1408), 1867–1870. doi: 10.1098/rspb.1998.0514
- Vliet, R. E. van der, Dijk, J. van, & Wassen, M. J. (2011). How Different Landscape Elements Limit the Breeding Habitat of Meadow Bird Species. *Ardea*, 98(2), 203–209. doi: 10.5253/078.098.0210
- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(2), 1–10. doi: 10.1073/pnas.2023989118
- Whittingham, M. J., Percival, S. M., & Brown, A. F. (1999). Evaluation of radiotelemetry methods in measuring habitat choice by young golden plover *pluvialis apricaria* chicks. *Bird Study*, 46(3), 363–368. doi: 10.1080/00063659909461151
- Wiggers, J. M. R. (Hanneke), van Ruijven, J., Schaffers, A. P., Berendse, F., & de Snoo, G. R. (2015). Food availability for meadow bird families in grass field margins. *Ardea*, 103(1), 17–26. doi: 10.5253/arde.v103i1.a2
- Wilson, A. M., Ausden, M., & Milsom, T. P. (2004). Changes in breeding wader populations on lowland wet grasslands in England and Wales: Causes and potential solutions. *Ibis*, 146(SUPPL. 2), 32–40. doi: 10.1111/j.1474-919X.2004.00371.x
- Żmihorski, Michał, Krupiński, D., Kotowska, D., Knap, J., Pärt, T., Obłoz, P., & Berg, Å. (2018). Habitat

characteristics associated with occupancy of declining waders in Polish wet grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 251(August 2017), 236–243. doi: 10.1016/j.agee.2017.09.033

Żmihorski, Michał, Pärt, T., Gustafson, T., & Berg, Å. (2016). Effects of water level and grassland management on alpha and beta diversity of birds in restored wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 587–595. doi: 10.1111/1365-2664.12588

Anhang

a) Benthos

Tab. I: Modeloutput für die Anzahl an Chironomiden (Poisson).

	Y-Achsenabschnitt	Wassertiefe	pH	pH ²	Datum	Maßnahmenbeginn	orgSubstanz	Jahr2020	Jahr2021
2.5%	-1.619	0.292	0.391	-0.090	1.555	-0.947	-0.677	0.109	0.508
50.0%	-0.979	0.396	0.471	-0.045	1.636	-0.514	-0.104	0.362	0.787
97.5%	-0.369	0.505	0.551	0.000	1.720	-0.068	0.476	0.616	1.069

Tab. II: Modeloutput für die Anzahl an *Tubifex* (Poisson).

	Y-Achsenabschnitt	Wassertiefe	pH	pH ²	Datum	Maßnahmenbeginn	orgSubstanz	Jahr2020	Jahr2021
2.5%	1.012	0.123	-0.420	0.048	0.000	-0.248	-0.721	-0.262	-0.380
50.0%	1.516	0.170	-0.384	0.067	0.030	0.141	-0.233	-0.171	-0.280
97.5%	2.035	0.217	-0.349	0.086	0.060	0.522	0.258	-0.082	-0.181

Tab. III: Modeloutput für die Chironomidenbiomasse.

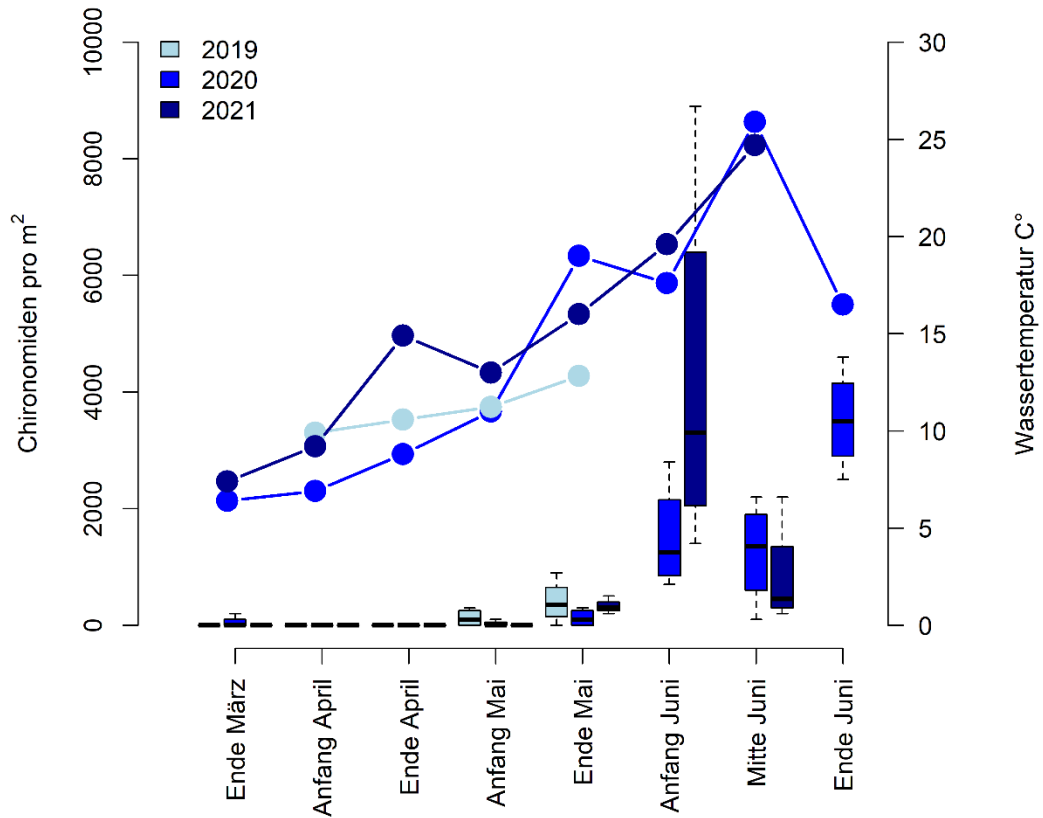
	Y-Achsenabschnitt	Wassertiefe	pH	pH ²	Datum	Maßnahmenbeginn	orgSubstanz	Jahr2020	Jahr2021
2.5%	-0.010	-0.112	-0.043	-0.079	0.292	-0.429	-0.181	0.185	-0.091
50.0%	0.413	0.066	0.138	0.012	0.465	-0.214	0.071	0.592	0.398
97.5%	0.828	0.244	0.317	0.102	0.642	0.005	0.325	1.008	0.887

Tab. IV: Modeloutput für die *Tubifex*-Biomasse.

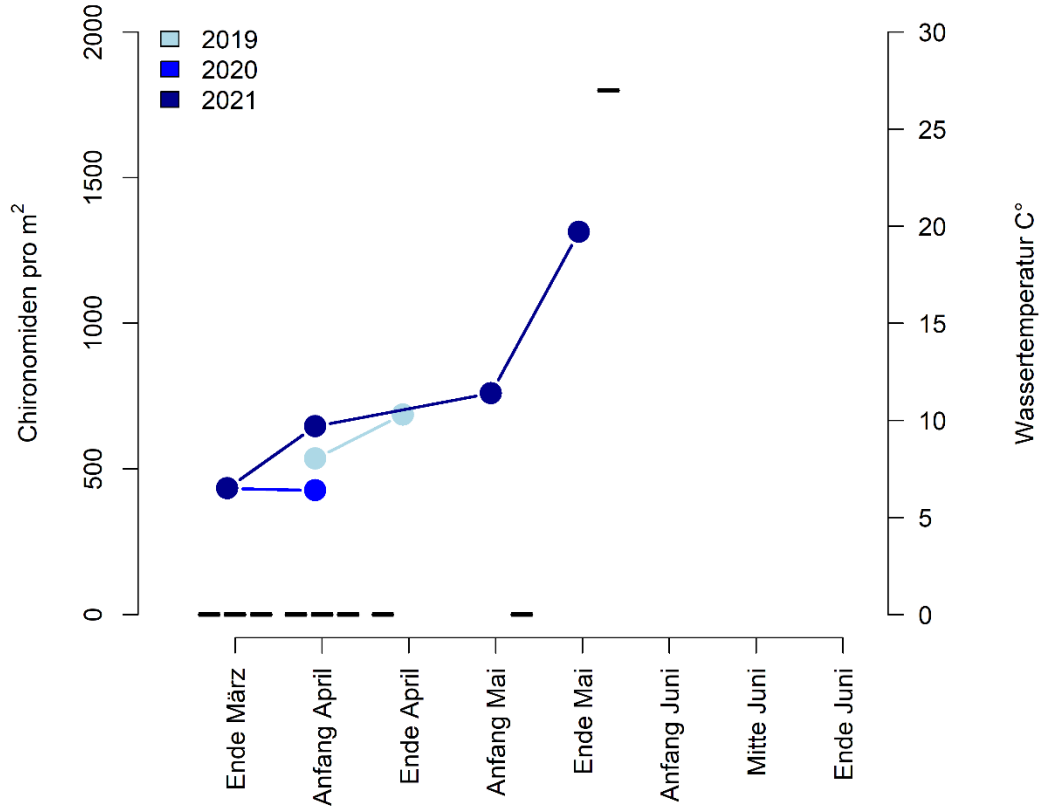
	Y-Achsenabschnitt	Wassertiefe	pH	pH ²	Datum	Maßnahmenbeginn	orgSubstanz	Jahr2020	Jahr2021
2.5%	1.474	0.040	-0.800	-0.299	-0.152	-0.518	-0.532	-0.756	-1.876
50.0%	2.581	0.420	-0.441	-0.124	0.180	0.218	0.289	0.108	-0.894
97.5%	3.681	0.801	-0.066	0.048	0.507	0.946	1.115	0.980	0.061

Auf den folgenden Abbildungen sind in Abhängigkeit der Beprobungsrunde (1-8) jeweils pro Gebiet (siehe Abbildungsüberschrift) und über die 3 Jahre, die Anzahl an Chironomiden bzw. die Anzahl an *Tubifex* (Boxplots) dargestellt. In derselben Abbildung findet sich ebenfalls die Wassertemperatur (Linie mit Punkten, rechte Y-Achse). Es sind „nur“ die sieben Gebiete, welche über alle drei Jahre (siehe Tabelle 1) beprobt wurden dargestellt.

