

Abschlussbericht zum Forschungs- und Kooperationsvorhaben

Konzeptentwicklung zum Schutz der Vegetation saisonal vernässter Ackersenkten



gefördert durch die
Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)
Az: 29 317-33



Projektleitung:
PD Dr. Harald Albrecht

Autoren:
Dipl. agr. biol. Sara Altenfelder, Prof. Dr. Johannes Kollmann
& PD Dr. Harald Albrecht

Oktober 2015

Projektleitung

Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, TU München

PD Dr. Harald Albrecht, Prof. Dr. Johannes Kollmann & Sara Altenfelder



Kooperationspartner

Uwe Raabe, Marl

Andreas Herrmann, Potsdam Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg



Dr. Andrzej Pukacz

Collegium Polonicum, Europa-Universität Viadrina, Stubice



Dr. Michael Glemnitz

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Müncheberg



Prof. Dr. Christoph Leuschner

Pflanzenökologie und Ökosystemforschung, Universität Göttingen



Ansprechpartner: Frank Gottwald

Regionalkoordination „100 Äcker für die Vielfalt“, Friedrichswalde



Bezug und Informationen:

PD Dr. Harald Albrecht, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Technische Universität München, Emil-Ramann-Str. 6, 85354 Freising. E-Mail: albrecht@wzw.tum.de

Bildnachweis: Alle Fotos mit Ausnahme der Luftbilder stammen von den Autoren, die Quellen der Luftbilder sind in den Abbildungsunterschriften benannt.

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	29317	Referat	33/0	Fördersumme	159.200,00 €
Antragstitel		Konzeptentwicklung zum Schutz der Vegetation saisonal vernässter Ackersenken			
Stichworte		Ackerwildkraut, Schutz, Konzept, Bewirtschaftung			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
3 Jahre	01.05.2012	31.07.2015	2		
Zwischenberichte	jährlich				
Bewilligungsempfänger	Technische Universität München			Tel (08161) 71-3717	
	Lehrstuhl für Renaturierungsökologie			Fax (08161) 71-4143	
	PD Dr. Harald Albrecht			Projektleitung	
	Emil-Ramann-Str. 6			PD Dr. Harald Albrecht	
	85354 Freising			Bearbeiter	
	E-Mail: albrecht@wzw.tum.de			Sara Altenfelder	
Kooperationspartner	<ul style="list-style-type: none"> - Uwe Raabe, Marl, Uwe.Raabe@lanuv.nrw.de - Dr. Andrzej Pukacz, Fachgebiet Umweltschutz, Collegium Polonicum UAM-Viadrina, andrzejpukacz@wp.pl - Andreas Herrmann, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Referat Natura 2000: Arten- und Biotopschutz -Ö2, andreas.herrmann@lugv.brandenburg.de - Dr. Michael Glemnitz, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Institut für Landnutzungssysteme, mglemnitz@zalf.de - Prof. Dr. Christoph Leuschner, Abteilung Pflanzenökologie und Ökosystemforschung, Universität Göttingen, cleusch@gwdg.de - Frank Gottwald, Friedrichswalde, gottwald@naturschutzhof.de 				

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Durch Intensivierung der Nutzung sind viele einst häufige Ackerwildpflanzen in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen. Neben den Kalk- und Sandäckern sind es vor allem die ‚Zwergpflanzengemeinschaften‘ saisonal vernässter Äcker, die sich durch ihre Vielfalt an gefährdeten Arten auszeichnen. Ihr Hauptvorkommen lag ursprünglich außerhalb der Äcker, weshalb diese Artengemeinschaft von vielen Autoren bisher nicht zur Ackervegetation gerechnet wurde. Aktuelle Untersuchungen belegen jedoch, dass saisonal vernässte Ackersenken zu den floristisch vielfältigsten Standorten dieser Pflanzengemeinschaft in Mitteleuropa gehören und dass die Vorkommen im nördlichen Brandenburg und im angrenzenden Westpolen ein Diversitätszentrum dieser Formation darstellen. Möglicherweise finden diese Zwergpflanzenarten bei extensiver Ackerbewirtschaftung inzwischen sogar günstigere Entwicklungsbedingungen vor als an traditionellen Standorten wie den Teichböden, wo sich die Lebensbedingungen durch Aufgabe der Sömmerung in den letzten Jahrzehnten deutlich verschlechtert haben.

Deshalb könnte den Ackersenken in Zukunft sogar eine Schlüsselfunktion beim Erhalt dieser Pflanzenformation zukommen. Ein Problem für den effizienten Schutz ist, dass nur wenig über die spezifischen Ansprüche dieser Arten an die Standortbedingungen und die Bewirtschaftung bekannt ist. Deshalb wurde im Mai 2012 das Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt „Konzeptentwicklung zum Schutz der Vegetation saisonal vernässter Ackersenken“ gestartet, in dem die Anpassung dieser Arten an den Wasserhaushalt und die Bewirtschaftung untersucht und auch geeignete Flächen für das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“ gefunden werden sollen.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Das Projekt umfasst folgende zwei Arbeitsschritte:

1. Ökologische Analysen zum Einfluss von Standort und Bewirtschaftung

Die **Bewirtschaftungseffekte** und deren Interaktionen mit der Überstaudauer wurden an insgesamt sieben temporär vernässten Ackersenken bei Parstein in Brandenburg untersucht. Da alle Senken innerhalb des gleichen Betriebs liegen, haben sie auch eine gemeinsame Bewirtschaftungsgeschichte. Die untersuchten Bewirtschaftungsvarianten sind mit und ohne Düngung, mit und ohne Herbizid, mit und ohne Bodenbearbeitung sowie mit und ohne Kulturpflanzen (Winterweizen). Für die Felderhebungen dienten 1 m x 1 m große Plots, in denen 2012 mindestens eine der Zielarten Mäuseschwänzchen, Quirl-Tännel, Schlammkraut und Gewöhnlicher Sumpfqüendel nachgewiesen wurden. Für jede Art und jede Behandlungskombination gab es sechs Wiederholungen. 2013 wurde in den Parzellen neben den Zielarten auch das Artenspektrum der Plots und das saisonale Überstauungsregime erfasst. Da 2014 trockenheitsbedingt kaum Individuen im Feldbestand aufliefen, wurde die Entwicklung der Zielarten von 2012 bis 2014 mit Samenbankanalysen untersucht.

Um den **Einfluss des Überflutungsregimes** auf die Vegetation der Ackersenken zu testen, wurden aus sechs dieser Senken Bodenproben entnommen und für zwei Jahre in künstliche Wasserbecken den folgenden Behandlungsvarianten ausgesetzt: (1) Überstaudauer: nie, 2 Wochen, 8 Wochen, durchgehend überstaut; (2) Überstautiefen: 0 cm, 5 cm, 15 cm und 40 cm; (3) Herkunft aus häufig und selten überstauten Teilen der Senken.

In einer **gebietsübergreifenden Analyse** wurden schließlich Samenbanken von 15 Standorten in Nordbrandenburg und Westpolen auf ihre Artenzusammensetzung und das Vorkommen gefährdeter Arten hin untersucht.

2. Umsetzung in die Praxis

Auf der Basis der Untersuchungsergebnisse und einer Befragung von Landwirten mit temporär vernässten Ackersenken wurde ein Konzept für den nachhaltigen Schutz der Arten entwickelt, das aufzeigt, wie der Erhaltung der seltenen Arten realisiert werden könnte. Anhand der ökologischen Untersuchungen wird dort herausgearbeitet, welche Bewirtschaftungsmaßnahmen für den Schutz besonders wichtig sind. Die Befragung der Landwirte erbrachte einerseits Informationen über die Akzeptanz der Naturschutzmaßnahmen, andererseits lieferte sie Informationen dazu, welche Aspekte den Landwirten bei der Maßnahmenentwicklung wichtig sind. Naturschutzfachlich besonders hochwertige Bestände wurden identifiziert und an die zuständigen Behörden und die regionale Vertretung des DBU-Artenhilfsprogrammes „100 Äcker für die Vielfalt“ gemeldet.

Ergebnisse und Diskussion

1. Bezüglich der **Bewirtschaftungsmaßnahmen** zeigten die Untersuchungen kein einheitliches Bild. So nahmen bei den Zielarten das Mäuseschwänzchen und der Sumpfqüendel nach Herbizidbehandlung eher ab, während der Schlammling sogar häufiger zu finden war. Ursache könnte sein, dass Arten mit niedrigeren Keimtemperaturansprüchen, wie Mäuseschwanz und Sumpfqüendel, direkt von Herbiziden betroffen sind, während der spätkeimende Schlammling evtl. sogar von fehlender Konkurrenz profitiert. Da weder die Konkurrenz durch die angebaute Kultur noch die Düngung eindeutig negative Auswirkungen auf Artenvielfalt und Zielarten hatten, kann die ackerbauliche Nutzung solcher Standorte problemlos weitergeführt werden. Die Untersuchungen zur Bodenbearbeitung haben gezeigt, dass dadurch die Samenvorräte aller Zielarten reduziert wurden. Dennoch sollte zur Vermeidung von Verunkrautungsproblemen und zur Erhaltung der kurzlebigen, konkurrenzschwachen Zwergpflanzengemeinschaft regelmäßig Bodenbearbeitung erfolgen.
2. Die Untersuchungen zum **Einfluss des Überstaueregimes** zeigten, dass Zusammensetzung und Vielfalt des aufgelaufenen Artenbestandes vor allem durch die Überstaudauer bestimmt wurden. Zwar war die Artenvielfalt bei fehlendem oder kurzem Überstau deutlich erhöht, es konnten sich aber bei allen Behandlungen gefährdete Pflanzen etablieren, wobei bei den verschiedenen Überstauzeiten deutliche Unterschiede im Artenspektrum auftraten. Im Gegensatz zur Überstaudauer zeigten weder die Herkunft der Proben aus selten oder häufig überfluteten Bereichen noch die Überstauungstiefe deutlichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung. Das Auftreten zahlreicher terrestrischer Ackerwildpflanzen bei geringer oder fehlender Überstauung lässt unter Feldbedingungen

Verunkrautungsprobleme erwarten. Zu deren Eindämmung und zur Förderung seltener, konkurrenzschwacher Zwergpflanzen könnte ein 10 cm hoher Schnitt sinnvoll sein. Die Untersuchungen zum Artenbestand der Bewirtschaftungsparzellen zeigten, dass die Artenvielfalt und Artenzahl der (oft gefährdeten) Zwergbinsen-Arten dort am höchsten waren, wo ausgeprägte Wassertandsschwankungen auftraten. Bodeneigenschaften und Bewirtschaftung hatten weniger Einfluss auf diese Zielgrößen. Die Untersuchungen zeigen, dass man zur langfristigen Sicherung der seltenen Arten vor allem das Überstauungsregime der Flächen erhalten und eine Drainage nach Möglichkeit unterlassen sollte.

3. Die **gebietsübergreifenden Samenbankuntersuchungen** in Nordbrandenburg und Westpolen zeigten, dass auch Senken, an denen bisher keine gefährdeten Arten nachgewiesen worden waren, ein erhebliches Artenschutzpotential haben können. So wurden auf den 100 m² großen Probleflächen bis zu sieben Rote-Liste-Arten gefunden, während an bereits bekannten Fundorten bis zu zehn Rote-Liste-Arten auftraten. Von ihrer Artenausstattung her eignen sich mehrere der untersuchten Flächen als Schutzäcker. Für die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der bis zu 110 km voneinander entfernten Flächen scheinen bodenökologisch-geologische Unterschiede wichtiger zu sein als die Bewirtschaftung.
4. Eine qualitative **Befragung von Landwirten** mit naturschutzrelevanten Ackersenken ergab, dass die Befragten durchaus Interesse am Themenbereich Naturschutz haben, sich mit dieser Thematik beschäftigen und gerne mehr darüber wissen würden. Dieser Sachverhalt kann genutzt werden, um entsprechendes Wissen zu vermitteln und somit die Akzeptanz für Naturschutz zu steigern. Aussagen zum „Bisherigen Umgang mit temporär vernässten Ackersenken“ belegen, dass einige Funktionen der Ackersenken von den Landwirten durchaus positiv gesehen werden, dass beim naturschutzfachlichen Wert der temporär überstauten Äcker aber noch Informationsbedarf besteht. Diese Wissensvermittlung erfordert eine sachliche und vertrauensvolle Kommunikation zwischen Landwirten und Naturschutz-Akteuren, die, wie die Kategorie „Erfahrungen mit dem Naturschutz“ zeigt, bisher als eher schwierig erachtet wird. Viele Naturschutzmaßnahmen gelten als zu wenig abgestimmt und intransparent. So sind einige Landwirte dem Naturschutz gegenüber zwar generell positiv eingestellt, aber mit der bisherigen Umsetzung nicht zufrieden. Managementempfehlungen sieht ein Großteil der Landwirte positiv, es bestünde aber vielfach noch Verbesserungsbedarf. Die Interviews zeigen, dass mit den Landwirten durchaus ein konstruktiver Dialog zum Schutz von vernässten Ackersenken möglich ist, großen Wert legen sie aber darauf, dass entsprechende Maßnahmen im Vorhinein offen kommuniziert werden und dass die betroffenen Akteure bei der Erstellung und Umsetzung der Maßnahmen eingebunden werden. Zudem sollten Vorteile dieser Maßnahmen für Natur und Landwirt deutlicher aufgezeigt werden, wobei vor allem auch den betriebswirtschaftlichen Aspekten Beachtung geschenkt werden sollte. Den Landwirten ist es dabei wichtig, dass die durch den Naturschutz entstehenden Opportunitätskosten ausgeglichen werden.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Aus dem Projekt entstanden zwei akzeptiert Veröffentlichungen in wissenschaftlichen Zeitschriften, zwei sind eingereicht und eine geplant; zudem wurde ein Buchbeitrag verfasst. Es wurden fünf Beiträge auf nationalen und internationalen Tagungen präsentiert, sieben studentische Praktikums- und Projektarbeiten vergeben und zwei Tagungen organisiert.

Fazit

Die Analysen zum Einfluss von Standort und Bewirtschaftung auf die Vegetation von saisonal vernässten Ackersenken hat gezeigt, dass das Überstauungsregime den größten Einfluss auf die Artenzusammensetzung und das Vorkommen seltener Arten hat, es wurden aber auch Bewirtschaftungseffekte gefunden. Entsprechende Maßnahmen zum Erhalt und zur Förderung der Artengemeinschaft werden in Kapitel 6.4 schematisch in einem **Schutzkonzept mit Managementempfehlungen** dargestellt. Die Interviews mit Landwirten haben gezeigt, dass ein verbesserter Dialog aller Akteure, verstärkte Wissensvermittlung und eine sensiblere Beachtung betriebswirtschaftlicher Aspekte die Akzeptanz bei den Landwirten erhöhen und die Etablierung nachhaltiger Schutzprogramme erleichtern könnte.