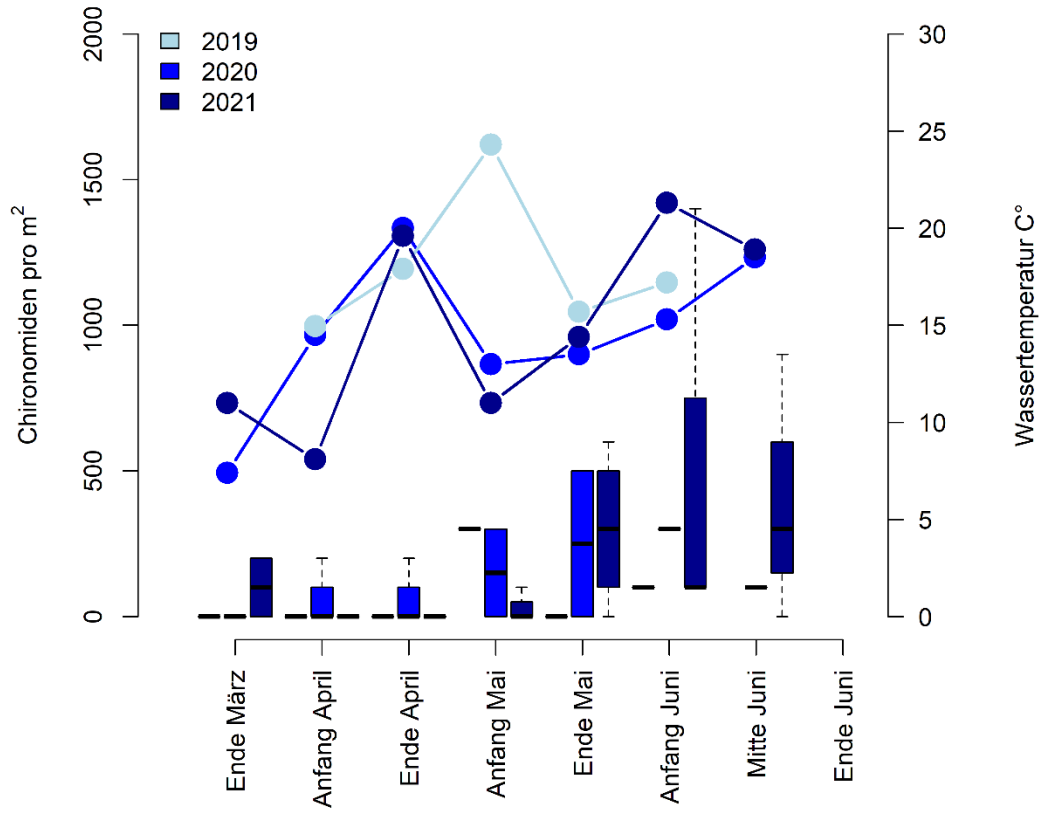
Rickelsbüllerkoog, neuer Polder



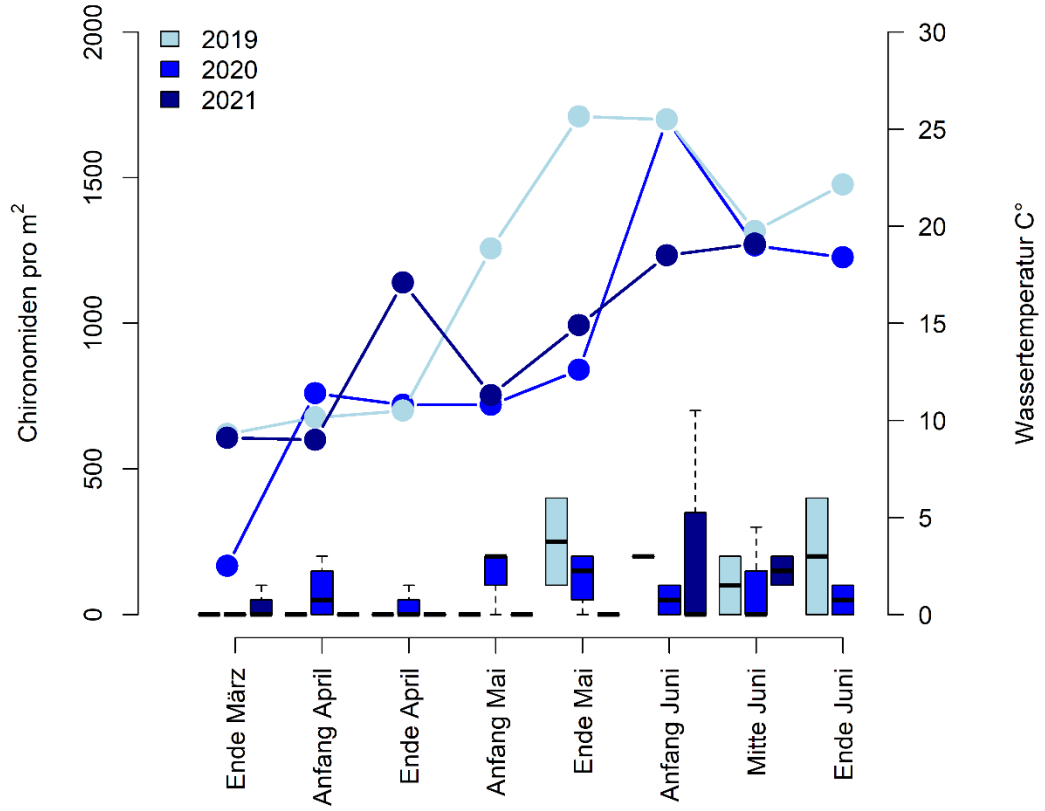
Beltringharder Koog, Nordöstliche Feuchtwiese



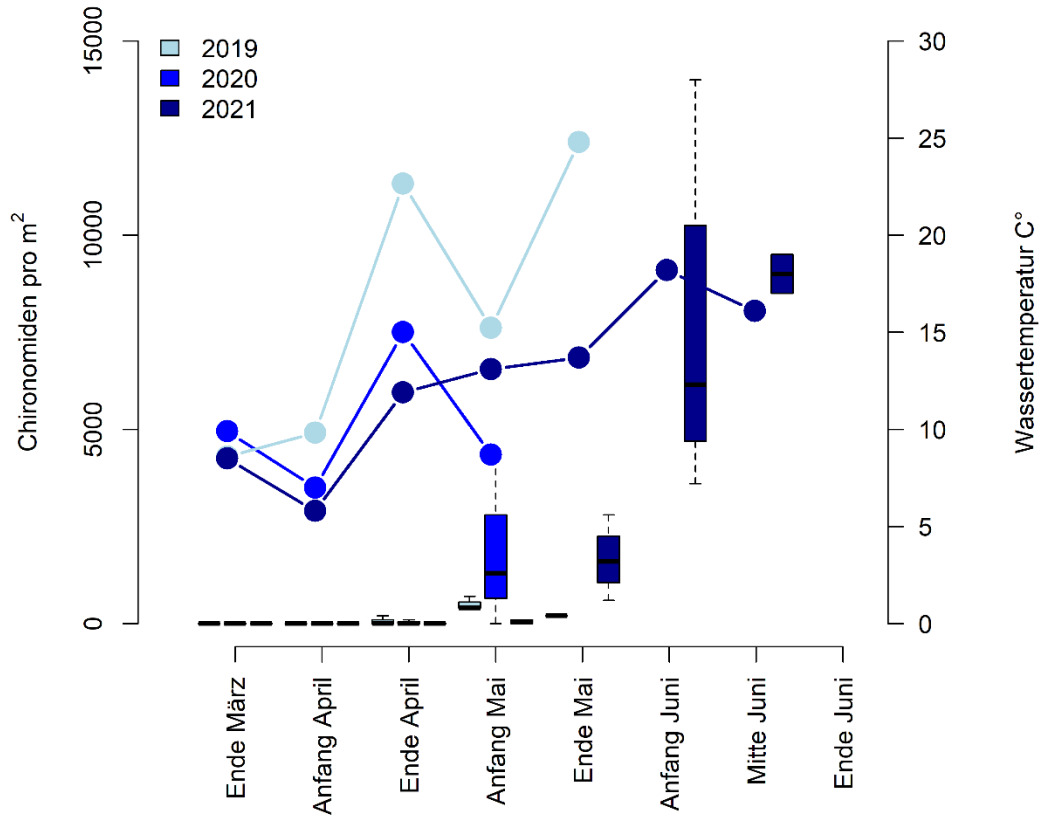
Bergenhusen, Seekrön



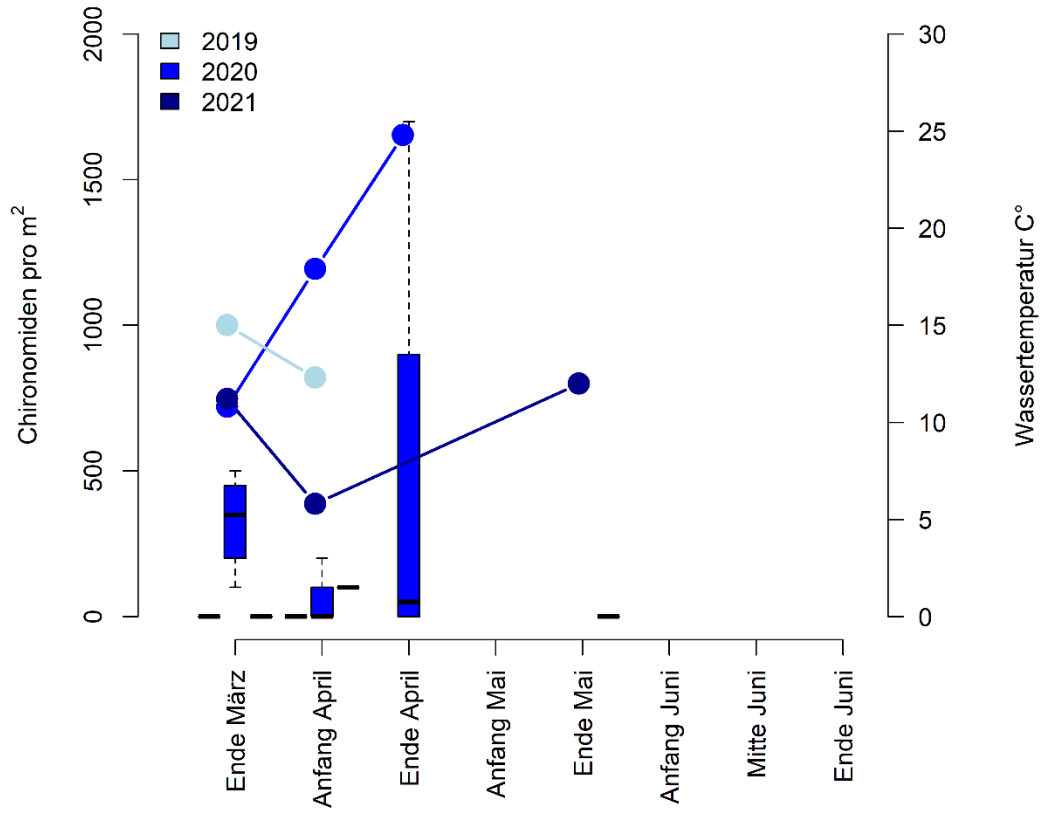
Seether Ostermoor, Nordpolder



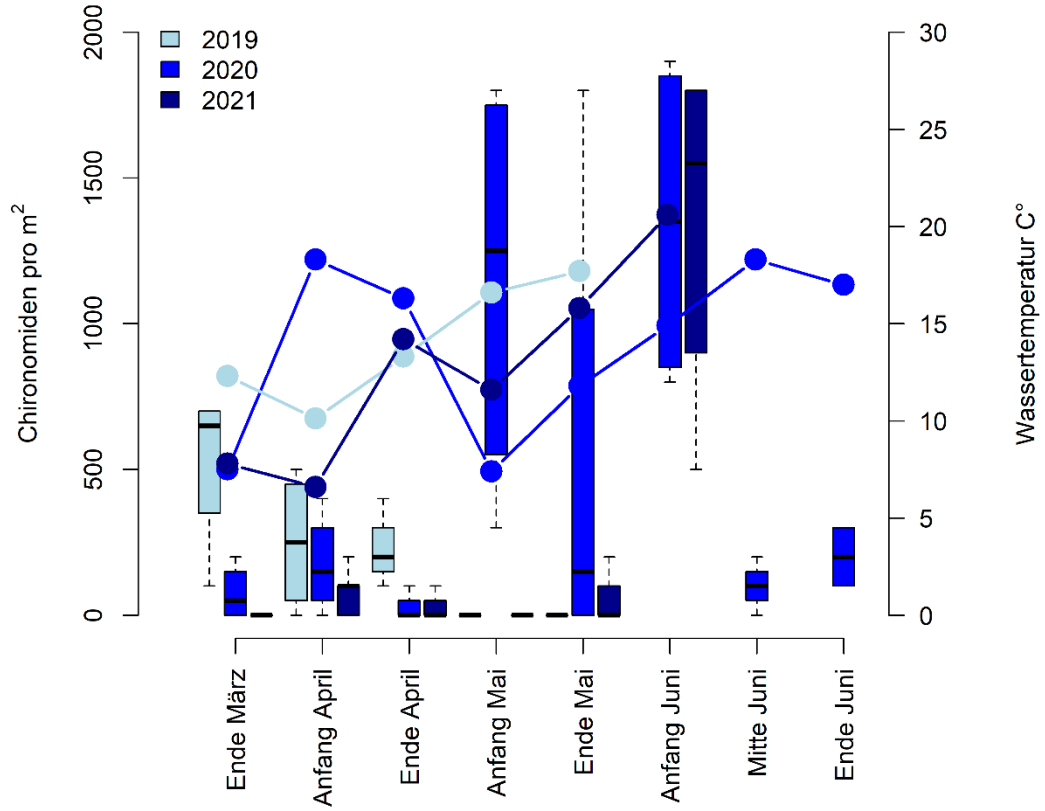
Adenbüllerkooog



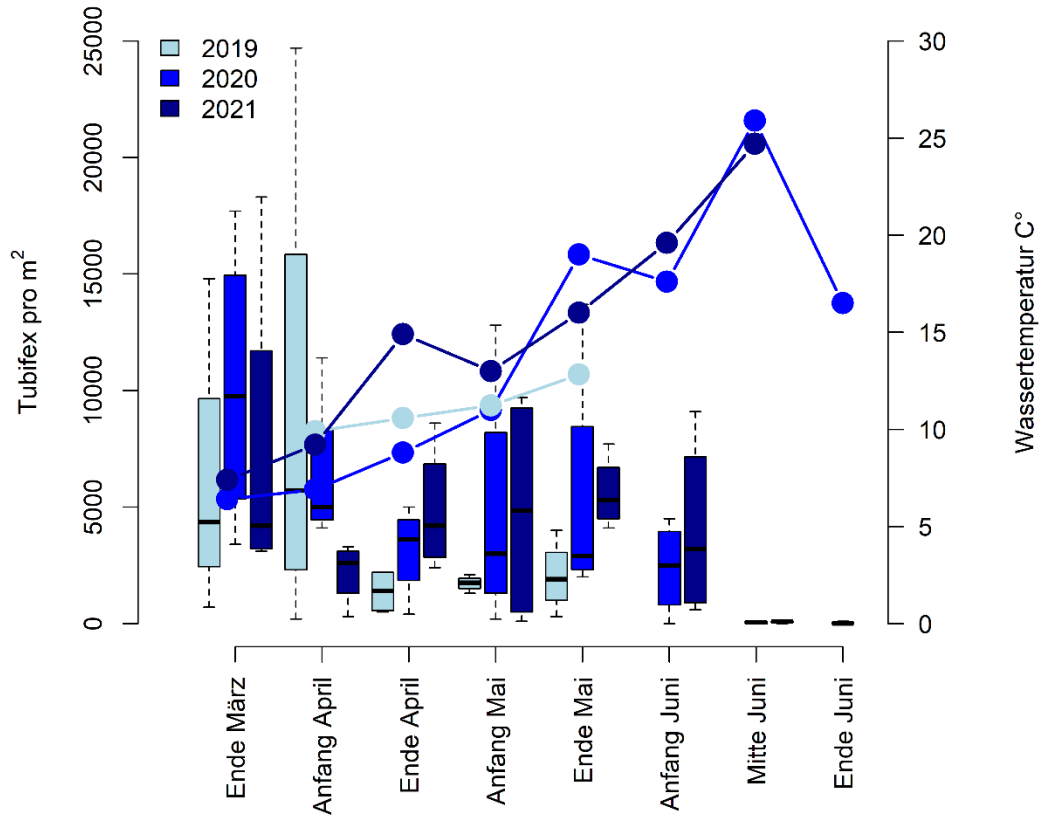
Meggerkoog, Gemeindenaturschutzfläche