Inhalt

Projektkennblatt	2
Inhalt	5
Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	9
1. Einführung	10
1.1 Anlass und Hintergrund des Projektes.....	10
1.2 Zielsetzungen	12
2. Projektvorhaben	15
3. Untersuchungsgebiet	17
Projektteil 1 – Ökologische Analysen	20
4. Methoden	20
4.1 Bewirtschaftungsversuch.....	20
4.1.1 Versuchsanlage	20
4.1.2 Analyse der Bodeneigenschaften.....	22
4.1.3 Erfassung der saisonalen Überstauungseffekte.....	22
4.1.4 Auswahl und Eigenschaften der Zielarten	23
4.1.5 Etablierung der Zielarten im Bestand	26
4.1.6 Entwicklung der Artenzusammensetzung.....	26
4.1.7 Samenbankanalysen.....	26
4.2 Regionaler Vegetationsvergleich	28
4.3 Überstauungsversuch	30
4.4 Keimverhalten der Zielarten	32
4.5 Datenanalyse.....	32
5. Ergebnisse und Diskussion	36
5.1 Keimverhalten ausgewählter Arten	36
5.1.1 Hintergrund und Zielsetzung.....	36
5.1.2 Ergebnisse	37
5.1.3 Diskussion.....	40
5.2 Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung auf die Zielarten	42
5.2.1 Hintergrund und Zielsetzungen.....	42
5.2.2 Ergebnisse	43
5.2.3 Diskussion	43

5.3	Artengemeinschaft in Abhängigkeit von Überflutung und Nutzung	50
5.3.1	Einführung.....	50
5.3.2	Ergebnisse	50
5.2.3	Diskussion.....	55
5.4	Regionale Vegetationsanalyse in Brandenburg und Westpolen	58
5.4.1	Einleitung.....	58
5.4.2	Ergebnisse	58
5.4.3	Diskussion.....	62
5.5.	Einfluss von Überstauung auf Diversität und Artenzusammensetzung .	66
5.5.1	Einführung.....	66
5.5.2	Ergebnisse	66
5.5.3	Diskussion.....	71
Projektteil 2 – Umsetzung in die Praxis		74
6.1	Einführung.....	74
6.2	Öffentlichkeitsarbeit	74
6.2.1	Publikationen	74
6.2.2	Tagungsbeiträge	75
6.2.3	Studentische Arbeiten.....	75
6.2.4	Organisierte Tagungen	76
6.3	Befragung von Landwirten zur Akzeptanz von Schutzmaßnahmen	76
6.3.1	Konzeption und Ziele	77
6.3.2	Methodik	77
6.3.3	Ergebnisse	78
6.3.4	Handlungsvorschläge	82
6.4	Schutzkonzept und Managementempfehlungen	83
6. Literaturverzeichnis		91
Anhang.....		99
A1	Ergebnisse der Bodenanalysen im Bewirtschaftungsversuch.....	99
A2	Liste der im Bewirtschaftungsversuch gefundenen Arten.....	100
A3	Standortparameter der Plots im Bewirtschaftungsversuch	102
A4-A8	Vegetation versch. Wasserstände Bewirtschaftungsversuch ...	107
A9	Samenproduktion der Zielarten	117
A10	Bodenanalysen zum regionalen Vegetationsvergleich	118
A11	Artenzusammensetzung im regionalen Vegetationsvergleich	119
A12-A13	Artenzusammensetzung im Überstauungsversuch	120
A14	Ablauf des leitfadengestützten Interviews.....	124

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Ökologische Analysen, die im ersten Projektteil den Einfluss von Standort und Bewirtschaftung auf Zwergbinsenbestände temporär vernässten Ackersenken klären sollten..	13
Abb. 2: Darstellung der verschiedenen Ebenen im zweiten Projektteil	14
Abb. 3: Zeitplan des Projektes mit Angabe der durchgeführten Arbeitsschritte.	16
Abb. 4: Lage der sieben Gewässer (S1–S7) im Bewirtschaftungsversuch auf Flächen der AgrarGmbH Parstein-Bölkendorf.....	19
Abb. 5: Untersuchungsgebiet des regionalen Standortvergleiches und geographische Lage der 15 Beprobungsflächen (gelbe Kreise). Das Luftbild wurde aus Bing entnommen (Bing, 2012).	19
Abb. 6: In der Abbildung ist die Lage der eingemessenen Flächen an Beispiel der Ackersenke S2 verdeutlicht.	21
Abb. 7: Habitus und Samen der Zielarten (a) Quirl-Tännel, (b) Schlammling, (c) Mäuseschwänzchen und (d) Sumpfuquendel.....	25
Abb. 8: Herbizidbehandelte und unbehandelte Flächen ohne Kultureinsaat im Mai 2013.	27
Abb. 9: Auswahl der Beprobungsfläche am Beispiel Manker 1.	29
Abb. 10: Eines der sechs Betonbecken nach Entnahme der Töpfe mit zweiwöchiger Überstauung.....	32
Abb. 11: Keimungsversuche mit Petrischalen und Erlenmeyerkolben in einem der Keimschränke (Foto: M. Brockard).....	33
Abb. 12: Die Effekte von Temperatur sowie von Tageslänge auf die Keimrate vom Sumpfuquendel.....	38
Abb. 13: Effekte von Temperatur, Tageslichtlänge und Überstauung auf die Keimraten des Mäuseschwänzchens.	38
Abb. 14: Keimraten des Quirl-Tännels in den verschiedenen Behandlungsvarianten.....	39
Abb. 15: Keimraten des Schlammlings in den verschiedenen Behandlungsvarianten.	39
Abb. 16: Änderungen der Wahrscheinlichkeit der Arten (a) Mäuseschwänzchen, (b) Schlammling und (c) Sumpfuquendel sich im Feldbestand zu etablieren in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung, Herbizidbehandlung und Vegetationsdeckung.....	46
Abb. 17: Boxplots mit Gesamtartenzahlen (a) und Anzahl an Zwergbinsenarten (b) bei verschiedenen Wasserregimes (multiple Mittelwertvergleiche, $\alpha = 0,05$).....	52
Abb. 18: Effekte der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Gesamtartenzahl (a) und die Anzahl der Zwergbinsenarten (b).....	53

Abb. 19: DCA-Ordinationsdiagramm aller untersuchten Plots (Länge 1. Achse: 4,07; 2. Achse: 3.3).	54
Abb. 20: DCA-Ordinationsdiagramm aller Arten. Arten einer pflanzensoziologischen Klasse sind in einer einheitlichen Farbe dargestellt.	55
Abb. 21: Anzahl gefundener Rote-Liste-Arten an den untersuchten Gewässern.	61
Abb. 22: DCA-Ordinationsdiagramm der Samenbankzusammensetzung 15 verschiedener Gewässer in Brandenburg und Westpolen (Gradientenlängen: DCA1 2.9; DCA2 3.1).	62
Abb. 23: Auswahl untersuchter Standorte in der regionalen Vegetationsanalyse.	624
Abb. 24: Auswahl seltener Arten, die im Untersuchungsgebiet gefunden wurden.	62
Abb. 25: Ordination (DCA) der Artenzusammensetzung von Bodenproben in Abhängigkeit von experimentellem Überstau temporär überfluteter Ackersenken.	68
Abb. 26: Anzahl auflaufender Keimlinge aus Bodenproben der oberen und unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken in Abhängigkeit experimenteller Überflutung.	69
Abb. 27: Artenzahlen auflaufender Keimlinggemeinschaften aus Bodenproben der oberen und unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken in Abhängigkeit experimenteller Überflutung.	69
Abb. 28: Evenness der Arten die aus Bodenproben der (a) oberen und (b) unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken bei experimenteller Überstauung aufgelaufen sind.	70
Abb. 29: Anzahl der Rote-Liste-Arten, aufgelaufen aus Bodenproben der (a) oberen und (b) unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken bei experimenteller Überstauung.	70
Abb. 30: Aussagen zu den Konflikten und Gemeinsamkeiten von Landwirten und Naturschutz.	80
Abb. 31: Argumente von Landwirten zu Ackersenken	80
Abb. 32: An einer Ackersenke in Parstein, die bereits Mitte Mai 2012 trockengefallen war, führen dichte Bestände der Geruchlosen Kamille (<i>Tripleurospermum perforatum</i>) im Juni 2012 zu einer Unterdrückung der konkurrenzschwachen Zielarten.	85
Abb. 33 Übersicht über die Schritte zur Identifizierung und Erhaltung passender Standorte und amphibischer Pflanzenarten an temporär vernässten Ackerstandorten.	88
Abb. 34: Übersicht über die empfohlenen Bewirtschaftungsmaßnahmen.	89

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Durchschnittstemperatur und Gesamtniederschlag mit Abweichungen vom langjährigen Mittel (1981–2010: 521 mm) für die Untersuchungsjahre und Jahreszeiten.....	18
Tab. 2: Anzahl der Plots und entsprechende Behandlungen, die aufgrund von Überflutung im Jahr 2013 geändert werden mussten.	21
Tab. 3: Zusammenfassende Statistik der gemessenen, chemischen Bodenparameter aller sieben untersuchten Senken im Bewirtschaftungsversuch.	22
Tab. 4: Kombinationen von Wasserregimes, die sich aus beobachteten Wasserständen im April, Juli und August ergeben haben.	23
Tab. 5: Lage und Größe der untersuchten Gewässer.	29
Tab. 6: Statistische Kenngrößen der untersuchten Bodeneigenschaften aus Bodenproben der Ackersenzen des regionalen Vegetationsvergleiches.	30
Tab. 7: Die im Keimversuch getesteten Behandlungsvarianten.	33
Tab. 8: Effekte von Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Kultur, Düngung, Herbizideinsatz) und abiotischen Faktoren (Wildkrautdeckung, Überflutung, Senke) auf die Pflanzendichte (Individuen pro m ²) von Mäuseschwänzchen, Schlammling und Sumpfqüendel im Feld.....	44
Tab. 9: Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (Bodenbearbeitung, Düngung, Herbizidbehandlung) und abiotischen Faktoren (Senke) auf die Samendichten (Samen pro m ²) von Mäuseschwänzchen, Schlammling, Sumpfqüendel und Quirl-Tännel im Bodensamenvorrat.....	45
Tab. 10: Annuelle, Ausdauernde und Gesamtartenzahlen (Mittelwert ± Stabw), sowie Anzahl an Zwergbinsenarten (I-N) unter verschiedenen Wasserregimes.	521
Tab. 11: Ergebnisse der Anpassung linearer Vektoren der Umweltvariablen.	54
Tab. 12: Gefäßpflanzenarten und deren Rote-Liste-Status in Deutschland (Ludwig & Schnittler, 1996) und in Brandenburg (Landesumweltamt, 2006).	59
Tab. 13: Gefundene Arten der Roten Liste an den untersuchten Gewässern.	60
Tab. 14: Ergebnisse der linearen Modellanpassung an die Ordinationsmatrix.	63
Tab. 15: Auflaufen von Pflanzen aus Bodenproben des oberen und unteren Uferbereichs aus temporär überstauten Ackersenzen.	67
Tab. 16: Anzahl der Aussagen, die nach der Analyse in die jeweilige Kategorie eingeflossen sind.....	78
Tab. 17: Statistische Kenngrößen aus der Bestimmung der Samenproduktion von den vier Zielarten. Es sind Minimum- (Min) und Maximumwerte (Max), sowie Mittelwert ± Standardabweichung (MW ± Stabw) für die Anzahl an Kapseln/ Fruchtständen pro Pflanze und Anzahl an Samen pro Kapsel/ Fruchtstand angegeben sowie das Tausendkorngewicht (TKG).....	117

1. Einführung

1.1 Anlass und Hintergrund des Projektes

Durch Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion in den letzten Jahrzehnten sind viele einst häufige Ackerwildpflanzen stark zurückgegangen und artenreiche Bestände heute nur noch selten zu finden (Albrecht, 1995; Marshall *et al.*, 2003). Neben den Kalk- und Sandäckern war es vor allem die „Schlammbodenvegetation“ saisonal vernässter Ackerstandorte, in der gefährdete Arten gefunden wurden (z.B. Jage, 1973; Oesau, 1978; Fischer, 1983; Pilotek, 1990; Hoffmann, 1996; Albrecht, 1999). Da diese Arten früher auf gesömmerten Teichböden und an temporär trockenfallenden Flussufern häufiger vorkamen als in Äckern, wurden diese Artengemeinschaften von vielen Autoren pflanzensoziologisch nicht zur Ackerwildkrautvegetation gestellt (Philippi, 1974; Hofmeister & Garve, 1998; Passarge, 1999).

Aktuelle Untersuchungen aus Brandenburg und Westpolen belegen allerdings, dass gerade die saisonal vernässten Ackersenken zu den floristisch bestausgestatteten Standorten der Schlammbodenvegetation in Mitteleuropa gehören (Hoffmann, 1996; Hoffmann *et al.*, 2000; Raabe, 2012). Arten, die dort in den letzten Jahren nachgewiesen wurden sind Quirl-Tännel (*Elatine alsinastrum*; RL BRD 2), Sandbinse (*Juncus tenageia*; RL 2), Liegende Teichsimse (*Schoenoplectus supinus*; RL 2), Ysop-Blutweiderich (*Lythrum hyssopifolia*; RL 2), Acker-Gipskraut (*Gypsophila muralis*; RL 3), Sardischer Hahnenfuß (*Ranunculus sardous*; RL 3), Wasserpfeffer-Tännel (*Elatine hydropiper*; RL 3) und zahlreiche weitere, regional gefährdete Arten wie Schlammling (*Limosella aquatica*), Zierliches Tausendgüldenkraut (*Centaureum pulchellum*), Borstige Schuppensime (*Isolepis setacea*), Mäuseschwänzchen (*Myosurus minimus*), Braunes Zypergras (*Cyperus fuscus*), Lanzett-Froschlöffel (*Alisma lanceolatum*), Niedriges Fingerkraut (*Potentilla supina*) und Sumpfquendel (*Peplis portula*).

Eine besondere Rarität, die hier erst vor kurzem durch Uwe Raabe (2009) wiedergefunden wurde, ist die extrem seltene Bauers Armluchteralge (*Chara baueri*), die in Europa seit dem 19. Jahrhundert als verschollen galt. Mit der Sprossenden Baumleuchteralge (*Tolypella prolifera*; RL BRD 1), der Haarfeinen Glanzleuchteralge (*Nitella capillaris*; RL 1) und der Kleinsten Glanzleuchteralge (*Nitella confervacea*; RL 0) konnte der Autor im Gebiet noch weitere, stark gefährdete Characeen nachweisen (Raabe, 2008). Viele der genannten Arten einschließlich Bauers Armluchteralge wurden inzwischen auch in Westpolen im Gebiet um Cedyňa und Kostrzyn gefunden (Pukacz *et al.*, 2009).

Da bei regelmäßiger, extensiver Ackerbewirtschaftung die kurzlebigen Arten dieses Vegetationstyps sogar günstigere Entwicklungsbedingungen vorfinden als auf Teichböden, wo sich deren Etablierungschancen durch Aufgabe der Sömmernung in den letzten Jahrzehnten deutlich verschlechtern haben (Poschlod *et al.*, 1999; Täuber, 2000; Subal & Zehm, 2009), könnten den Ackersenken in Zukunft sogar eine Schlüsselfunktion für die Erhaltung dieser Pflanzenformation in Mitteleuropa zukommen.

Die meisten der genannten Spezies treten oft nur unregelmäßig in Ackerflächen auf. Eine wichtige Ursache dafür ist, dass sich die zumeist einjährigen Arten nur bei günstigen Temperatur- und Überstauungsbedingungen im Bestand etablieren. Ungünstige Jahre überdauern die Arten in Form einer persistenten Diasporenbank dormant im Boden (Oesau & Fröbe, 1972; Albrecht & Mattheis, 1998; Albrecht, 1999; Poschlod *et al.*, 1999). Die geringe Zahl an jüngeren Nachweisen, die teilweise massive Schädigung der Bestände durch Gülle- und Mineraldüngung, durch Herbizide und ungünstige Kulturen (Fischer, 1983; Hoffmann, 1996) sind aber deutliche Zeichen dafür, dass sich deren Lebens- und Reproduktionsbedingungen stark verschlechtert haben und dass trotz einer ausgeprägten Dormanz der Diasporen ein Rückgang wahrscheinlich ist. Ungünstige Entwicklungsbedingungen herrschen aber auch in Ackerflächen, in denen eine regelmäßige Bodenbearbeitung unterbleibt. Hier werden schon ab dem zweiten Brachejahr die annualen Kennarten durch ausdauernde Sippen verdrängt.

Eine vor Projektbeginn durchgeführte, kritische Revision des aktuellen Kenntnisstandes zur Erhaltung und zur Förderung dieser Lebensgemeinschaft offenbarte viele offene Fragen. So ließ sich bislang nicht sicher sagen, ob diese Verschlechterung der Etablierungs- und Reproduktionsbedingungen auf den Ackerflächen so gravierend ist, dass die Populationen trotz ihrer persistenten Diasporenbank langfristig vom Rückgang und von der Extinktion bedroht sind, oder ob sich auch bei konventioneller Bewirtschaftung immer wieder Nischen bieten, in denen eine Etablierung und Fortpflanzung möglich ist. Wesentliche Fragen sind: Welche praxisüblichen Bewirtschaftungsmaßnahmen sind besonders förderlich und welche besonders schädlich für die seltenen Arten? Und welche Standortbedingungen benötigen die gefährdeten Arten generell um sich erfolgreich zu etablieren? – Fragen, die im Zuge des Klimawandels und veränderter Niederschlags- und Temperaturbedingungen derzeit stark an Aktualität gewinnt. Zwar geben Autoren wie Fischer (1983) und Hoffmann (1996) Hinweise, wie eine Bewirtschaftung zur langfristigen Sicherung der gefährdeten Arten aussehen könnte, diese basieren aber nicht auf gezielten wissenschaftlich Analysen und sind entsprechend spekulativ. Demzufolge war es bisher kaum möglich, konkrete Handlungsempfehlungen für Artenschutzmaßnahmen zu geben und den Ansätzen zum Naturschutzmanagement dieser Arten auf Ackerflächen fehlte die fachliche Grundlage. Auf der anderen Seite sind die Voraussetzungen für den Schutz der Zielarten eigentlich günstig: Sie etablieren sich am besten unter nassen Bedingungen, die für eine reguläre Ackerbewirtschaftung eher ungünstig sind und die auch die Massenentwicklung terrestrischer Problemunkräuter negativ beeinflussen.

Der naturschutzfachliche Wert dieser Lebensgemeinschaft wird durch die große Zahl gefährdeter Arten belegt (s. oben). Bei Einzelarten wie Bauers Armluchteralge, von der außer den hier beobachteten Populationen aktuell nur ein Wuchsort in Kasachstan bekannt war (Raabe, 2009), besitzt Deutschland weltweit naturschutzfachliche Verantwortung. Ein Vergleich mit der Artenausstattung von Teichböden und temporär trockenfallenden Flussufern in der Lausitz (Pietsch, 1963), in Niedersachsen (Täuber, 2000), Baden-

Württemberg (Philippi, 1968; Poschlod *et al.*, 1999) oder in Franken (Subal & Zehm, 2009) belegt, dass die Ackersenken in Brandenburg und Westpolen zu den floristisch bestausgestatteten Standorten der Schlammboden-Gesellschaften in Mitteleuropa gehören. Damit kommt ihnen auch für den Erhalt dieser Pflanzengemeinschaft eine ähnlich große Bedeutung zu wie den noch existierenden Teich- und Flusshabitaten.

1.2 Zielsetzungen

Ziel des Projektes ist es, basierend auf der Populationsökologie der Zielarten die Grundlagen für ein Schutzkonzept für die spezifischen Lebensgemeinschaften saisonal vernässter Ackersenken zu entwickeln.

Das Vorhaben ist in zwei Teile untergliedert. Um die teilweise extrem seltenen Arten der Ackersenken erfolgreich schützen zu können, sollte im 1. Teil untersucht werden, wie diese Arten auf die variablen Standort- und Nutzungsbedingungen ihrer Umgebung reagieren. Wie bereits erwähnt, bilden viele der charakteristischen Arten langlebige Diasporenbanken und etablieren sich nur sehr unregelmäßig im Bestand. Über die Keimung und Etablierung dieser Arten bei unterschiedlichen Keimtemperaturen, Wasserständen, Nährstoffangeboten, Bodenstörungen, Konkurrenzbedingungen und Wildkrautregulierungsmaßnahmen ist bislang nur wenig bekannt. Diese Zusammenhänge sollen deshalb in einer Reihe ökologischer Analysen eingehend untersucht werden (Abb. 1).

In Keimexperimenten mit Einzelarten sollte zunächst geklärt werden, wie sich ausgewählte Zielarten bei unterschiedlichen Temperaturen, Tageslängen und Überstaubbedingungen verhalten. Eine umfangreichere Studie zum Einfluss verschiedener Überstautiefen und -zeiten sollte aufzeigen, wie sich die Diversität und die Artenzusammensetzung der Pflanzengemeinschaften in Abhängigkeit vom Wasserregime entwickeln. Mit den Ergebnissen aus diesen beiden Untersuchungen können dann detailliertere Aussagen zum Einfluss des Wasserregimes und eventuell wesentlicher Managementmaßnahmen zur Förderung naturschutzfachlich wertvoller Artengemeinschaften getroffen werden. Die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf Feldbestand und Samenbankvorrat ausgewählter Zielarten wurden in einem Bewirtschaftungsversuch genauer untersucht. Dabei wurden die Effekte von Bodenbearbeitung, Kultureinsaat, Düngung und Herbizidapplikation analysiert. Aus den Ergebnissen wurden Empfehlungen für eine naturschutzfachlich angepasste Bewirtschaftung abgeleitet. Einflüsse regional wirksamer Standortfaktoren, wie z.B. die unterschiedlicher Bodeneigenschaften, wurden in einer großräumigen Samenbankstudie in Nordbrandenburg und Westpolen untersucht. Hier sollten einerseits Bestimmungsfaktoren für das Auftreten naturschutzfachlich besonders wertvoller Artengemeinschaften eruiert werden, andererseits sollten entsprechende Vorkommen für bestandessichernde Schutzmaßnahmen identifiziert werden. Die Kombination vegetationskundlicher Erhebungen mit Untersuchungen zum Wasserregime und zu Bodeneigenschaften in unterschiedlich bewirtschafteten Versuchspartellen sollten schließlich Interaktionen

zwischen den Standort- und Nutzungseinflüssen auf Diversität, Artenzusammensetzung und Naturschutzwert der Zwergbinsenbestände an Ackersenken aufzeigen.

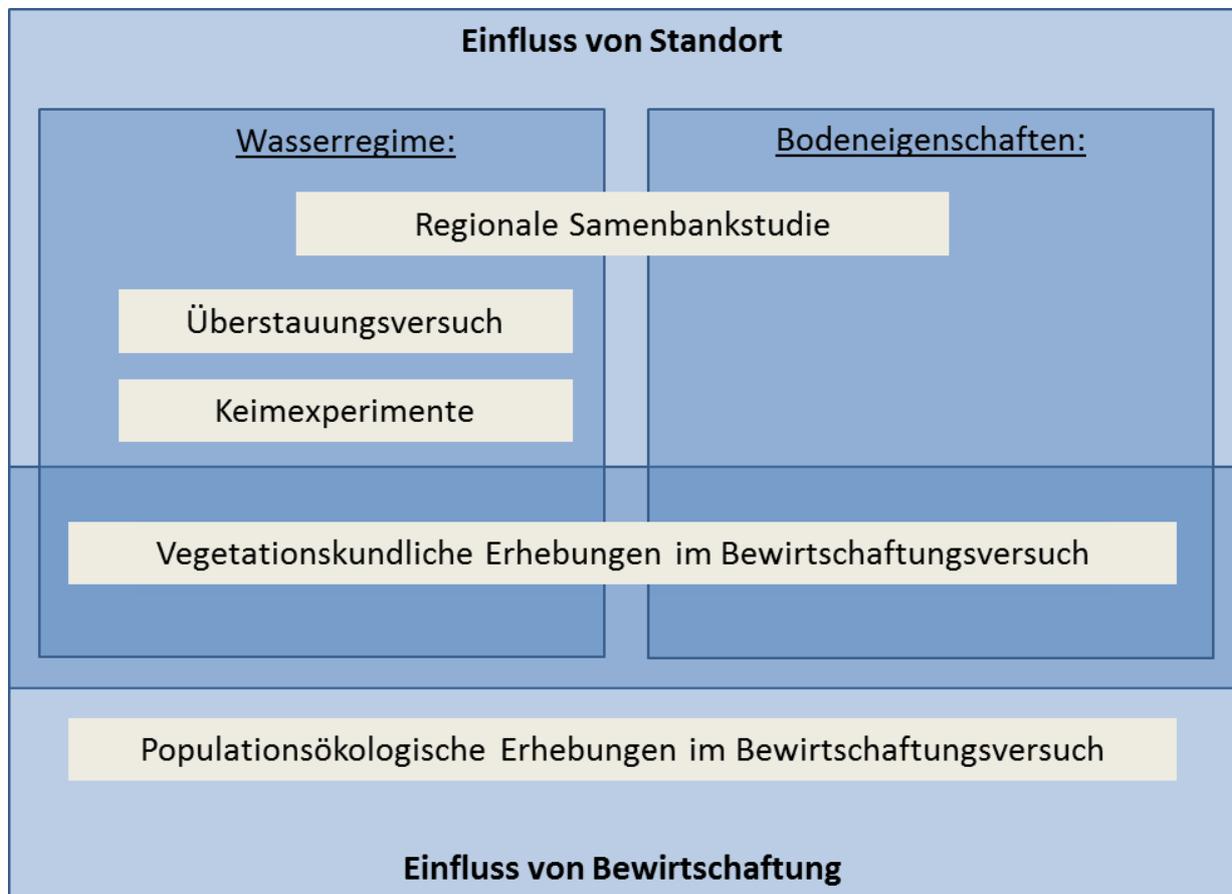


Abb. 1: Ökologische Analysen, die im ersten Projektteil den Einfluss von Standort und Bewirtschaftung auf Zwergbinsenbestände temporär vernässten Ackersenken klären sollten.

Im zweiten Teil dieses Projektes sollen die Erkenntnisse aus diesen Untersuchungen in die Praxis umgesetzt werden. Im Rahmen von wissenschaftlichen Tagungen und Publikationen wurden die Ergebnisse der Fachöffentlichkeit zugänglich gemacht und diskutiert (Abb. 2). Eine Umfrage unter betroffenen Landwirten aus Brandenburg sollte die Sichtweise der Landwirte auf Ackersenken, bestehende Probleme in der Bewirtschaftung und deren Akzeptanz möglicher Naturschutzmaßnahmen aufzeigen. Auf einem im Rahmen des Projektes organisierten Symposium mit Landwirten, Behördenvertretern und Mitarbeitern von Naturschutzverbänden wurde vor allem der Aspekt der Umsetzbarkeit und der Finanzierung intensiv mit den Teilnehmern erörtert. Auf dieser Grundlage wird herausgearbeitet, welche Maßnahmen sich für den dauerhaften Erhalt der Artengemeinschaft besonders eignen. Das Konzept soll Modellcharakter für die nachhaltige Bewirtschaftung temporär vernässter Äcker in ganz Mitteleuropa besitzen.

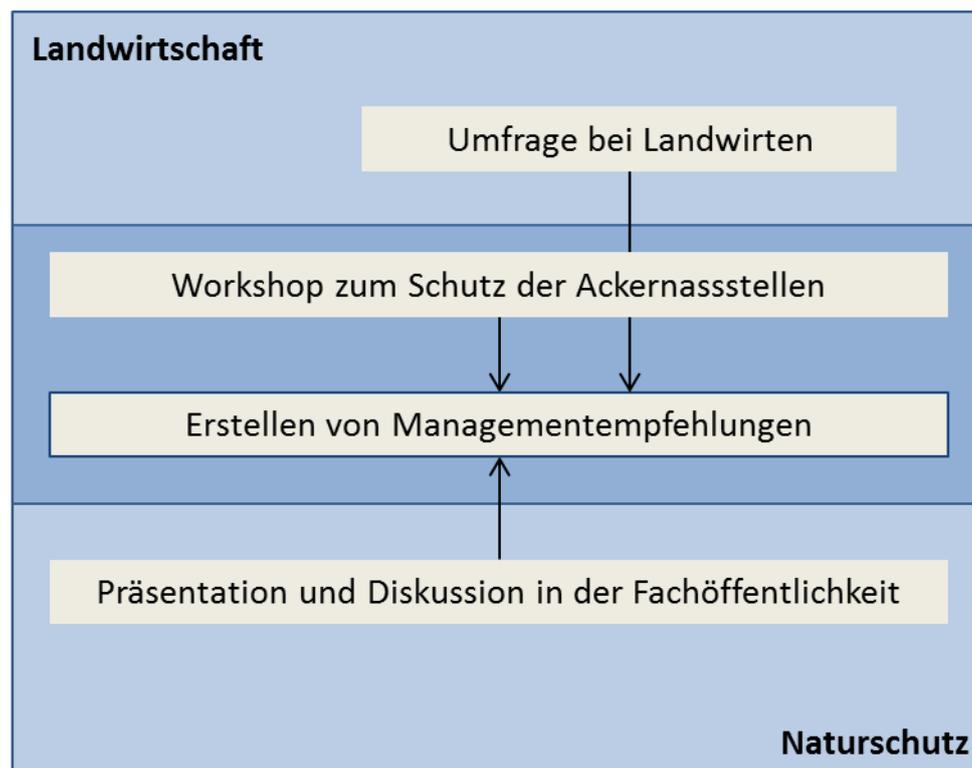


Abb. 2: Darstellung der verschiedenen Ebenen im zweiten Projektteil.