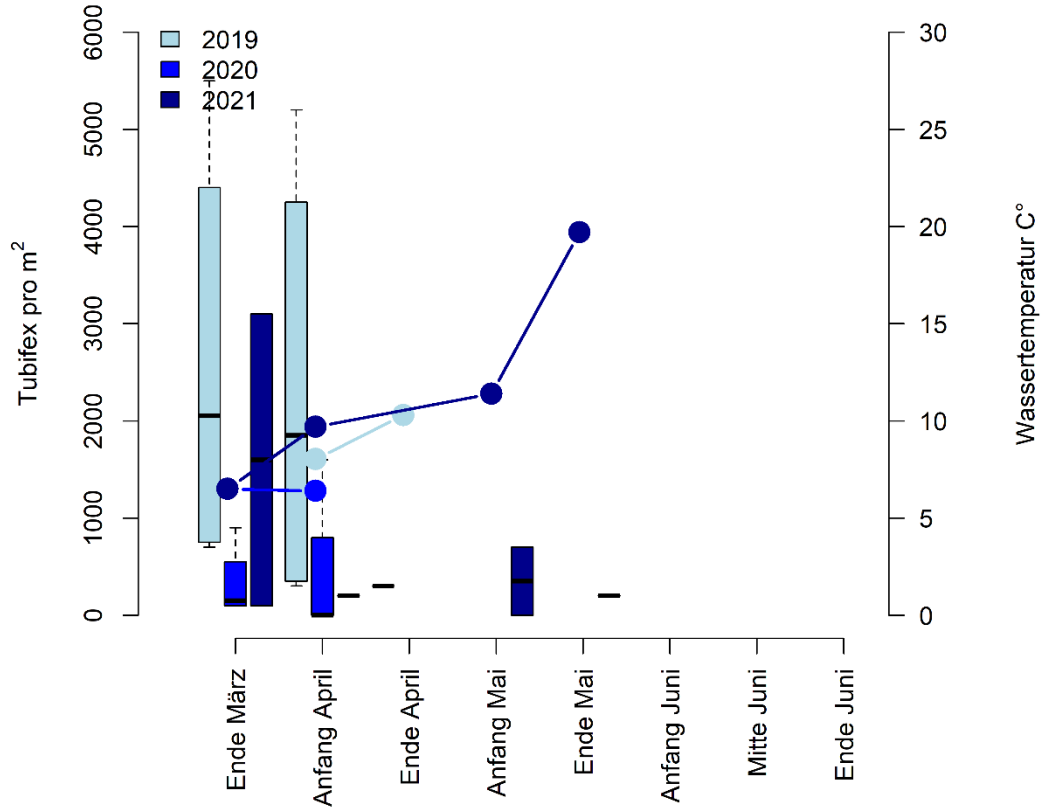
Alte-Sorge-Schleife, Kleiner Maeander



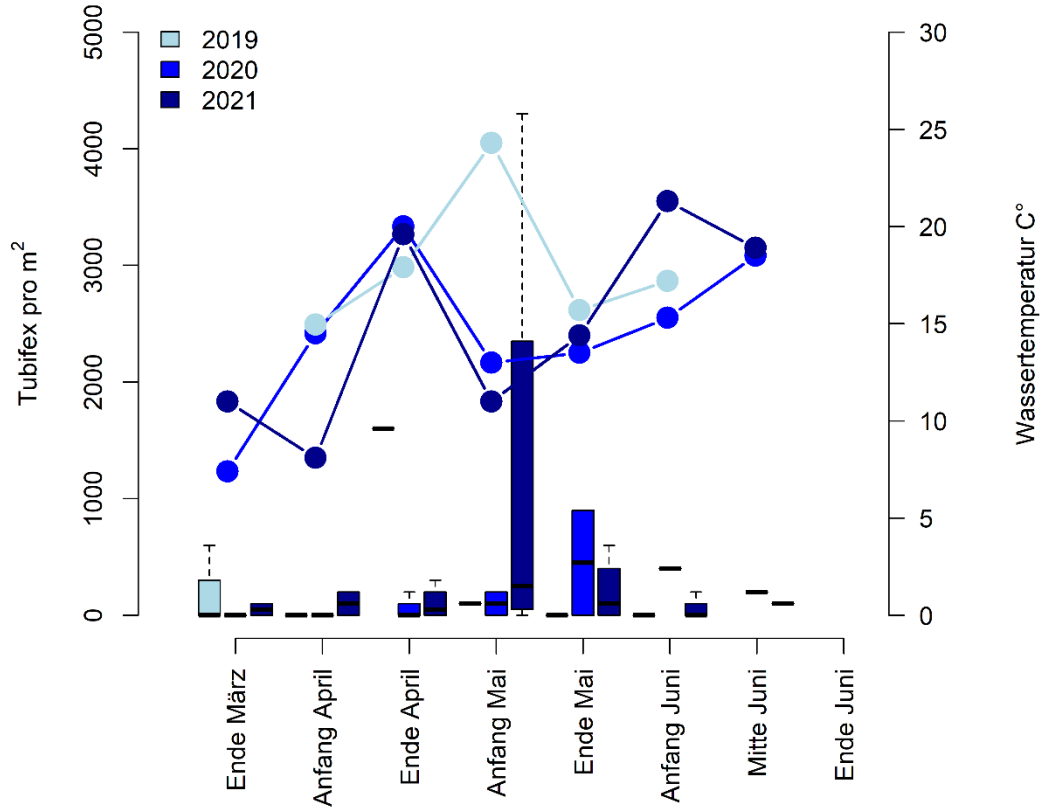
Rickelsbüllerkoog, neuer Polder



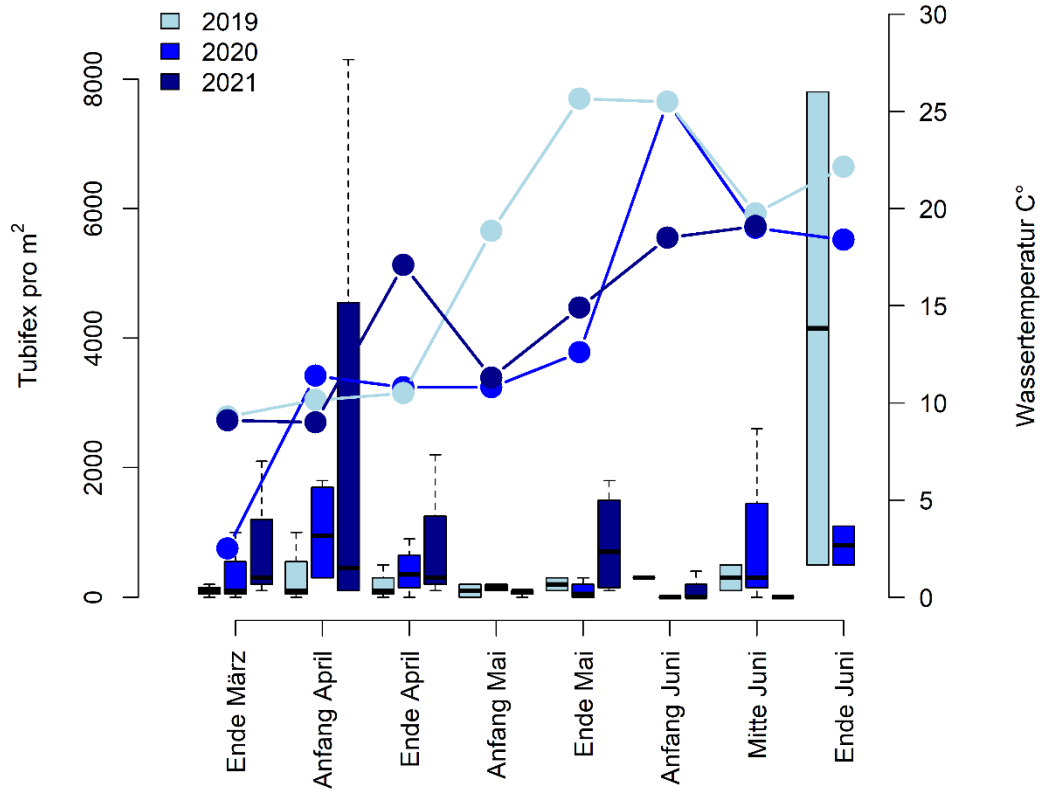
Beltringharder Koog, Nordöstliche Feuchtwiese



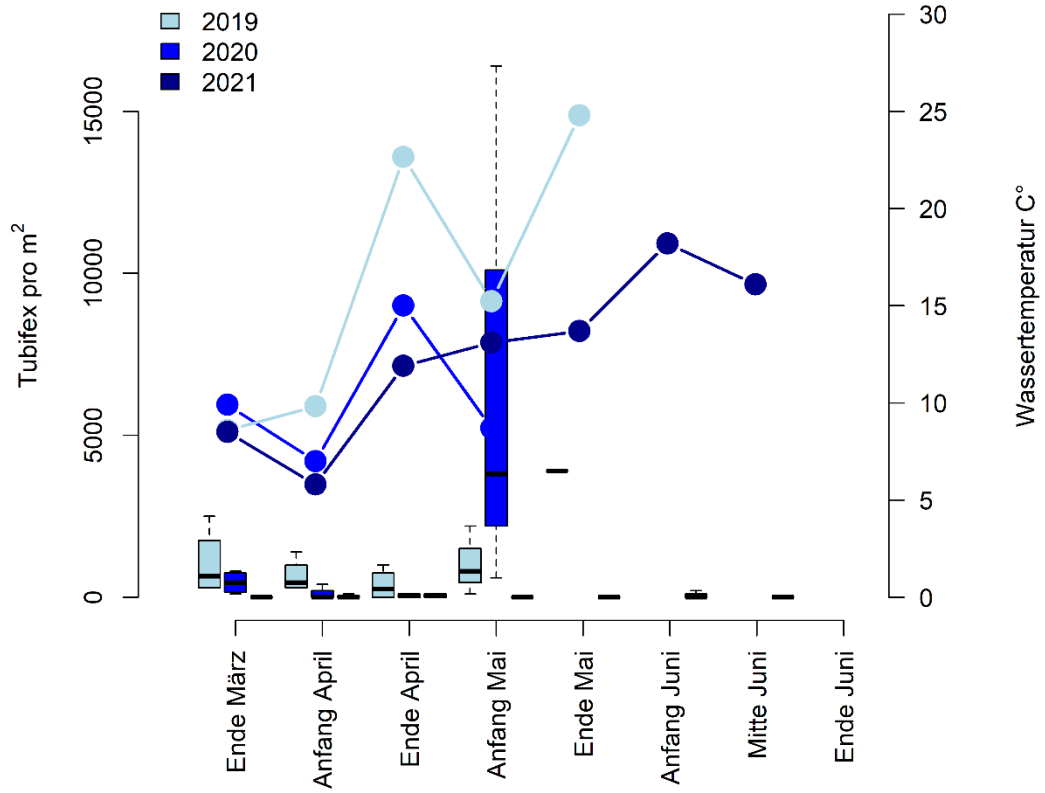
Bergenhusen, Seekrön



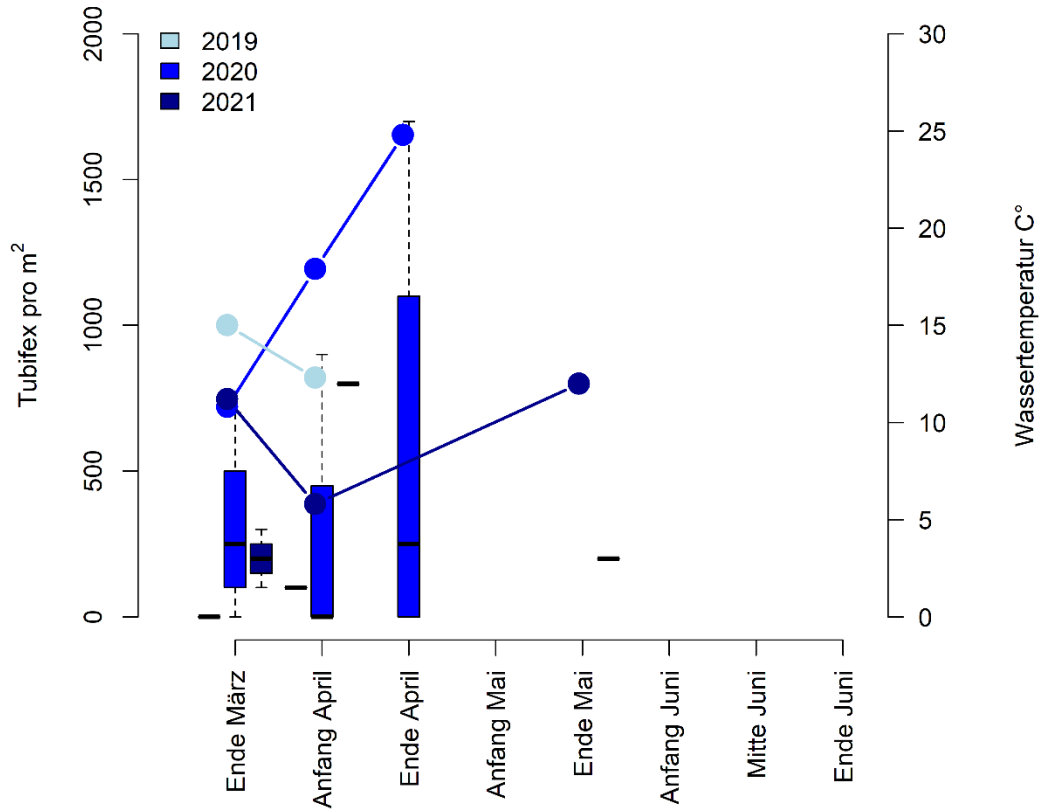
Seether Ostermoor, Nordpolder



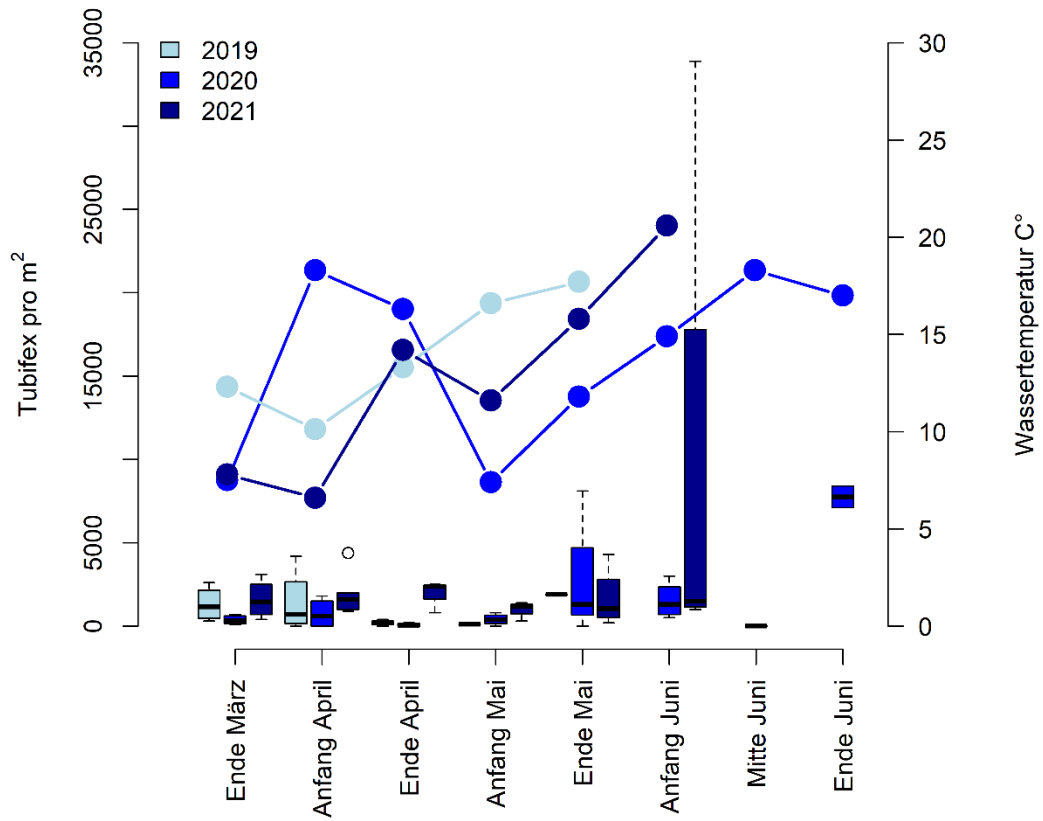
Adenbüllerkooog



Meggerkoog, Gemeindedenaturschutzfläche



Alte-Sorge-Schleife, Kleiner Maeander



b) Bodenlebewesen

Tab. I: Modeloutput für Regenwurmbiomasse (Trockenstandorte, 1. und 2. Beprobungsrunde).

	Y-Achsenabschnitt	pH	Bodentemperatur	Vegetationshöhe	2. Runde	Bodenfeuchtigkeit	Jahr2020	Jahr2021	Vegetationshöhe × 2. Runde	Bodenfeuchtigkeit × 2. Runde
2.5%	8.862	-0.545	-2.636	-2.673	-6.810	-3.675	-6.279	-1.163	-0.718	-0.719
50.0%	12.382	1.113	-0.441	-0.408	-1.498	-1.372	-2.845	2.254	1.671	2.426
97.5%	15.932	2.719	1.824	1.816	3.631	0.964	0.717	5.710	4.010	5.520

Tab. II: Modeloutput für Tipulidenbiomasse (Trockenstandorte, 1. und 2. Beprobungsrunde).

	Y-Achsenabschnitt	pH	Bodentemperatur	Vegetationshöhe	2. Runde	Bodenfeuchtigkeit	Jahr2020	Jahr2021	Vegetationshöhe × 2. Runde	Bodenfeuchtigkeit × 2. Runde
2.5%	2.562	-0.640	-2.782	-4.908	-5.781	-4.075	-2.330	0.295	-1.135	-1.666
50.0%	5.810	0.997	-0.346	-2.042	0.422	-1.451	1.611	4.133	2.454	2.186
97.5%	9.056	2.653	2.131	0.783	6.529	1.175	5.589	7.972	6.028	6.175

Tab. III: Modeloutput für die Regenwurmbiomasse (2. Beprobungsrunde, überstaute und trockene Standorte).

	Y-Achsenabschnitt	pH	Bodenfeuchtigkeit	Standort: trocken	Jahr2020	Jahr2021
2.5%	0.538	-0.589	-2.833	2.168	-6.097	0.786
50.0%	4.309	0.982	-0.724	5.376	-1.940	5.043
97.5%	8.036	2.555	1.328	8.626	2.082	9.467

Tab. IV: Modeloutput für die Tipulidenbiomasse (2. Beprobungsrunde, überstaute und trockene Standorte).

	Y-Achsenabschnitt	pH	Bodenfeuchtigkeit	Standort: trocken	Jahr2020	Jahr2021
2.5%	-0.218	-2.161	-2.614	-0.942	-4.659	-4.899
50.0%	2.575	-1.187	-1.198	1.875	-1.846	-1.345
97.5%	5.400	-0.212	0.234	4.674	0.902	2.183

c) Epigäische Arthropoden

Tab. I: Modeloutput für Arthropodenbiomasse (Standort-Effekt).

	Y-Achsenabschnitt	Standort: trocken	Jahr	Standort: trocken × Jahr
2.5%	-81.878	-82.530	-0.015	-0.023
50.0%	-24.305	-18.358	0.012	0.009
97.5%	31.138	46.125	0.041	0.041

Tab. II: Modeloutput für Arthropodenbiomasse (Vegetationshöhe und Bodenfeuchtigkeit).

	Y-Achsenabschnitt	Datum	Standort: trocken	Vegetationshöhe	Bodenfeuchtigkeit	Jahr
2.5%	-55.975	0.001	-0.025	0.002	0.000	-0.004
50.0%	-23.986	0.001	0.007	0.004	0.001	0.012
97.5%	7.794	0.002	0.040	0.005	0.002	0.028

Tab. III: Modeloutput für Arthropodenbiomasse 2019 (Runden-Effekt).

	Y-Achsenabschnitt	2. Runde	3. Runde	4. Runde	5. Runde	Standort: trocken	2. Runde × Standort: trocken	3. Runde × Standort: trocken	4. Runde × Standort: trocken	5. Runde × Standort: trocken
2.5%	0.138	-0.026	-0.056	-0.021	0.026	-0.109	-0.092	-0.044	-0.105	-0.080
50.0%	0.210	0.047	0.019	0.054	0.101	-0.037	-0.001	0.047	-0.013	0.011
97.5%	0.281	0.124	0.095	0.129	0.176	0.036	0.086	0.136	0.077	0.101

Tab. IV: Modeloutput für Arthropodenbiomasse 2020 (Runden-Effekt).

	Y-Achsenabschnitt	2. Runde	3. Runde	4. Runde	5. Runde	Standort: trocken	2. Runde × Standort: trocken	3. Runde × Standort: trocken	4. Runde × Standort: trocken	5. Runde × Standort: trocken
2.5%	0.015	-0.098	-0.102	-0.072	-0.032	-0.061	-0.051	0.084	-0.063	-0.065
50.0%	0.105	0.007	0.008	0.034	0.074	0.031	0.070	0.217	0.062	0.056
97.5%	0.195	0.112	0.121	0.142	0.178	0.123	0.190	0.347	0.186	0.180

Tab. V: Modeloutput für Arthropodenbiomasse 2021 (Runden-Effekt).

	Y-Achsenabschnitt	2. Runde	3. Runde	4. Runde	5. Runde	Standort: trocken	2. Runde × Standort: trocken	3. Runde × Standort: trocken	4. Runde × Standort: trocken	5. Runde × Standort: trocken
2.5%	0.021	0.115	0.060	0.037	0.058	-0.142	-0.277	-0.184	-0.204	-0.218
50.0%	0.146	0.277	0.215	0.189	0.205	-0.002	-0.099	-0.011	-0.033	-0.048
97.5%	0.270	0.435	0.366	0.338	0.350	0.133	0.082	0.163	0.143	0.123