2. Projektvorhaben

Das Vorhaben ist in zwei Teile gegliedert. Der erste Teil umfasst die ökologischen Analysen, in denen die Effekte verschiedener abiotischer Umweltfaktoren und der Bewirtschaftung auf die gesamte Artengemeinschaft der Ackersenken und insbesondere auf die vier Zielarten Quirl-Tännel (*Elatine alsinastrum*), Schlammling (*Limosella aquatica*), Mäuseschwänzchen (*Myosurus minimus*) und Sumpfqüendel (*Peplis portula*) untersucht wurden. In diesem Zusammenhang wurde ein Bewirtschaftungsversuch in Zusammenarbeit mit der Agrar-GmbH Parstein-Bölkendorf etabliert und während der dreijährigen Projektlaufzeit analysiert.

Im zweiten Teil sollen auf Basis der Ergebnisse aus den Untersuchungen von Teil eins die Grundlagen für ein Schutzkonzept für die seltenen Arten der temporär vernässten Ackersenken erarbeitet werden. Dazu wurde – soweit erfassbar – durch Umfrage bei betroffenen Landwirten in Brandenburg die Einstellung zum Naturschutz allgemein, zu empfohlenen Bewirtschaftungsmaßnahmen und zu temporär vernässten Ackerstandorten erfragt. Die Auswertung geschah auf der Basis einer qualitativen Inhaltsanalyse im Rahmen einer studentischen Projektarbeit (Braun, 2015). Im März 2015 wurde zudem ein Workshop mit Vertretern aus Naturschutz und Landwirtschaft durchgeführt, um diese über die Besonderheiten der temporär vernässter Ackerstandorte zu informieren und mögliche Herausforderungen bei der Bewirtschaftung solcher Flächen zu diskutieren. Abb. 3 gibt einen Kurzüberblick über die Arbeitsschritte und deren Umsetzungsstand. Die Ergebnisse der Arbeit und die Nachweise naturschutzfachlich besonders hochwertiger Flächen werden an die Projektpartner Frank Gottwald (Regionalvertreter „100 Äcker für die Vielfalt“) und Andreas Herrmann (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz) weitergeleitet, um nach Möglichkeit konkrete Schutzmaßnahmen einzuleiten.

3. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst Bereiche des nördlichen Brandenburgs und Westpolens, die von der letzten Eiszeit geprägt sind. Die Landschaft ist durch ein welliges Relief gekennzeichnet, das aus Grund-, Seiten und Endmoränen weichseleiszeitlicher Gletscher entstanden ist. Das verzögerte Abschmelzen größerer Eisblöcke hat zur Bildung sogenannter Toteislöcher geführt, die heute als Sölle das Landschaftsbild mit prägen. Im Mittelalter hat die großflächige Abholzung der Wälder zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels geführt und so lokal die Bildung weiterer, häufig temporär bespannter ‚Pseudosölle‘ begünstigt (Klafs *et al.*, 1973). Diese sind dort entstanden, wo Tonlinsen oder feinkörnige Sedimente einen Abfluss des Wassers verhindern bzw. stark verzögern (Schmidt, 1996). Beide Prozesse haben in dieser Region zu einer stellenweise sehr hohen Dichte an Kleingewässern geführt (Kalettka, 1996). Mit der zunehmenden Modernisierung der Landwirtschaft wurden vielfältige Anstrengungen unternommen, solche Kleingewässer trockenzulegen oder deren Wasserspiegelschwankungen zu regulieren, um eine verbesserte Bewirtschaftung der angrenzenden Ackerflächen zu ermöglichen (Kalettka, 1996). Dies führte zu einem teils dramatischen Rückgang solcher Kleingewässer. Das Gebiet um Parstein, wo ein Großteil der Untersuchungen durchgeführt wurde, weist immer noch eine vergleichsweise hohe Sölldichte auf (Kalettka, 1996).

Klima und Witterung

Das Untersuchungsgebiet liegt im Übergang von einem ozeanischem zu einem kontinentalen Klima mit einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von 8,9 °C und einem jährlichen Niederschlag von 521 mm (Daten der Klimastation Angermünde, langjähriges Mittel von 1981-2010; Daten: DWD, 2014). Typisch für das leicht kontinental geprägte Klima sind warme Sommer (langjähriges Mittel 17.5 °C) mit längeren niederschlagsarmen Perioden (langjähriges Niederschlagsmittel für den Sommer 181 mm; DWD, 2014).

Entscheidend beeinflusst wird die Wasserdynamik der einzelnen Kleingewässer durch die Größe ihres Einzugsgebiets und den Niederschlag. In der Regel handelt es sich bei Söllen und Pseudosöllen um abflusslose Senken, sodass das Wasser nur durch Verdunstung und Versickerung entweichen kann. Schmidt (1996) hat bei entsprechenden Untersuchungen festgestellt, dass vor allem die Abweichung vom langjährigen Mittel des Niederschlags entscheidet, ob der Wasserspiegel und die Zahl bespannter Gewässer zu- oder abnehmen. In Jahren mit überdurchschnittlich hohen Niederschlagsmengen füllen sich die Kleingewässer auf und temporäre Gewässer führen Wasser, während unterdurchschnittliche Niederschläge zu allmählicher Austrocknung führen. So beobachtete der Autor in einer zwölfjährigen Langzeituntersuchung bei Parstein, dass in feuchten Jahren 10–15 % der Gesamtfläche des Gebietes überflutet waren, während in Trockenphasen nur sehr wenige Senken durchgehend bespannt blieben. Die Untersuchungsjahre 2012–2014 waren durch überdurchschnittlich hohe Temperaturen und unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen geprägt (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Durchschnittstemperatur und Gesamtniederschlag mit Abweichungen vom langjährigen Mittel (1981–2010: 521 mm) für die Untersuchungsjahre und Jahreszeiten.**Datenquelle: Wetterstation Angermünde des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2014).**

Jahr	Durchschnitts- temperatur [°C]	Abweichung vom langjährigen Mittel [°C]				
		Jahr	Winter	Frühjahr	Sommer	Herbst
2012	9,1	+0,2	+0,7	+1,4	-0,2	+0,4
2013	9,0	+0,1	-0,8	-1,7	+0,9	+0,6
2014	10,4	+1,5	+2,1	+1,5	+0,7	+2,0

Jahr	Gesamtniederschlag [mm]	Abweichung vom langjährigen Mittel [%]				
		Jahr	Winter	Frühjahr	Sommer	Herbst
2012	543	104	162	58	122	110
2013	483	93	102	100	82	92
2014	404	78	70	77	69	94

Böden im Untersuchungsgebiet

Die Böden in der Region sind wesentlich durch die letzte Eiszeit geprägt. Typischerweise haben sich fruchtbare, basenreiche Parabraunerden entwickelt mit einem neutralen pH-Wert um 7 und Ackerzahlen zwischen 31–43 (BVVG, 2004). Die Bodenart kann als lehmiger Sand oder sandiger Lehm charakterisiert werden (MLUV & Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg, 2005a). In temporär überstauten Bereichen finden sich Pseudogleye, während in den permanent wasserführenden Söllen Erd- und Mulmmoore auftreten (MLUV & Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg, 2005b).

Untersuchungsflächen

Der Bewirtschaftungsversuch wurde in Kooperation mit der AgrarGmbH Parstein-Bölkendorf im Nordosten von Brandenburg durchgeführt (80 km nordöstlich von Berlin; 55 m ü. NN; N52°55', O14°02'). Auf den Flächen des Betriebes wurden sieben Ackersenken in einem Umkreis von 60 ha ausgewählt (Abb. 4), an denen die vier Zielarten Quirl-Tännel, Schlammling, Mäuseschwänzchen und Sumpfqüendel aufgetreten sind (vgl. Kap. 4.1). Die Entfernungen zwischen den Gewässern lagen zwischen 200–1040 m mit einem Mittel von 524 m.

Der regionale Standortvergleich wurde in Brandenburg westlich und östlich von Berlin und in Westpolen auf acht landwirtschaftlichen Betrieben durchgeführt. Da wegen der Trockenheit im Untersuchungszeitraum im Bestand nur wenige Zielarten zu finden waren, erfolgte dieser Vergleich anhand von Samenbankanalysen. Abb. 5 zeigt die Lage der einzelnen Beprobungspunkte.

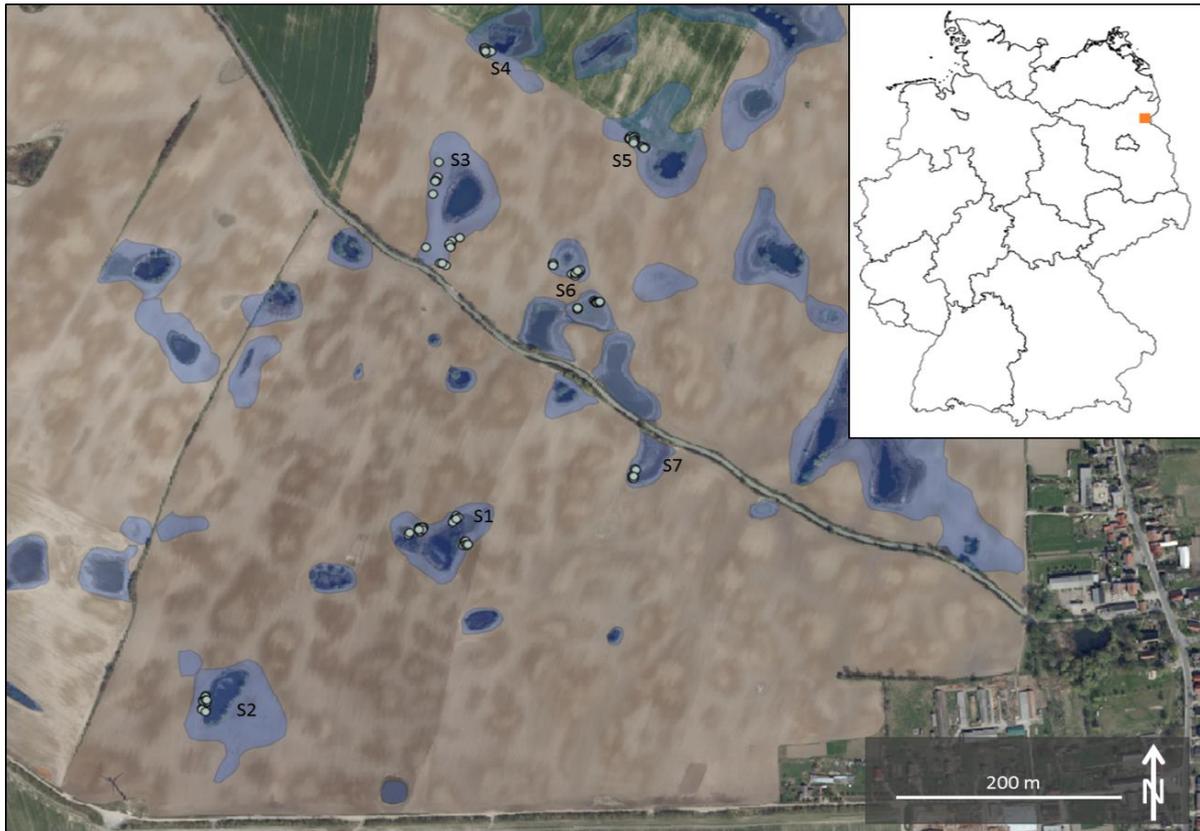


Abb. 4: Lage der sieben Gewässer (S1–S7) im Bewirtschaftungsversuch auf Flächen der AgrarGmbH Parstein.

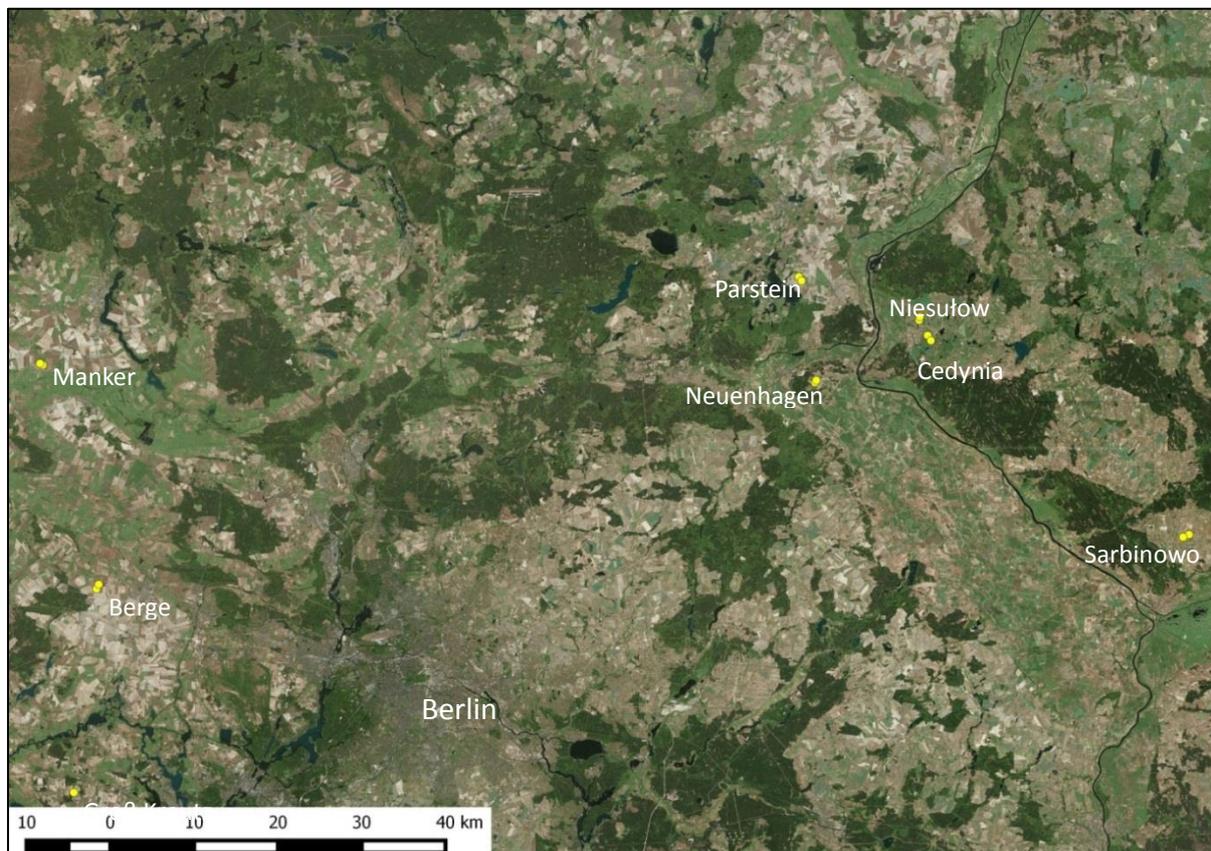


Abb. 5: Untersuchungsgebiet des regionalen Standortvergleiches und geographische Lage der 15 Beprobungsflächen (gelbe Kreise). Die Luftbilder wurden aus Bing entnommen (Bing, 2012).