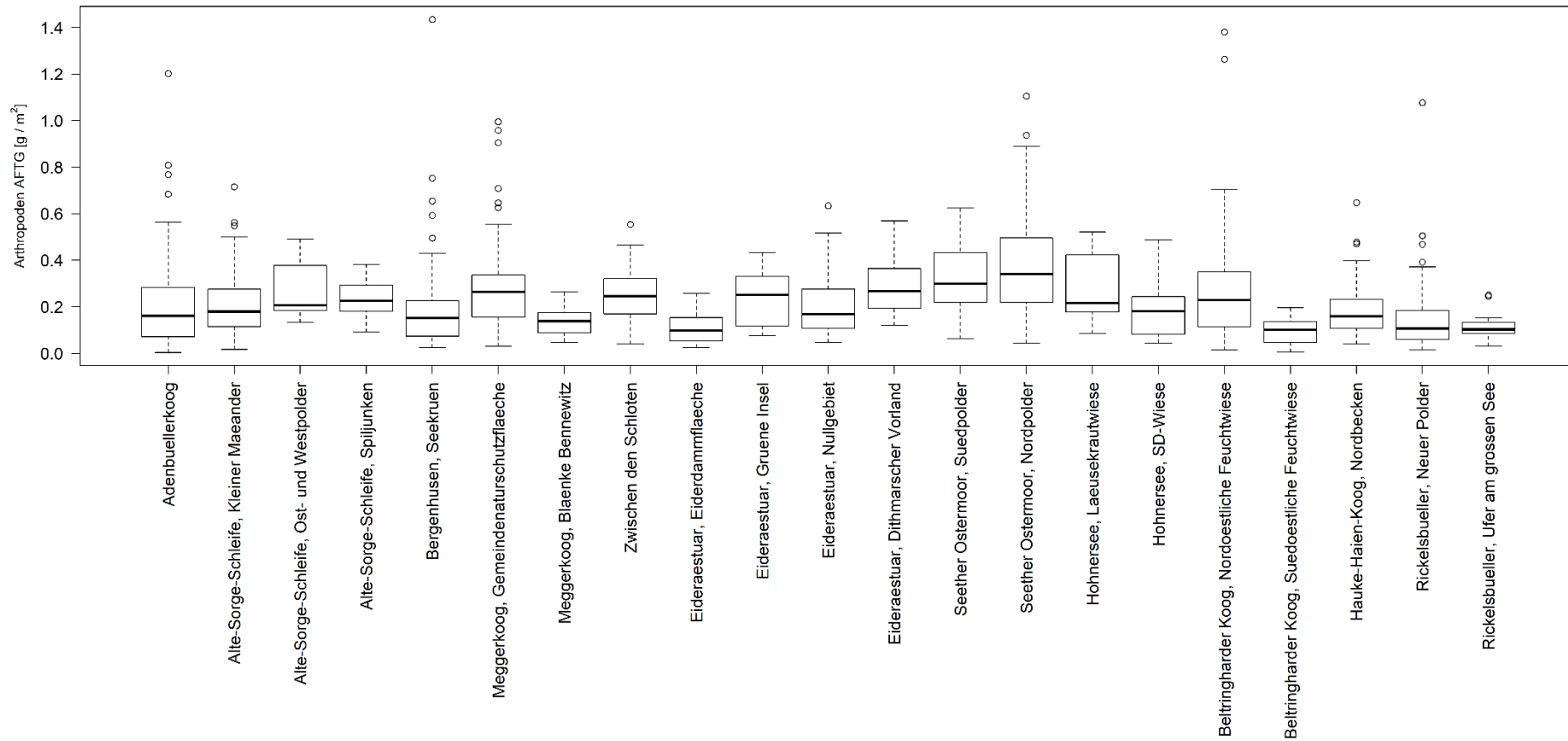


Abb. I: Boxplot der Arthropodenbiomasse (AFTG, Aschefreies Trockengewicht) pro Beprobungsfläche (Ort). Die 1.- 5. Beprobung sind hier zusammen dargestellt, sowie die drei Jahre ebenso.

d) Wasserfläche / Drohnenaufnahmen



Abb. I: Berechnete Wasserflächen aufgrund der Drohnenaufnahmen aus 2019.

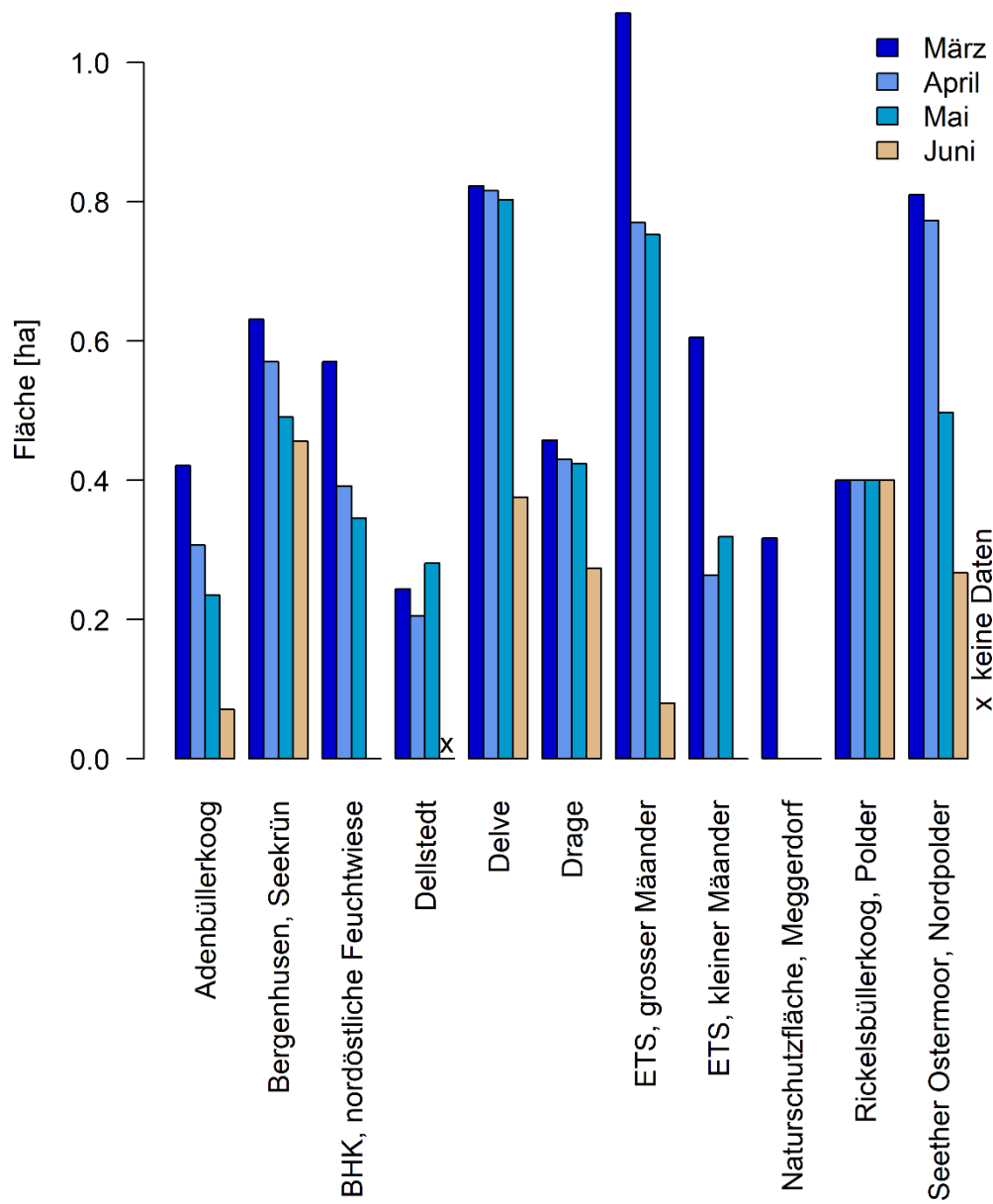


Abb. II: Berechnete Wasserflächen aufgrund der Drohnenaufnahmen aus 2021.

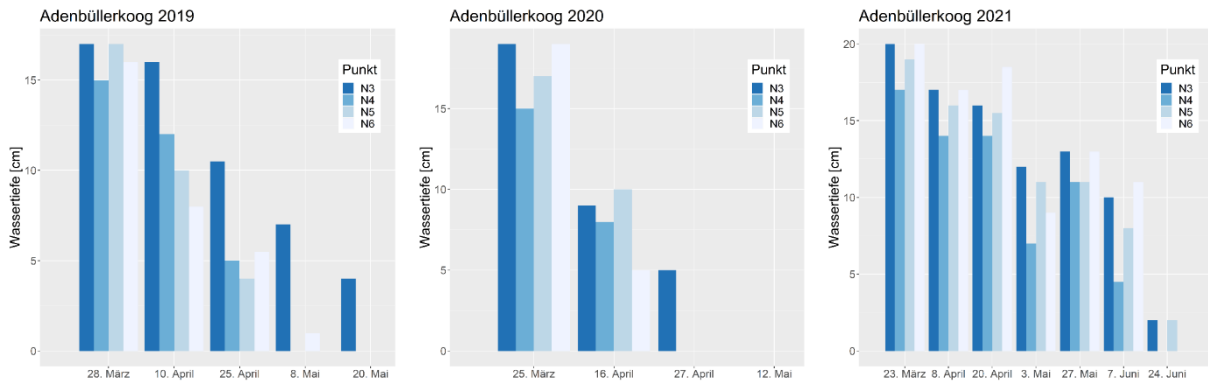


Abb. III: Wassertiefen an den Benthos-Probstellen im Adenbüllerkooog von 2019-2021.

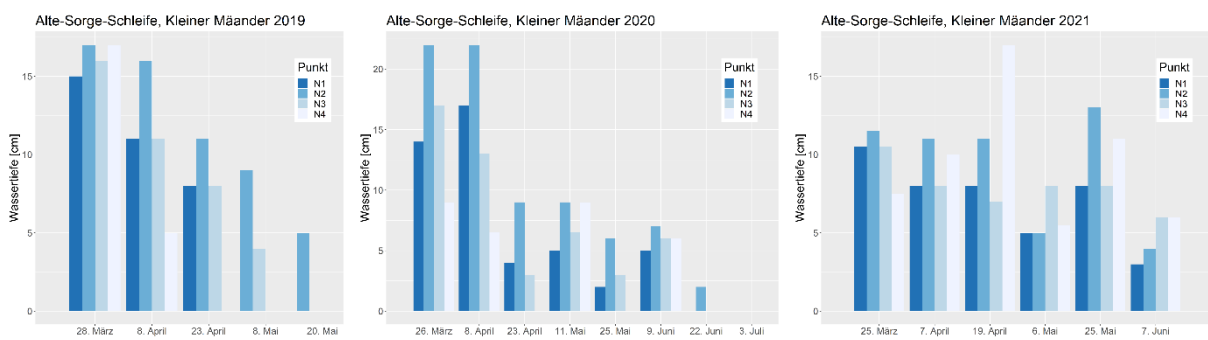


Abb. IV: Wassertiefen an den Benthos-Probstellen im kleinen Mäander von 2019-2021.

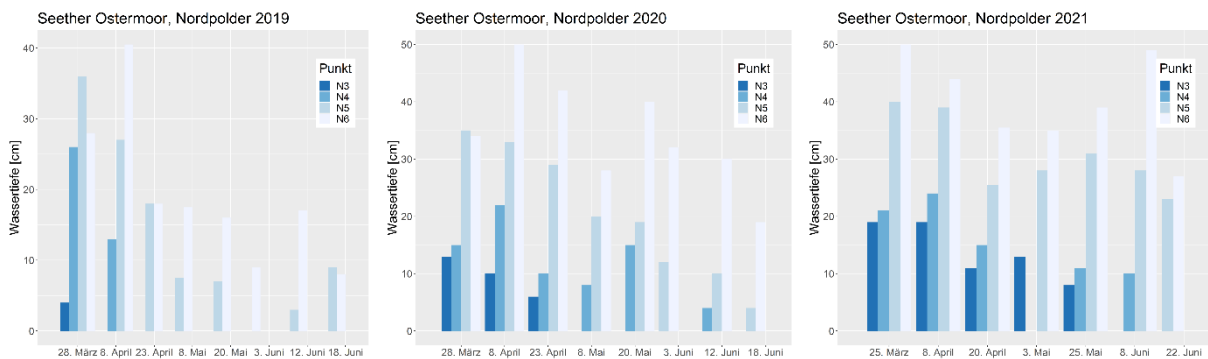


Abb. V: Wassertiefen an den Benthos-Probstellen im Seether Ostermoor von 2019-2021.

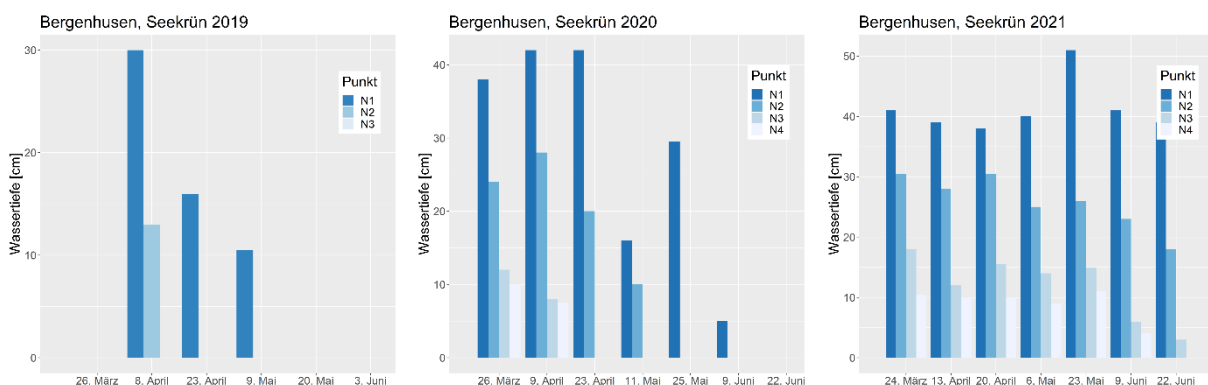


Abb. VI: Wassertiefen an den Benthos-Probstellen in Bergenhusen Seekrün von 2019-2021.

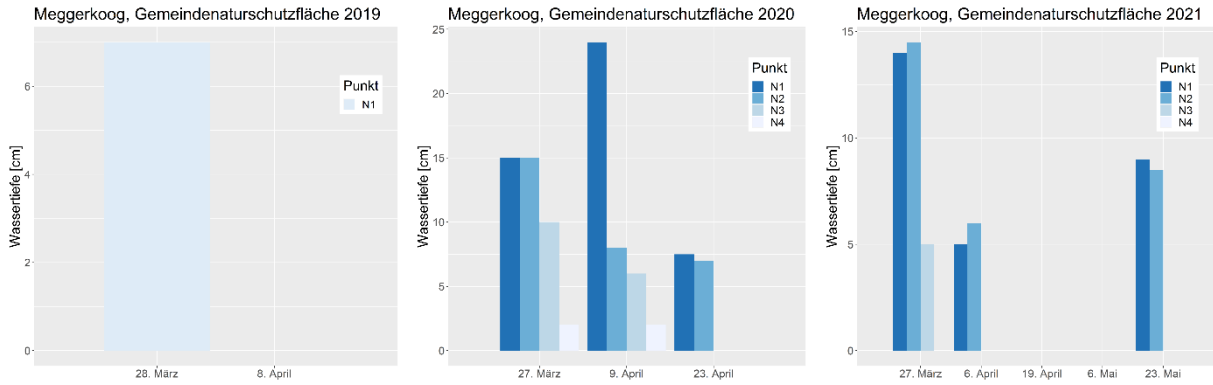


Abb. VII: Wassertiefen an den Benthos-Probestellen im Meggerkoog von 2019-2021.

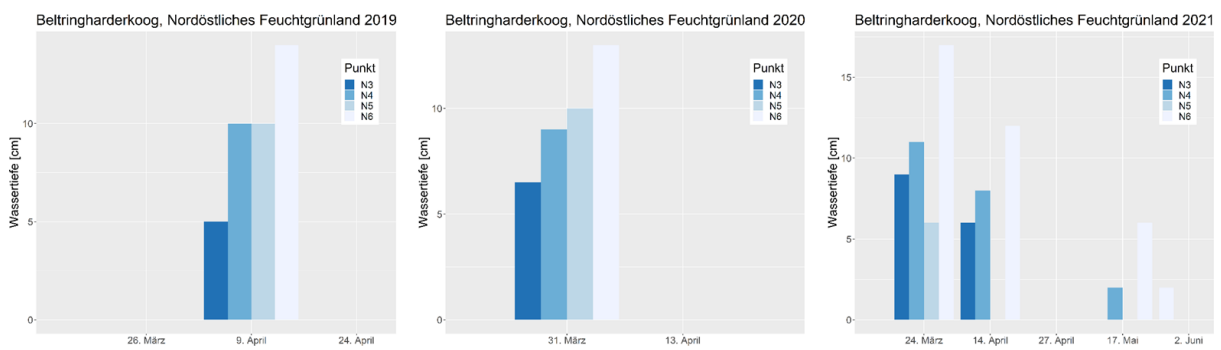


Abb. VIII: Wassertiefen an den Benthos-Probestellen im Beltringharder Koog von 2019-2021.

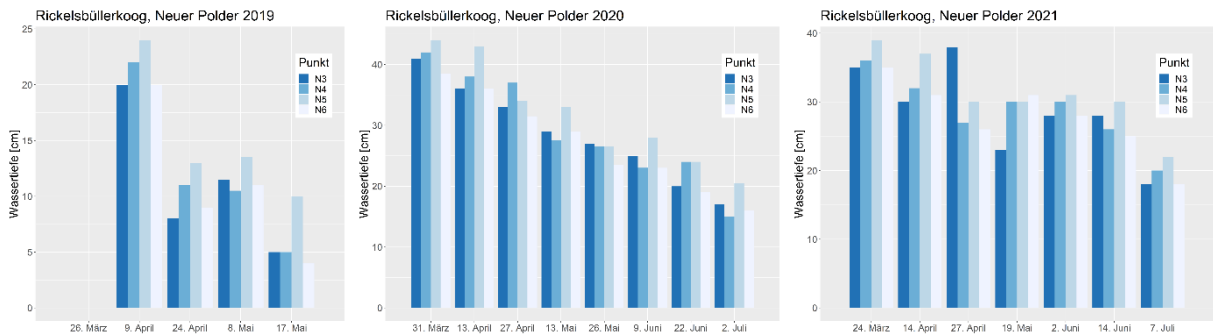


Abb. IX: Wassertiefen an den Benthos-Probestellen im Rickelsbüllerkooog von 2019-2021.

e) Futterwertanalyse

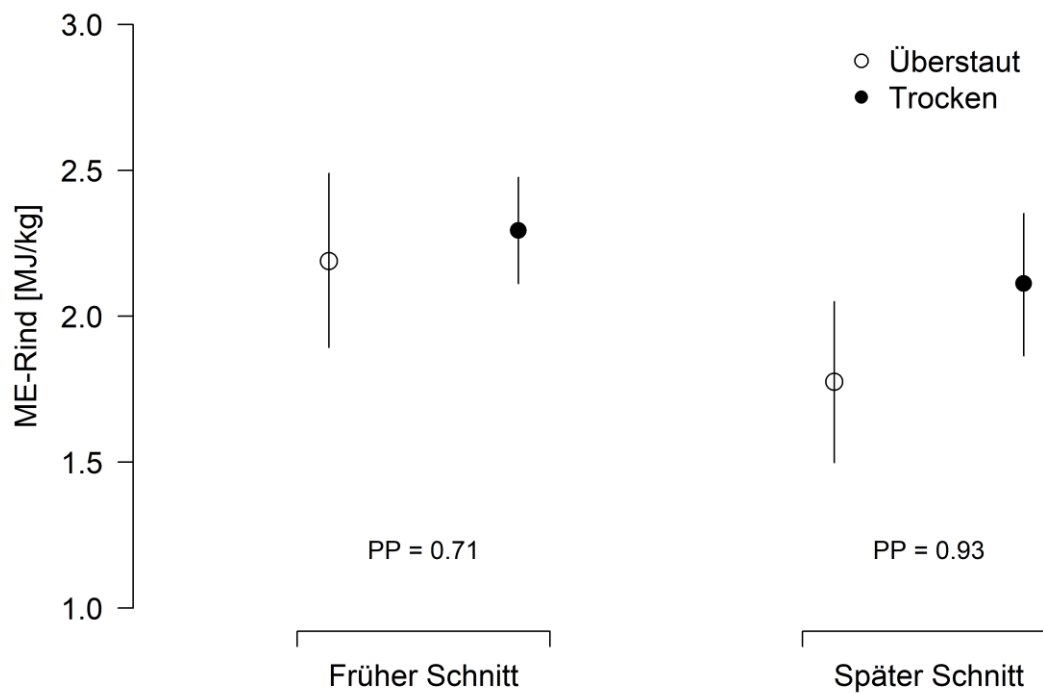


Abb. I: ME-Rind (umsetzbare Energie) der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und späten (17.Juni) Schnittzeitpunkt. PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 bis 1 gehen, 50 % Wahrscheinlichkeit bedeutet, dass sich die beiden Werte nicht unterscheiden, 1 bedeutet, dass sie sich ganz sicher unterscheiden. Die Linien geben die 95 % Vertrauensintervalle an. Modell: $ME-Rind \sim \text{Schnittzeitpunkt} \times \text{Zustand} + \text{Trocken.seit} + \text{random factor Ort}$.