Projektteil 1 – Ökologische Analysen

4. Methoden

4.1 Bewirtschaftungsversuch

4.1.1 Versuchsanlage

Der Bewirtschaftungsversuch wurde in Kooperation mit der Agrar GmbH Parstein-Bölkendorf von Mai 2012 bis August 2014 durchgeführt. Dabei wurden die Auswirkungen der vier wesentlichen ackerbaulichen Bewirtschaftungsmaßnahmen (Bodenbearbeitung, Kultureinsaat, Düngen und Herbizidbehandlung) auf die vier Zielarten Quirl-Tännel, Schlammling, Mäuseschwänzchen und Sumpfuendel untersucht.

Dazu wurden 2012 an den sieben Ackersenken des kooperierenden Betriebes Plots mit Vorkommen der vier Zielarten ausgewählt (vgl. Abb. 4). Jeder der Plots hatte eine Fläche von 1 m x 1 m. Auf allen Plots wurden Referenzzählungen der Individuen aller Zielarten durchgeführt und ab Herbst 2012 Kombinationen der Bewirtschaftungsmaßnahmen mit/ ohne Bodenbearbeitung, mit/ ohne Kultureinsaat, mit/ohne Düngung, mit/ohne Herbizidbehandlung sowie eine Kontrollbehandlung ohne Bewirtschaftung randomisiert durchgeführt (Abb. 8). Zum Testen der Behandlungsvarianten wurde ein multifaktorielles Versuchsdesign gewählt, in dem alle Faktoren jeweils in allen Varianten miteinander kombiniert wurden, sodass sich 16 Behandlungsvarianten ergaben. Jede Behandlungsvariante liegt in sechs Wiederholungen vor.

Da die Zielarten zum Zeitpunkt der Flächenauswahl oft nur geringe Populationsdichten und Arealgrößen aufwiesen, mussten auf einigen Plots mehrere Zielarten erfasst werden. Da alle vier Zielarten aber eher als konkurrenzschwach gelten und die Gesamtdeckung des Pflanzenbestandes bei den Zählungen in der Regel unter 50 % lag, ist davon auszugehen, dass sich die Arten nicht gegenseitig durch Konkurrenz beeinflusst haben. Insgesamt wurden 178 Plots angelegt.

Zur Schaffung einheitlicher Ausgangsbedingungen wurden auf allen Plots im Herbst 2012 der Boden bearbeitet, in der Variante ‚ohne Bodenbearbeitung‘ wurde also nur 2013 keine Bearbeitung durchgeführt.

Die Bewirtschaftungsmaßnahmen wurden an die übliche Bewirtschaftungspraxis der Agrar GmbH Parstein-Bölkendorf angepasst. Im Oktober 2012 und September 2013 wurde jeweils Winterweizen (Sorte ‚Akteur‘; 200 kg ha⁻¹) ausgesät. Herbizide wurden im April und Oktober 2013, sowie im März 2014 appliziert (Breitbandherbizide gegen Zweikeimblättrige und häufige Ungräser: Flufenacet, Flurtamone, Diflufenican). Dünger (gesamt 160 kg N ha⁻¹) wurde in drei Gaben ausgebracht. Auf überfluteten Flächen wurden Dünger und Herbizide erst nach deren Abtrocknen ausgebracht (siehe Tab. 2). Plots mit einer Düngergabe ab Anfang August (N = 13) sind in die Auswertung als ‚ungedüngt‘ eingegangen.

Tab. 2: Anzahl der Plots und entsprechende Behandlungen, die aufgrund von Überflutung im Jahr 2013 geändert werden mussten.

	Überflutung ≥ 5 Monate	Überflutung ≥ 3 Monate	Überflutung ≥ 1 Monate
N	13	5	31
Kultur	Kein Feldaufgang	Kein Feldaufgang	Kein Feldaufgang
Düngung	verspätet	verspätet	normale Applikation
Herbizidanwendung	Nicht möglich	verspätet	normale Applikation

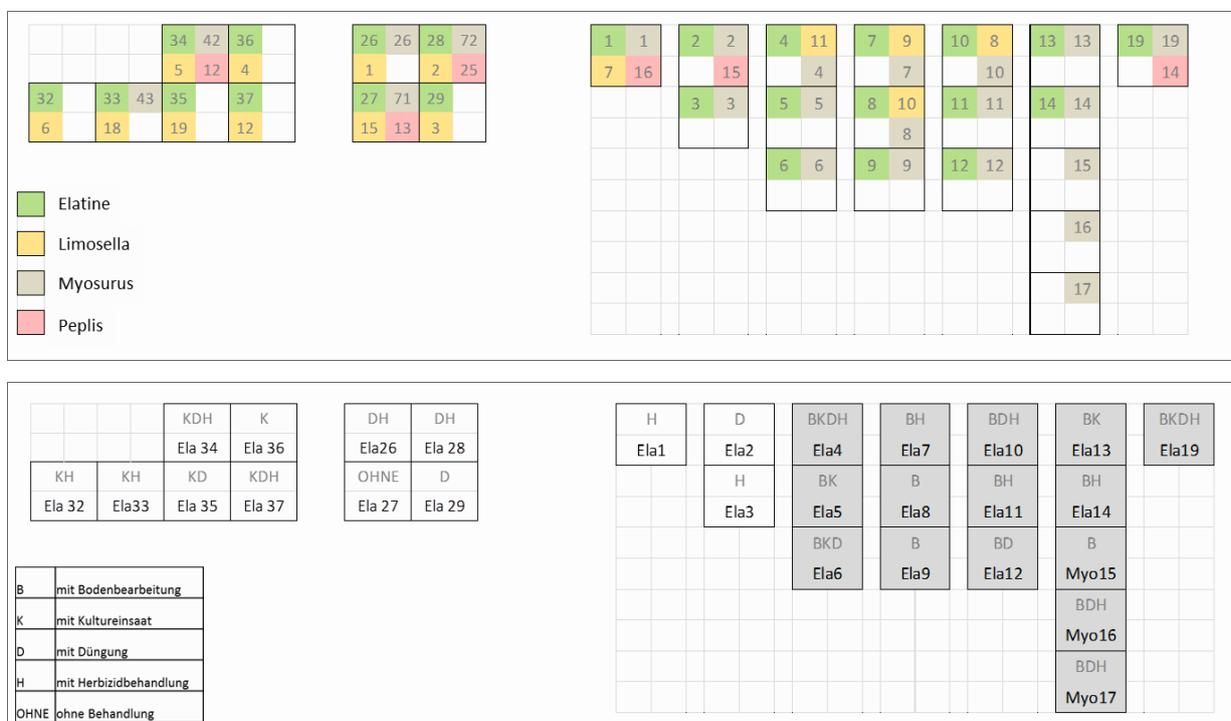


Abb. 6: In der Abbildung ist die Lage der eingemessenen Flächen an Beispiel der Ackersenke S2 verdeutlicht. Unterschiedlichen Farben kennzeichnen in der oberen Grafik, welche Art(en) in welchem Plot untersucht werden. Die Nummern geben jeweils die für jede Art gültigen Plotnummern an. Die untere Grafik zeigt die auf den Plots durchgeführten Behandlungskombinationen. Plots, auf denen Bodenbearbeitung stattfindet, sind grau unterlegt. Dazu ist jeweils der eindeutige Code für jeden Plot (z. B. Ela6) mit angegeben. Einen ausführlichen Überblick über die Bewirtschaftung und die Standorteigenschaften aller 168 Messpunkte gibt Anhang A3.

4.1.2 Analyse der Bodeneigenschaften

Zur Charakterisierung der Bodeneigenschaften wurde sowohl auf den Flächen des Bewirtschaftungsversuches in Parstein als auch auf den Flächen des gebietsübergreifenden Vegetationsvergleiches Bodenproben entnommen und analysiert. Bodenprobenahme und Analyse geschahen mit der gleichen Methodik.

Auf den Flächen des Bewirtschaftungsversuches bei Parstein wurden im Sommer 2012 an jedem der sieben Gewässer eine repräsentative gemischte Bodenprobe aus dem Pflughorizont (0–20 cm) entnommen. Die Proben wurden luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. Die Bodenanalysen wurden an der Adam-Mickiewicz-Universität in Poznań (Polen) durchgeführt. Es wurden pH (bestimmt in 100 ml deionisiertem Wasser) sowie die Gehalte an organischem Stickstoff und Ammonium (Lösung in schwefliger Säure und kolorimetrische Bestimmung von Ammonium nach Absorption in Borsäure), Phosphor (Extraktion in heißer wässriger Lösung und Bestimmung nach der Molybdatmethode) und Kalium (Lösung in Salzsäure und Bestimmung mit Atomemissionsspektrometrie) bestimmt. Einen Überblick über die Ergebnisse gibt Tab. 3. Werte von 0,13 % Gesamtstickstoff, 7,6 mg P₂O₅ pro 100 g Boden und 9,5 mg K₂O pro 100 g Boden indizieren insgesamt mittlere bis niedrige Gehalte bzw. Versorgungsstufen dieser wichtigen Pflanzennährstoffe (im Text wurden die international üblichen Messeinheiten der Tabelle auf regional übliche Einheiten übertragen).

Tab. 3: Zusammenfassende Statistik der gemessenen, chemischen Bodenparameter aller sieben untersuchten Senken im Bewirtschaftungsversuch (Werte der Einzelflächen in Anhang A1).

	Median	95 % Konfidenzintervall		
		Mittelwert	Minimum	Maximum
pH	6,8	±0,01	6,8	7,0
Gesamtstickstoff (mg kg ⁻¹)	1316	±176,89	1204	3920
Gesamtphosphor (mg kg ⁻¹)	33,3	±0,49	31,8	39,3
Kalium (mg kg ⁻¹)	78,5	±2,83	50,1	94,6

Für jeden Plot wurden die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Licht (L), Feuchte (F) und Nährstoffe (N) berechnet (Ellenberg *et al.*, 2001). Außerdem wurde die Anzahl der Zwergbinsenarten pro Plot bestimmt. Alle Arten, die nach Ellenberg *et al.* (2001) Charakterarten einer pflanzensoziologischen Einheit innerhalb der Klasse der Zwergbinsengesellschaften sind, wurden als Zwergbinsenart bewertet.

4.1.3 Erfassung der saisonalen Überstauungseffekte

Da Überflutung sowohl für die Bewirtschaftung der Flächen als auch für die Entwicklung der Zielarten eine wesentliche Rolle spielt, wurde während der Vegetationszeit 2013 und 2014 auf jedem Plot auch die Überflutung bonitiert. Dazu wurden die Wasserstände Mitte April, Anfang Juli und Anfang August visuell erfasst und einer der Kategorien ‚feucht‘, ‚staunass‘

oder ‚überflutet‘ zugeordnet. Plots, in denen die Bodenfeuchte mit der normaler Ackerstandorte vergleichbar war, wurden als ‚feucht‘ definiert. Als ‚staunass‘ wurden Flächen definiert, in denen der Boden mit Wasser gesättigt war, jedoch kein freies Wasser auf der Bodenoberfläche stand. Alle Plots mit Stauwasser oberhalb der Bodenoberfläche wurden als ‚überflutet‘ definiert. Nur im Jahr 2013 kam es zur Überflutung von Untersuchungsflächen (Tab. 4).

Tab. 4: Kombinationen von Wasserregimes, die sich aus beobachteten Wasserständen im April, Juli und August ergeben haben. Einen Überblick über das Überstauungsregime der Einzelpunkte gibt Anhang A1.

Abkürzung	Wasserstände in April – Juli – August	Anzahl an Plots mit dieser Kombination
tft	feucht – feucht – feucht	122
tft	feucht – staunass – feucht	6
fnt	staunass – überflutet – feucht	31
nft	überflutet – staunass – feucht	5
nnt	überflutet – überflutet – feucht	13

4.1.4 Auswahl und Eigenschaften der Zielarten

Für die Untersuchungen der landwirtschaftlichen Nutzung wurden vier annuelle Arten, die an temporär vernässten Ackerstandorten vorkommen, ausgewählt (Pietsch & Müller-Stoll, 1974; Albrecht, 1999; Hoffmann *et al.*, 2000; Nagy *et al.*, 2009; Popiela *et al.*, 2013). Durch die Zugehörigkeit zu vier verschiedenen Pflanzenfamilien weisen die Arten große phylogenetische Distanzen auf, zudem bestehen auch deutliche populationsökologische Unterschiede. Die Beschreibungen der Arten basieren auf der Literatur (Hegi, 1925, 1926; Hartl & Wagenitz, 1965; Conert *et al.*, 1974), die Angaben zu Samenzahlen und Samengewicht auf eigenen Erhebungen (siehe Anhang A9).

Der **Quirl-Tännel** (*Elatine alsinastrum* L.) gehört zur Familie der Elatinaceae, die Wuchshöhen von 2–50 cm erreichen kann. Je nach Wasserstand entwickelt sie eine terrestrische Form mit aufsteigenden oder bei Überflutung mit aufrechten Stängeln, die sich an der Basis verzweigen können. Die unscheinbaren, grünen Blüten werden nur in Stängelabschnitten oberhalb des Wasserspiegels entwickelt und sitzen in den Achseln der quirlförmig angeordneten Blätter. Die Blütezeit dieser Art reicht von Juni bis September, wobei unter günstigen Bedingungen in dieser Phase fortlaufen neue Blüten gebildet werden, sodass an einer Pflanze alle Stadien von Blüte bis zu den reifen Samen vorhanden sein können. Die Kapseln bilden durchschnittlich 42 Samen pro Kapsel, die sich kurz nach der Reife öffnen und die Samen freisetzen. Das Tausendkorngewicht beträgt 15 mg und die Samen werden schwimmend auf der Wasseroberfläche oder mit Boden der an Tieren oder landwirtschaftlichen Maschinen haftet, verbreitet. Der Quirl-Tännel ist in Europa und

Westasien verbreitet (Meusel *et al.*, 1978; Popiela *et al.*, 2013), gilt aber im gesamten Verbreitungsgebiet als selten (Lansdown, 2014). Sie ist bundesweit und im Untersuchungsgebiet stark gefährdet (Ludwig & Schnittler, 1996; Landesumweltamt, 2006).

Der **Schlammling** (*Limosella aquatica* L., Scrophulariaceae) ist eine ausläuferbildende Art, die Rosetten mit Durchmesser zwischen 2–8 cm bildet. Auch diese Art entwickelt unterschiedliche Erscheinungsformen v.a. der Blätter, je nachdem ob sie unter terrestrischen oder aquatischen Bedingungen wächst (Hartl & Wagenitz, 1965). Die kleinen weißen bis rosafarbenen Blüten erscheinen an der Basis der Rosetten und blühen von Juni bis Oktober. Die eiförmigen Kapseln enthalten zwischen 100–120 rundliche Samen, die auch bei dieser Art kurz nach der Reife aus den Kapseln herausfallen. Das Tausendkorngewicht liegt bei etwa 14 mg und die Samen werden wie beim Quirl-Tännel hydro- oder exozoochor ausgebreitet. Der Schlammling ist, mit Ausnahme der Arktis, auf der gesamten nördlichen Hemisphäre verbreitet (Jäger, 2011). Die Art ist auf globaler Skalenebene nicht gefährdet (Lansdown, 2014), ist jedoch in den letzten Jahrzehnten stark rückläufig und wird daher auf regionaler Ebene als gefährdet eingestuft (Landesumweltamt, 2006).

Der **Sumpfquendel** (*Peplis portula* L.), eine Lythraceae und ebenso wie Quirl-Tännel und Schlammling eine sommerannuelle Art mit einem schnellen Reproduktionszyklus, der an semi-aquatische Standorte angepasst ist. Die Art wächst kriechend und kann dichte Matten bilden; im Wasser bildet sie Schwimmblätter aus (Hegi, 1926). Die unscheinbaren Blüten stehen in den Blattachseln und die Blütezeit reicht von Juli bis September. Pro Kapsel werden durchschnittlich 27 Samen gebildet mit einem Tausendkorngewicht von 28 mg. Auch bei dieser Art werden die Samen vorwiegend hydro- oder exozoochor ausgebreitet. Der Sumpfquendel ist in vielen Teilen von Europa anzutreffen (Jäger, 2011) und gilt global als nicht gefährdet (Lansdown, 2014); die Art steht im Untersuchungsgebiet auf der Vorwarnliste gefährdeter Arten (Landesumweltamt, 2006).

Das **Mäuseschwänzchen** (*Myosurus minimus* L., Ranunculaceae) ist eine winterannuelle Art temporär vernässter Standorte, die Überstauung toleriert, sich jedoch nicht morphologische an Überflutung anpassen kann (Conert *et al.*, 1974). Die Art bildet Rosetten mit Wuchshöhen von 2–10 cm. Die grünlichen Blüten erscheinen auf verlängerten Stielen. Die Blütezeit dieser Art reicht von April bis Juni. Die bis zu 6 cm langen, mäuseschwanzartigen Fruchtstände enthalten die 100–400 Samen pro Fruchtstand mit einem Tausendkorngewicht von etwa 139 mg. Ausgebreitet wird die Art durch Saatgutverunreinigung, Anhaftung an Maschinen und Tieren sowie im Wasser. Die Art ist in Europa bis Westasien und Nordamerika verbreitet (Jäger, 2011). Aufgrund ihrer zeitigen Blüte im Frühjahr ist das Mäuseschwänzchen in besonderem Maße den Herbizidanwendungen im Herbst und zeitigen Frühjahr ausgesetzt (Edesi *et al.*, 2012); im Untersuchungsgebiet steht diese Art auf der Vorwarnliste (Landesumweltamt, 2006).

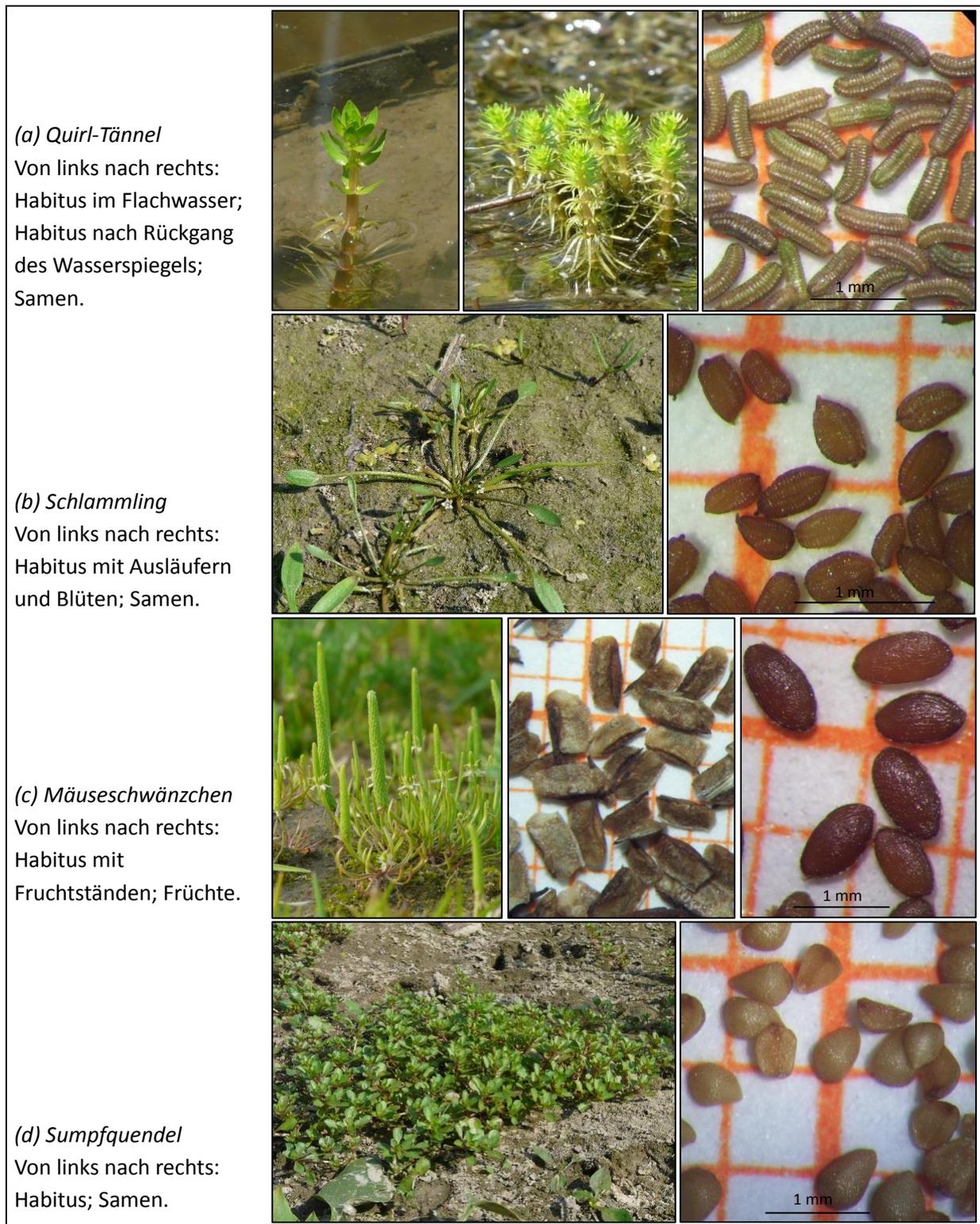


Abb. 7: Habitus und Samen der Zielarten (a) Quirl-Tännel, (b) Schlammling, (c) Mäuseschwänzchen und (d) Sumpfquendel.

4.1.5 Etablierung der Zielarten im Bestand

Um den Etablierungserfolg der Zielarten in Abhängigkeit von der unterschiedlichen Bewirtschaftungsbehandlungen zu erfassen, wurden deren Dichten zweimal vor Beginn der Bewirtschaftung im Jahr 2012 und je zweimal in den Vegetationsperioden 2013 und 2014 erhoben. Je nach Phänologie der einzelnen Arten lagen die Erhebungszeiträume für das sich früh entwickelnde Mäuseschwänzchen zwischen Ende April und Mitte Mai bzw. Mitte bis Ende Juni; bei den drei später keimenden Arten zwischen Mitte und Ende Juni bzw. Mitte Juli bis Mitte August. Um Randeffekte zu vermeiden, wurden nur die inneren 80 cm x 80 cm der Plots ausgezählt. Für die Auswertungen wurden diese Daten auf 1 m² hochgerechnet.

Vom Quirl-Tännel hat sich 2013 nur in 16 der ursprünglichen 96 Plots etabliert, 2014 wurden gar keine Individuen im Feldbestand gefunden, Die ist vermutlich auf die geringen Niederschläge in diesen Jahren zurückzuführen (siehe Tab.1, S. 18). Daher wurden die Felddaten dieser Art nicht in den Analysen verwendet. Durch die ungewöhnliche Trockenheit vom Herbst 2013 bis zum Sommer 2014 sind auch Schlammling und Sumpfqüendel 2014 nicht im Feld aufgetreten. Daher konnten für diese Arten nur die Felddaten von 2012 und 2013 verwendet werden.

4.1.6 Entwicklung der Artenzusammensetzung

Mittels vegetationskundlicher Aufnahmen wurde im Bewirtschaftungsversuch Anfang August 2013 die Artenzusammensetzung der Wildpflanzengemeinschaft erfasst. Dazu wurde in jedem Plot die Deckung aller auftretenden Arten geschätzt. Außerdem wurde die Gesamtdeckung der Vegetation ohne Berücksichtigung der Kultur geschätzt sowie die mittlere Bestandshöhe ermittelt. Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach Wisskirchen & Haeupler (1998), die der pflanzensoziologischen Einheiten erfolgte nach Oberdorfer (2001). Für die Zuordnung der Einzelarten zu pflanzensoziologischen Klassen wurde Ellenberg *et al.* (2001) verwendet. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten richtet sich nach Wisskirchen & Haeupler (1998), die der Characeen nach Blümel & Raabe (2004).

4.1.7 Samenbankanalysen

Pflanzenarten temporärer Gewässer sind auf die Ausbildung persistenter Samenbanken angewiesen, mithilfe derer sie ungünstige Witterungsperioden überdauern und sich anschließend wieder etablieren können. Generell reflektieren Samenbankanalysen eher die langfristigen Effekte der Umwelt auf die Artengemeinschaft, wohingegen die Vegetation stärker die aktuellen Einflüsse von Nutzung und Witterung widerspiegelt.

Um die Auswirkungen der unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erfassen, wurden zusätzlich zu den Analysen im Feldbestand kurz vor deren Etablierung im August 2012 und zwei Jahre nach ihrer Einführung im August 2014 von jedem Untersuchungsplot Samenbankproben entnommen. Dabei betrug der Bohrkerndurchmesser 3,3 cm, die Einstichtiefe von 20 cm entsprach der Tiefe des Pflughorizontes. Die Einstiche wurden zufällig auf die Probefläche verteilt, die pro Plot insgesamt genommene Bodenmasse betrug

ca. 1kg Frischgewicht. Alle Proben wurden in das Gewächshaus- und Laborzentrum der TU München in Dürnast überführt und dort in Styroporschalen mit einer Größe von 22 cm x 17 cm ausgebracht und über einer Schicht sterilisierten Mutterboden verteilt. Die Styroporschalen wurden in einem frostgeschützten Gewächshaus aufgestellt, wo durch regelmäßige Bewässerung, Sonnenverschattung an warmen Sommertagen und Durchmischen der Bodenproben bei nachlassender Keimung bestmögliche Auflaufbedingungen für die Keimlinge geschaffen wurden. Alle auflaufenden Pflanzen wurden regelmäßig abgeerntet, bei den Zielarten wurde zudem deren Anzahl erfasst. Die Samenbankanalysen der Referenzuntersuchung liefen von August 2012 bis Ende Juli 2013, die der Wiederholungsanalyse von August 2014 bis Ende Juli 2015. Da bei dem vergleichsweise kleinen Bohrerkerndurchmesser von 3,3 cm durch Hochrechnung auf die Zielgröße Samenzahl pro m² ein relativ große Fehler entsteht, wurde die Samenzahl anhand der Tiefe des Pflughorizontes (20 cm), des Bodentrockengewichtes und der Lagerungsdichte mittels folgender Formel ermittelt (siehe Albrecht & Forster, 1996):

$$\text{Samenzahl (n m}^{-2}\text{)} = \frac{\text{Lagerungsdichte (kg m}^{-3}\text{)} * \text{Pflughorizont (m)} * \text{Trockengewicht (kg)}}{\text{Anzahl der auflaufenden Keimlinge aus den Proben (n)}}.$$

Die Trockengewichte wurden nach dreitägiger Trocknung kleiner Teilproben bei 60 °C bestimmt. Die durchschnittliche Trockenmasse aller 178 Proben lag bei 900 g.



Abb. 8: Herbizidbehandelte und unbehandelte Flächen ohne Kultureinsaat im Mai 2013.

4.2 Regionaler Vegetationsvergleich

Neben den Bewirtschaftungseinflüssen auf die seltenen Arten der Ackersenken sollten im Projekt auch Flächen dokumentiert werden, die sich durch eine überdurchschnittlich gute Artenausstattung auszeichnen und die sich potentiell für eine Übernahme als Schutzacker in das Programm „100 Äcker für die Vielfalt“ eignen.

Die Studie sollte im Frühjahr und Sommer 2014 durchgeführt werden, aufgrund von Trockenheit konnten sich in diesem Jahr kaum seltene Zwergbinsenarten im Bestand etablieren. Deshalb wurde die Fragestellung mittels einer Samenbankanalyse untersucht.

Als Kriterium für die Auswahl der Untersuchungsflächen dienten Nachweise der Indikatorart Quirl-Tännel (*Elatine alsinastrum*). Dazu wurden durch den Projektpartner Andreas Herrmann vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg alle für dieses Bundesland bekannten Fundortangaben zur Verfügung gestellt; Angaben zu Vorkommen auf polnischen Ackerflächen machte der Projektpartner Uwe Raabe. Nach der Regionalisierung der Fundortangaben mithilfe Geographischer Informationssysteme wurde versucht, die Nutzer bzw. Eigentümer der Flächen ausfindig zu machen. Zur Untersuchung wurden nur Flächen ausgewählt, bei denen der Nutzer/Eigentümer seine Zustimmung zur Untersuchung gegeben hatte. Die beiden am Standort Parstein untersuchten Ackersenken sind nicht identisch mit den Flächen aus dem Bewirtschaftungsversuch (Kap. 4.1).