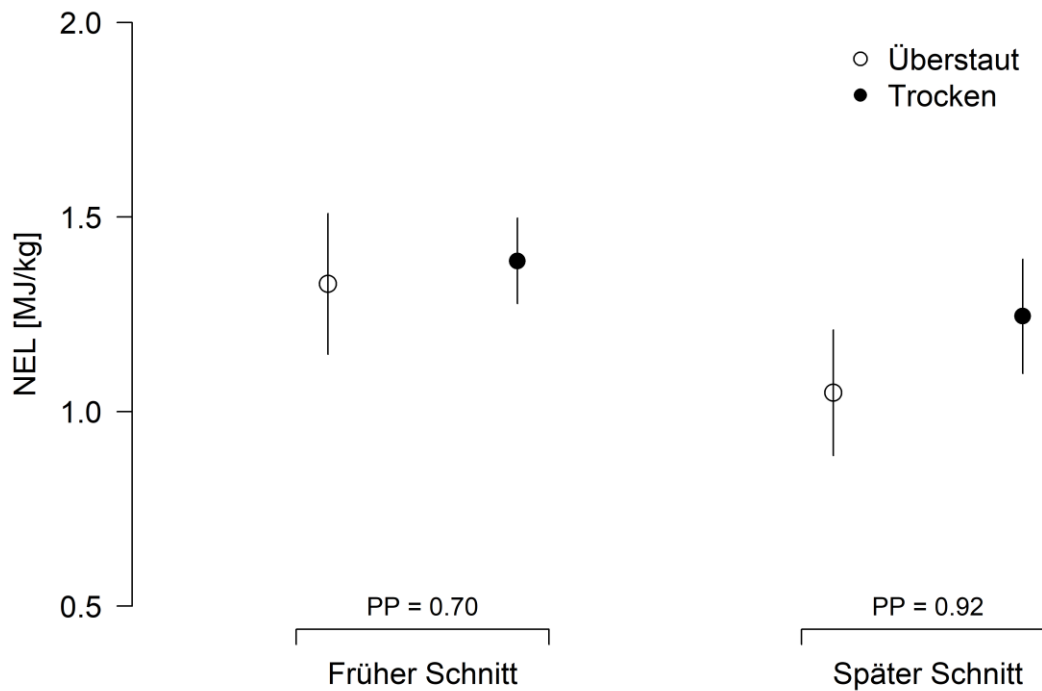


Abb. II: NEL (Netto Energie Laktation) der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und späten (17.Juni) Schnittzeitpunkt. PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 bis 1 gehen, 50 % Wahrscheinlichkeit bedeutet, dass sich die beiden Werte nicht unterscheiden, 1 bedeutet, dass sie sich ganz sicher unterscheiden. Die Linien geben die 95 % Vertrauensintervalle an. Modell: $NEL \sim \text{Schnittzeitpunkt} \times \text{Zustand} + \text{Trocken.seit} + \text{random factor Ort}$.

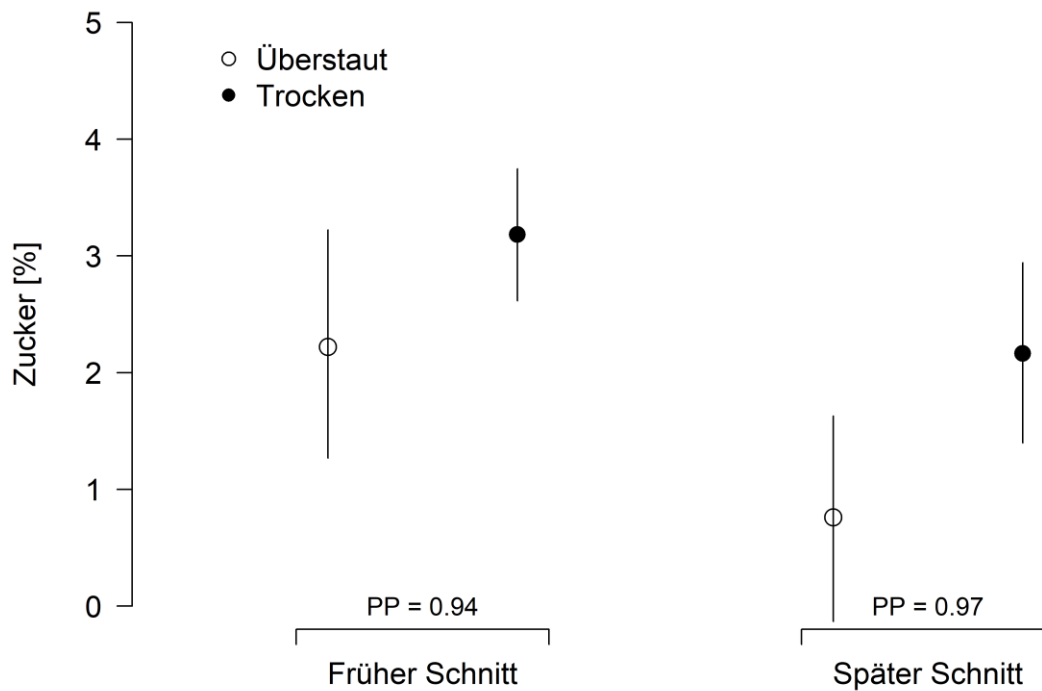


Abb. III: Zuckeranteil [%] der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und späten (17.Juni) Schnittzeitpunkt. PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 bis 1 gehen, 50 % Wahrscheinlichkeit bedeutet, dass sich die beiden Werte nicht unterscheiden, 1 bedeutet, dass sie sich ganz sicher unterscheiden. Die Linien geben die 95 % Vertrauensintervalle an. Modell: Zucker ~ Schnittzeitpunkt × Zustand + Trocken.seit + random factor Ort.

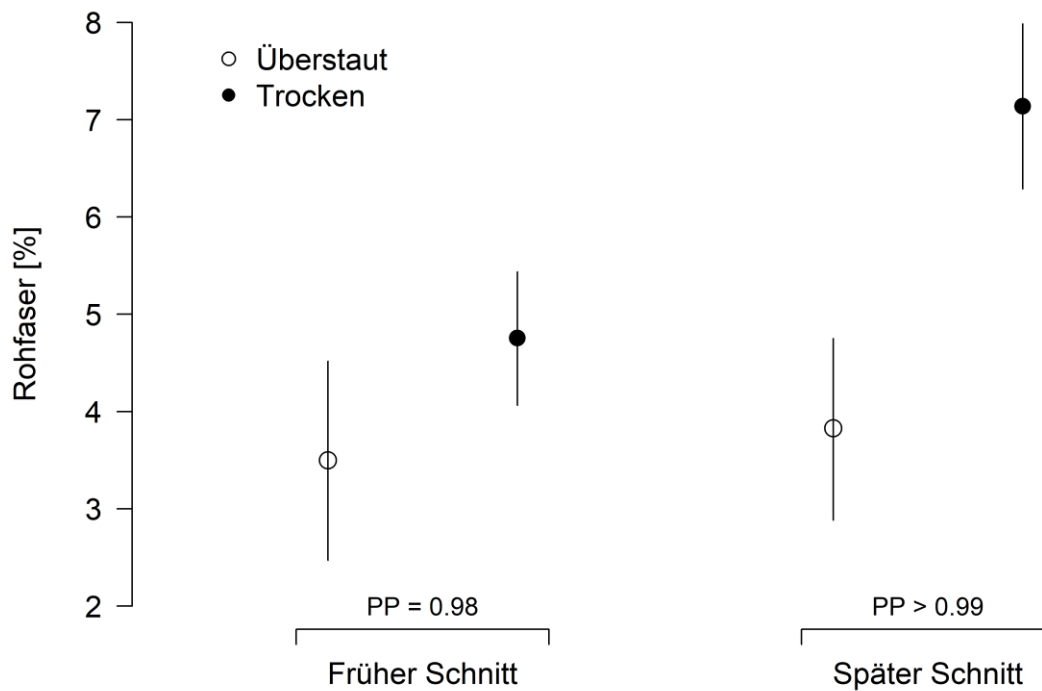


Abb. IV: Rohfaseranteil [%] der geernteten Grasproben in überstauten und trockenen Flächen zu einem frühen (20.Mai) und späten (17.Juni) Schnittzeitpunkt. PP=Posterior Probability, gibt an, wie wahrscheinlich sich die beiden Mittelwerte unterscheiden. PP kann von 0.5 bis 1 gehen, 50 % Wahrscheinlichkeit bedeutet, dass sich die beiden Werte nicht unterscheiden, 1 bedeutet, dass sie sich ganz sicher unterscheiden. Die Linien geben die 95 % Vertrauensintervalle an. Modell: Rohfaser \sim Schnittzeitpunkt \times Zustand + Trocken.seit + random factor Ort.

Tabelle I: Resultate der Futterwertanalyse zu den restlichen Kenngrößen, je nach Schnittzeitpunkt (früh, spät) und Standort (trocken, überstaut).

Kenngröße	Schnittzeitpunkt	Standort	Mittelwert	95%-Vertrauensintervall
Rohasche	früh	nass	1.62	1.27 - 1.98
Rohasche	spät	nass	1.78	1.46 - 2.11
Rohasche	früh	trocken	1.94	1.71 - 2.17
Rohasche	spät	trocken	2.28	1.99 - 2.57
Rohfett	früh	nass	0.75	0.64 - 0.85
Rohfett	spät	nass	0.64	0.54 - 0.74
Rohfett	früh	trocken	0.68	0.62 - 0.75
Rohfett	spät	trocken	0.46	0.37 - 0.54
NDF	früh	nass	8.08	6.00 - 10.09
NDF	spät	nass	7.33	5.42 - 9.23
NDF	früh	trocken	10.18	8.79 - 11.59
NDF	spät	trocken	13.58	11.86 - 15.33
ADF.org	früh	nass	4.10	3.04 - 5.18
ADF.org	spät	nass	4.61	3.66 - 5.59
ADF.org	früh	trocken	5.29	4.59 - 6.00
ADF.org	spät	trocken	7.80	6.90 - 8.69
Cellulase Test	früh	nass	2.91	1.40 - 4.37
Cellulase Test	spät	nass	4.23	2.84 - 5.58
Cellulase Test	früh	trocken	5.05	4.07 - 6.02
Cellulase Test	spät	trocken	8.79	7.53 - 10.03
ELOS	früh	nass	14.41	12.48 - 16.38
ELOS	spät	nass	11.20	9.43 - 12.97
ELOS	früh	trocken	14.93	13.76 - 16.09
ELOS	spät	trocken	13.22	11.63 - 14.80