Neben dem Vorkommen der Zielarten und der Analyse des Artenbestandes sollte diese Studie auch Informationen dazu liefern, durch welche Eigenschaften sich Flächen mit Vorkommen naturschutzfachlich wertvoller Arten von umliegenden Standorten ohne solche Vorkommen unterscheiden. Zu jedem ausgewählten Gewässer mit bekanntem *Elatine*-Nachweis wurde deshalb ein benachbartes Gewässer ohne einen derartigen Nachweis ausgewählt. Tab. 5 gibt eine Übersicht über Lage und Größe der gewählten Gewässer. Die konkreten Untersuchungsflächen an den Gewässern wurden vorab im Luftbild so festgelegt, dass sie jeweils auf der Seite der maximalen Ausdehnung der Wasserfläche bei Überflutung lagen und auf der Hälfte der Strecke vom Mittelpunkt zur maximalen Hochwasserlinie (Auswertung auf der Basis aktueller Luftbilder). Auf diese Weise sollte sichergestellt werden, dass trotz der großen Heterogenität der Gewässermorphologie Bereiche mit vergleichbaren Überflutungsbedingungen gegenübergestellt wurden. Abb. 9 zeigt an einem Beispiel die Lage einer Untersuchungsfläche.

Tab. 5: Lage und Größe der untersuchten Gewässer.

Angegeben sind die Koordinaten in Dezimalgrad (WGS84) Längengrad (°N) und Breitengrad (°O), frühere Nachweise des Quirl-Tännels (Elatine; J = ja; N = nein), Fläche und Umfang der Gewässer.

	°O	°N	Elatine	Fläche (m ²)	Umfang (m)
Berge-mit	12,79632547	52,6069669	J	8463	511
Berge-ohne	12,80011688	52,61161759	N	578	92
Cedynia-mit	14,2510005	52,87752021	J	13571	447
Cedynia-ohne	14,2565951	52,87200389	N	3708	230
Groß Kreuz-mit	12,75648861	52,38819267	J	4446	273
Manker-ohne	12,70208558	52,84600566	N	17744	652
Manker-mit	12,69737041	52,84762838	J	16680	492
Neuenhagen-mit	14,05593523	52,82968752	J	14239	544
Neuenhagen-ohne	14,0535978	52,82727236	N	5311	265
Niesułow-mit	14,23608498	52,89371849	J	21219	596
Niesułow-ohne	14,23734347	52,89727576	N	11540	465
Parstein-mit	14,03014898	52,9356388	J	34699	925
Parstein-ohne	14,02534322	52,93993504	N	12217	549
Sarbinowo-mit	14,6979941	52,66230615	J	33823	1099
Sarbinowo-ohne	14,70838558	52,66498696	N	7791	342

**Abb. 9: Auswahl der Beprobungsfläche am Beispiel ‚Manker-ohne‘.**

Die schwarze Linie kennzeichnet den längsten Überflutungsgradienten vom permanent bespannten Bereich des Gewässers bis zur maximalen, aus aktuellen Luftbildern erkennbaren Hochwasserlinie. In der Mitte dieses Gradienten ist die Beprobungsfläche weiß markiert. Das Luftbild stammt aus Bing (2015).

Die Entnahme der insgesamt 180 Samenbankproben erfolgte nach der Ernte Ende Juli 2014, an den 15 Gewässern auf einer Fläche von jeweils 10 m x 10 m. Pro Gewässer wurden 12 Bodenproben entnommen, wobei sich jede einzelne Probe aus fünf zufällig in der Fläche

verteilten Bohrkernen zusammengesetzt hat. Die Proben wurden anschließend in Styroporschalen mit einer Größe von 22 cm x 17 cm übertragen und dort über einer Schicht aus sterilisiertem Mutterboden ausgebracht. Die im Gewächshaus aufgestellten Schalen wurden von August 2014 bis Ende Juli 2015 auf auflaufende Keimlinge hin untersucht. Alle Keimlinge wurden bestimmt, gezählt und regelmäßig entfernt. Bei nachlassender Keimung wurde der Boden zur weiteren Keimstimulation durchgemischt. Da sich im feuchten Probenmilieu Moose sehr leicht etablieren (Wilkinson *et al.*, 2012; Lonnell *et al.*, 2014), war unsicher, ob die aufgelaufenen Moospflanzen tatsächlich aus der jeweiligen Probe stammten. Deshalb wurden nur die Gefäßpflanzen erfasst. Wie im Bewirtschaftungsversuch richtet sich die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten nach Wiskirchen & Haeupler (1998), die der Characeen nach Blümel & Raabe (2004).

Zu Ermittlung der Bodeneigenschaften wurden an allen untersuchten Ackersenken zusätzlich zu den Samenbankproben Bodenmischproben entnommen, luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. Wie beim Bewirtschaftungsversuchen (Kap. 4.1.2) wurden pH-Werte, die Gehalte an organischem Stickstoff, Ammonium, Phosphor und Kalium an der Adam-Mickiewicz-Universität in Poznań (Polen) analysiert (vgl. Tab. 6, alle ermittelten Bodendaten zeigt Anhang A10). Ein Mittelwert von 0,10 % Gesamtstickstoff spiegelt eine eher schlechte Humusversorgung der Böden, 15,1 mg P₂O₅ pro 100 g Boden und 79,6 mg K₂O pro 100 g Boden indizieren dagegen eine gute bis sehr gute Versorgung mit diesen Hauptnährstoffen.

Tab. 6: Statistische Kenngrößen der untersuchten Bodeneigenschaften aus Bodenproben der Ackersenken des regionalen Vegetationsvergleiches.

	Median	Mittelwert ± 95 % Konfidenzintervall	Minimum	Maximum
pH	6,7	6,7 ± 0,4	5,5	7,8
Gesamtstickstoff (mg kg ⁻¹)	945,8	1052,1 ± 157,9	743,9	2038,0
Gesamtphosphor (mg kg ⁻¹)	0,66	1,76 ± 1,0	0,01	5,61
Kalium (mg kg ⁻¹)	959,0	1290,2 ± 332,0	489,0	2428,0

4.3 Überstauungsversuch

Der Überstauungsversuch sollte zeigen, wie sich unterschiedliche Überstauungsregimes auf die Artenzusammensetzung der Ackersenken auswirken. Zu diesem Zweck wurden Bodenproben gleicher Herkunft gesammelt, unter standardisierten Bedingungen unterschiedlichen Überflutungsszenarien ausgesetzt und die sich etablierende Vegetation verglichen. Die Bodenproben für diesen Versuch wurden in Parstein in unmittelbarer Nachbarschaft zu den Parzellen des Bewirtschaftungsversuches (vgl. Kap. 5.1) entnommen. Da die Abfolge der Vegetationszonen an Gewässerufeln deutlich das dortige Überflutungsregime und die davon abhängige Bodenfeuchtigkeit (Keddy & Ellis, 1985) widerspiegelt, wurde auch für die vorliegende Untersuchung eine derartige Zonierung der

Samenbank angenommen. Deshalb erfolgte die Bodenentnahme an allen sieben Ackersenken mit jeweils 30 Einstichen im oberen, seltener überstauten und im unteren, häufiger und länger überstauten Uferbereich (Bohrkerndurchmesser 3,3 cm, Einstichtiefe 20 cm). Im Probenahmejahr 2012 war der obere Uferbereich bis Ende Mai und der untere Uferbereich bis Ende Juli überflutet. Um die Variabilität zwischen den Proben von den sieben Gewässern zu minimieren, wurden alle Herkünfte gründlich gemischt, und zwar zu zwei Mischproben, eine aus der oberen und eine aus der unteren littoralen Zone.

In dem Experiment wurde der Faktor Wassertiefe mit den Stufen 0, 5, 15 und 40 cm und der Faktor Dauer des Überstaus mit den Stufen *nie*, 2 Wochen, 8 Wochen und *permanent* getestet. Daneben sollten Unterschiede in der Artenausstattung der Samenbanken aus dem langfristig bespannten Bereich sowie dem kurzfristig bespannten Bereich eruiert werden. Die Kombination aller Faktorvarianten ergab 20 Behandlungen, die mit jeweils sechs Wiederholungen getestet wurden.

Nach der Probenahme wurden die Samenbankproben in einer Schicht von jeweils etwa 2 cm über die mit sterilisiertem Boden befüllten Töpfe (18 x 18 x 18 cm³) verteilt und ab August 2012 in Betonbecken am Lehrstuhl für Ökologie und Naturschutzbiologie der Universität Regensburg, die uns freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurden, auf die verschiedenen Überstautiefen randomisiert aufgestellt (Abb. 10). Im Sommer 2013 wurden die Proben an den Lehrstuhl für Renaturierungsökologie der TU München in Weihenstephan umgezogen, wo der Versuch bis Juli 2014 weitergeführt wurden. Alle auflaufenden Keimlinge wurden regelmäßig bestimmt, gezählt und entfernt. Schwierig zu bestimmende Arten wurden solange stengelassen, bis sie bestimmt werden konnten. Es sind alle Unterarten des Froschlöffels (*Alisma plantago-aquatica* agg.), die teilweise gefährdet sind, aufgetreten. Da diese jedoch nur anhand von Blütenmerkmalen eindeutig unterschieden werden können und die meisten Individuen nicht zur Blüte kamen, wurde diese Gattung nicht bis auf Artebene bestimmt. Um etwaigen Sameneintrag aus der Luft oder zwischen den Proben in den Wasserbecken zu erfassen, wurden Kontrolltöpfe aufgestellt, die nur sterilisierten Boden enthielten. Im Verlauf des Versuchs sind aus diesen Töpfen Weidenröschen-Arten (*Epilobium* spp.), Flatterbinse (*Juncus effusus*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Acker-Gänsedistel (*Sonchus arvensis*) und Löwenzahn (*Taraxacum* spp.) aufgelaufen. Diese Arten wurden von der Datenanalyse ausgeschlossen.

Es wurden Artenzahl, Evenness der Keimlingsgemeinschaften und Anzahl von Rote-Liste-Arten als Maß für die Diversität und den Naturschutzwert ermittelt. Als ein Maß für die Evenness wurde Pielou's J berechnet:

$$J = \frac{H'}{\ln s}, \text{ wobei } H' = -\sum p_i \times \ln p_i.$$

Dabei beschreibt p_i die proportionale Häufigkeit der Art i und s ist die Artenzahl. Für die Berechnung der Anzahl an Rote-Liste-Arten wurden alle Arten mit einem Rote-Liste-Status von ‚Vorwarnstufe‘, ‚gefährdet‘, ‚stark gefährdet‘ und ‚vom Aussterben bedroht‘ in der Roten Liste des Landes Brandenburg berücksichtigt (Landesumweltamt, 2006; Kabus &

Mauersberger, 2011). Wie im Bewirtschaftungsversuch richtet sich die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten nach Wisskirchen & Haeupler (1998), die der Characeen nach Blümel & Raabe (2004).



Abb. 10: Eines der sechs Betonbecken nach Entnahme der Töpfe mit zweiwöchiger Überstauung.

4.4 Keimverhalten der Zielarten

Um die seltenen Arten der Ackersenken zielgenau schützen und fördern zu können, ist es wichtig, deren Keimbedingungen genau zu kennen. Zu diesem Zweck wurden Keimversuche mit Samen der vier auch im Bewirtschaftungsversuch untersuchten Zielarten Quirl-Tännel, Schlammling, Mäuseschwänzchen und Sumpfqüendel durchgeführt. Die Samen wurden auf den Flächen der Agrar GmbH Parstein-Bölkendorf außerhalb der dortigen Bewirtschaftungsversuchspartellen entnommen, einige Tage luftgetrocknet und bis zur weiteren Verwendung in Plastiktüten bei 5 °C im Kühlschrank aufbewahrt. In einem ersten Experiment im Winter 2012 wurden die Einflüsse von Überstauung, Tageslichtlänge und Tag-/Nachttemperaturen auf die Keimraten von Sumpfqüendel und Mäuseschwänzchen überprüft. Da von Schlammling und Quirl-Tännel nicht genug Saatgut gesammelt werden konnte, wurden diese Arten im Gewächshaus zwischenvermehrt und es wurden mit den dabei gewonnenen Samen die oben beschriebenen Untersuchungen im Winter 2013 durchgeführt.

Als klimatische Referenzwerte wurden aus Daten des Deutschen Wetterdienstes der Station Angermünde die mittleren Tag- und Nachttemperaturen der letzten 30 Jahre für April (13 °C bei 13 h Tageslicht und 3 °C nachts) und Juli (24 °C bei 17 h Tageslicht und 13 °C nachts) ermittelt. Diese Werte wurden in den Keimexperimenten verwendet.

Die Keimraten wurden bei den zwei Kombinationen aus Tag-/Nachttemperaturen 13/3 °C und 24/13 °C und bei zwei Tageslichtlängen 17 h bzw. 13 h untersucht. Zudem sollte der Einfluss von Überstauung auf das Keimverhalten getestet werden. Dazu wurden neben Petrischalen Erlenmeyerkolben mit einem Wasserstand von ca. 7 cm verwendet. Da die Samen der untersuchten Arten normalerweise längere Zeit schwimmen bevor sie absinken, wurden diese mit Ponal® auf Filterpapier geklebt und in den Erlenmeyerkolben versenkt. Die Kombination aller Faktoren ergab acht Behandlungsvarianten. Jede Behandlung wurde mit fünf Wiederholungen getestet. Pro Petrischale bzw. Erlenmeyerkolben wurden 30 Samen verwendet.

Tab. 7 gibt einen Überblick über alle Faktorenkombinationen, Abb. 11 zeigt einen der Keimschränke mit den Petrischalen und Erlenmeyerkolben.

Die Petrischalen und Erlenmeyerkolben wurden wöchentlich auf Samenkeimung kontrolliert. Samen gelten nach Baskin & Baskin (2014) als gekeimt, wenn die Keimwurzel sichtbar wird. Diese Samen wurden gezählt und vom Filterpapier abgesammelt. Nach sechs Wochen wurden die nicht gekeimten Samen unter dem Mikroskop begutachtet, ob der Embryo beschädigt war oder ob der Same dormant ist. Bei der anschließenden Datenanalyse wurde aus den Zählergebnissen die prozentuale Keimfähigkeit der Samen berechnet.

Tab. 7: Die im Keimversuch getesteten Behandlungsvarianten.

Temperatur Tag/ Nacht	13/ 3 °C		13/ 3 °C		24/ 13 °C		24/ 13 °C	
Dauer Tag/ Nacht	13/ 11 h		17/ 7 h		13/ 11 h		17/ 7 h	
Überstau	feucht	überstaut	feucht	überstaut	feucht	überstaut	feucht	überstaut



Abb. 11: Keimungsversuche mit Petrischalen und Erlenmeyerkolben in einem der Keimschränke (Foto: M. Brockard).

4.5 Datenanalyse

Für die statistische Auswertung aller Daten wurde die Statistik-Software R (R Core Team, 2013) verwendet. Da die meisten Daten keiner Normalverteilung folgten, wurden in der Regel Kruskal-Wallis-Tests mit anschließenden multiplen Mittelwertvergleichen unter Verwendung der Erweiterung ‚agricolae‘ (de Mendiburu, 2014) durchgeführt.

Multivariate Analyse der Artenzusammensetzung

Zur Analyse der Artenzusammensetzungen wurden eine Detrended Correspondence Analyse (DCA) berechnet (Hill & Gauch, 1980). Dafür wurden die Deckungsgrade der Arten in der Vegetationsuntersuchung im Bewirtschaftungsversuch und die Keimlingszahlen in den Samenbankanalysen, sofern nicht anders angegeben, mit einer ‚Wisconsin-Doppel-Standardisierung‘ wurzeltransformiert. Um die Beziehungen der Artenzusammensetzung zu den Umweltvariablen zu ermitteln, wurden lineare Modelle angepasst. Sowohl die Ordination als auch die Modellanpassung erfolgte mit dem R-Paket ‚vegan‘ (Oksanen *et al.*, 2013).

Modellierung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Zielarten

Bei der Auswertung der Pflanzendichten der Zielarten im Bestand wurde jeweils der höhere Wert der beiden Erhebungszeitpunkte innerhalb eines Jahres verwendet. Um die Effekte landwirtschaftlicher Nutzung und der Wasserstandsschwankungen auf den Feldaufgang und die Samenbank zu beschreiben, wurden jeweils Zero-Inflated-Negative-Binomial-Modelle (ZINB) berechnet (Zuur *et al.*, 2009). Dieser Modelltyp besteht aus zwei Teilmodellen: der binomiale Null-Modell-Teil schätzt die Wahrscheinlichkeit, mit der eine untersuchte Art bei einer bestimmten Bewirtschaftung überhaupt auftritt, der zweite Teil modelliert, wie sich die Bewirtschaftung auf deren Individuendichte auswirkt. Beim Mäuseschwänzchen gingen in den Null-Modell-Teil die Bodenbearbeitung und die Herbizidbehandlung als Variablen ein, da Bodenbearbeitung die Keimungswahrscheinlichkeit der Samen verändert und Herbizidbehandlung die Wahrscheinlichkeit des Etablierungserfolgs herabsetzt. Weiterhin wurde die Wildkrautdeckung verwendet, da die Vegetationsbedeckung erheblich zur Beschattung der Bodenoberfläche beiträgt und so die Wahrscheinlichkeit der Keimung beeinträchtigen kann. Außerdem wurde die Samendichte in der Samenbank mit in das Null-Modell integriert, da sie die Wahrscheinlichkeit, dass sich Individuen im Feld etablieren, ganz wesentlich beeinflusst.

Im zweiten Modellteil, der die Pflanzendichte modelliert, wurden Bodenbearbeitung, Kultureinsaat, Düngung, Herbizidbehandlung, Wildkrautdeckung sowie deren Zweifachinteraktionen als erklärende Variablen verwendet, da diese Faktoren die Pflanzendichte im Feldbestand wesentlich mitbestimmen. ‚Senke‘, also die Lage an einer der sieben Ackersenken, sowie das Jahr und die Interaktionen zwischen beiden Faktoren wurden im zweiten Modellteil ebenfalls verwendet, da die Populationsdichte an verschiedenen Standorten und in verschiedenen Jahren unterschiedlich sein kann. Da die Überflutung ein

wichtiger Faktor für die Entwicklung amphibischer Pflanzen ist und den Deckungsgrad anderer Wildkräuter beeinflussen kann, wurde die Überflutung und ihre Interaktion mit der Wildkrautdeckung ebenfalls als erklärende Variable im zweiten Modellteil verwendet. Schließlich wurde noch die Samendichte in der Samenbank als unabhängige Variable in das Modell integriert, da sie zu unterschiedlichen Pflanzendichten im Bestand führen kann. Für Schlammling und Sumpfqüendel wurde jeweils das gleiche Modell verwendet, jedoch wurde der Faktor Bodenbearbeitung aus dem Modell ausgeschlossen, da beide Arten 2014 weder auf bearbeiteten noch auf unbearbeiteten Flächen vorkamen.

Für die Samenbankmodelle aller untersuchten Arten wurden Senke, Untersuchungsjahr, Bodenbearbeitung und Herbizidbehandlung als Variablen zur Berechnung der Nachweiswahrscheinlichkeit im ersten Modellteil verwendet. Bodenbearbeitung, Kultureinsaat, Düngung und Herbizidbehandlung (mit Zweifachinteraktionen) sowie Senke und Jahr wurden als erklärende Variable im Samendichte-Modellteil gewählt. Da die Variablen Überflutung und Jahr identisch in ihrer Ausprägung waren (2012 waren alle und 2014 keine der Flächen überflutet), wurde nur die Überflutung im Samendichte-Modell verwendet. Die Wahl geeigneter Berechnungsmodelle erfolgte unter Verwendung des AIC (Akaike Information Criterion), wobei eine möglichst hohe Anpassungsgüte mit einer begrenzten Zahl an Parametern kombiniert wird. Die Signifikanz der Modelle wurde mittels sequenzieller Likelihood-Ratio-Tests ermittelt. Da diese Tests nur angenäherte Ergebnisse liefern, wurden nur P-Werte kleiner 0,01 als signifikant betrachtet (Zuur *et al.*, 2009). Die Berechnung der Modelle erfolgte mit den R-Paketen ‚lme4‘ (Bates *et al.*, 2014) und ‚pscl‘ (Zeileis *et al.*, 2008).

5. Ergebnisse und Diskussion

5.1 Keimverhalten ausgewählter Arten

Die Untersuchungen zum Keimverhalten ausgewählter Arten wurden von Martina Brockard (Brockard, 2013) und Anne Hohl (Hohl, 2014) durchgeführt.

5.1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Die vier Zielarten Quirl-Tännel, Schlammling, Mäuseschwänzchen und Sumpfquendel sind typische Arten der Zwergbinsengesellschaften, die temporär trockenfallende Uferbereiche von Gewässern besiedeln. Sie benötigen für ihre Keimung wechselnde Wasserstände und abtrocknende Flächen (Salisbury, 1967; Popiela *et al.*, 2013). Das Vorhandensein dieser selten gewordenen Arten (Landesumweltamt, 2006) ist ein wichtiger Indikator einerseits für solche Lebensbedingungen im Bereich der Ackersenken, andererseits für den naturschutzfachlichen Wert dieser Flächen. Fehlen solche Arten, kann dies ein Hinweis darauf sein, dass sich durch anthropogene Veränderungen die Entwicklungsbedingungen so verschlechtern haben und keine Etablierung und Reproduktion mehr möglich sind.

Inwieweit die einzelnen Arten der Zwergbinsengesellschaft solche günstigen Standortbedingungen zur Etablierung nutzen, hängt ganz entscheidend von dem spezifischen Keimverhalten der Art ab. Deshalb sollten standardisierte Keimversuche in Klimaschränken die Basis bilden, um die bevorzugten Keimbedingungen dieser Pflanzenarten zu ermitteln und so die Habitatansprüche der Arten besser zu verstehen. Dabei wurden Temperatur, Überstauregime und Beleuchtungsdauer modifiziert.

Aus der Literatur wird für den Schlammling eine schwache Temperaturabhängigkeit mit höheren Keimraten bei höheren Temperaturen angegeben (Poschlod *et al.*, 1999; Täuber, 1999). Für diese Art war daher anzunehmen, dass sie bei Sommertemperaturen besser keimt als bei Frühjahrstemperaturen. Geländebeobachtungen legten nahe, dass sie zwar auch im Wasser keimen kann, dies jedoch nur selten tut. Quirl-Tännel und Sumpfquendel sind ebenso wärmeliebende Arten und keimen bevorzugt im Sommer (Pietsch, 1999). Auch sie beginnen in der Regel mit ihrer Entwicklung erst, nachdem die zuvor überschwemmten Flächen trockengefallen sind (Subal & Zehm, 2009), wobei Geländebeobachtungen gezeigt haben, dass beide Arten sich auch unter Wasser entwickeln können. Das Mäuseschwänzchen ist eine winterannuelle Art, die schon im Herbst und zeitigen Frühjahr keimt und auch in staunassen Ackerbereichen ohne Überflutung anzutreffen ist (Hofmeister & Garve, 1998). Aufgrund dieser Arteigenschaften kann angenommen werden, dass Quirl-Tännel und Sumpfquendel im Sommer hohe Keimraten erreichen und eine Überstauung neben Licht- und Temperaturverhältnissen bei beiden Arten zu einer Keiminduktion führt. Die Keimraten vom Schlammling dagegen werden vermutlich weniger durch die Temperatur beeinflusst, so dass unabhängig von Frühjahr oder Sommer, aber abhängig vom Wasserstand, die Keimung induziert wird. Für das Mäuseschwänzchen wird erwartet, dass die Keimung im

Wesentlichen durch Temperatur beeinflusst wird und Überstauung eher negative Auswirkungen auf die Keimung hat.

5.1.2 Ergebnisse

Sumpfqüendel

Bei einem Mittelwert von 87 % lagen die Keimraten des Sumpfqüendels sehr hoch. Sowohl bei hohen Keimtemperaturen und langem Tageslicht als auch bei kühleren Temperaturen und Kurztagsbedingungen wurden Keimraten von über 90 % erreicht. Lediglich bei Frühjahrstemperaturen und Langtagbedingungen keimte die Art deutlich schlechter. Die Überflutung hatte nur bei dieser Behandlungskombination einen deutlich hemmenden Effekt auf die Keimung, während die Keimraten der überstauten Samen unter Langtagbedingungen, unabhängig von den Temperaturen keine Unterschiede zu den nicht überstauten Varianten zeigten (Abb. 12). Der Sumpfqüendel nutzt also ein vergleichsweise breites Spektrum an Keimbedingungen. Er zeigt hohe Keimraten bei warmen Temperaturen unabhängig von Tageslänge und Überstau und auch bei kühleren Temperaturen mit Kurztagsbedingungen. Lediglich nasse und kalte Bedingungen, wie sie im Frühjahr vorherrschen, scheinen die Keimung der Art zu hemmen.

Mäuseschwänzchen

Das Mäuseschwänzchen zeigte mit 53 ± 30 % deutlich niedrigere Keimraten als der Sumpfqüendel. Tendenziell waren hier die Keimraten bei Frühjahrstemperaturen etwas erhöht, es gab aber keine signifikanten Unterschiede zwischen den Frühjahrs- und Sommer-temperaturen. Bei Frühjahrstemperaturen hatte Überflutung unter Langtagbedingungen negative Auswirkungen auf die Keimrate, bei Sommertemperaturen hatte die Überflutung zwar keinen Effekt, hier führten aber Langtagbedingungen ohne Überstau zu niedrigeren Keimraten. Insgesamt zeigte das Mäuseschwänzchen bei niedrigen Temperaturen und kurzen Tageslängen, wie sie im zeitigen Frühjahr auftreten, die besten Keimungserfolge.

Quirl-Tännel

Beim Quirl-Tännel zeigten sich besonders deutliche Unterschiede der Keimraten zwischen Sommer- (24 °C tagsüber, 13 °C nachts) und Frühjahrstemperaturen (13 °C tagsüber, 3 °C nachts; Kruskal-Wallis-Test, $P > 0,001$). Bei hohen Temperaturen spielen für die Keimung weder Tageslichtlänge noch der Wasserstand eine Rolle, hier ist die Keimung in allen Varianten gleichermaßen hoch (Abb. 14 rechte Seite). Bei Frühjahrstemperaturen keimen die Samen nur in sehr geringem Maße. Am höchsten war die Keimrate im Frühjahr bei Langtagbedingungen ohne Überflutung, mit Überflutung kam es dagegen kaum zur Samenkeimung (Abb. 14 linke Seite).

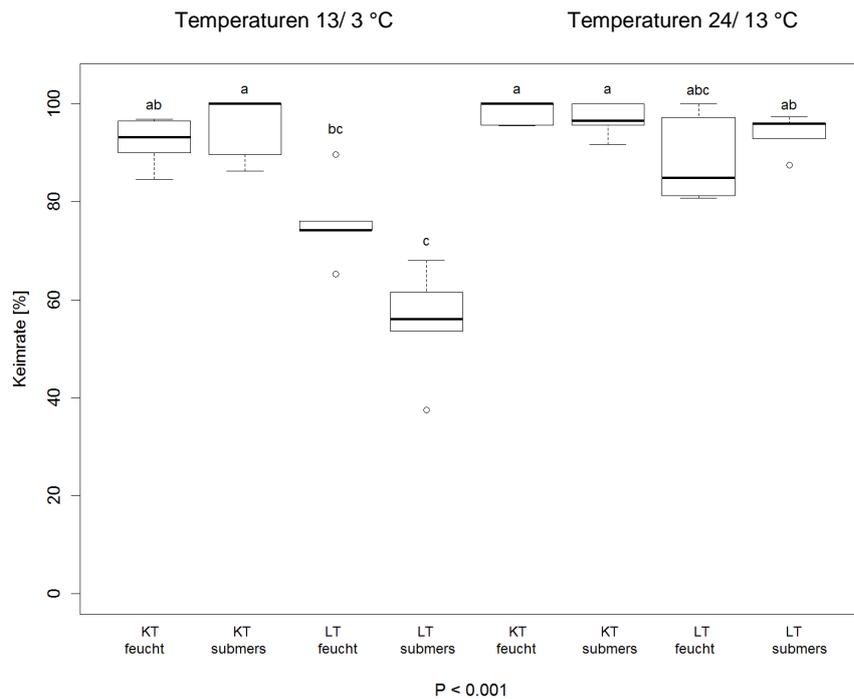


Abb. 12: Die Effekte von Temperatur sowie von Tageslänge auf die Keimrate vom Sumpfuquendel. In der linken Hälfte sind alle Varianten bei Frühjahrstemperaturen (13/3 °C) dargestellt und in der rechten Hälfte die Varianten bei Sommertemperaturen (24/13 °C) (Kruskal-Wallis-Test mit multiplen Mittelwertvergleichen, $\alpha = 0,05$). Unterschiedliche Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an. Abkürzungen: KT = Kurztag (13 h Licht), LT = Langtag (17 h Licht).

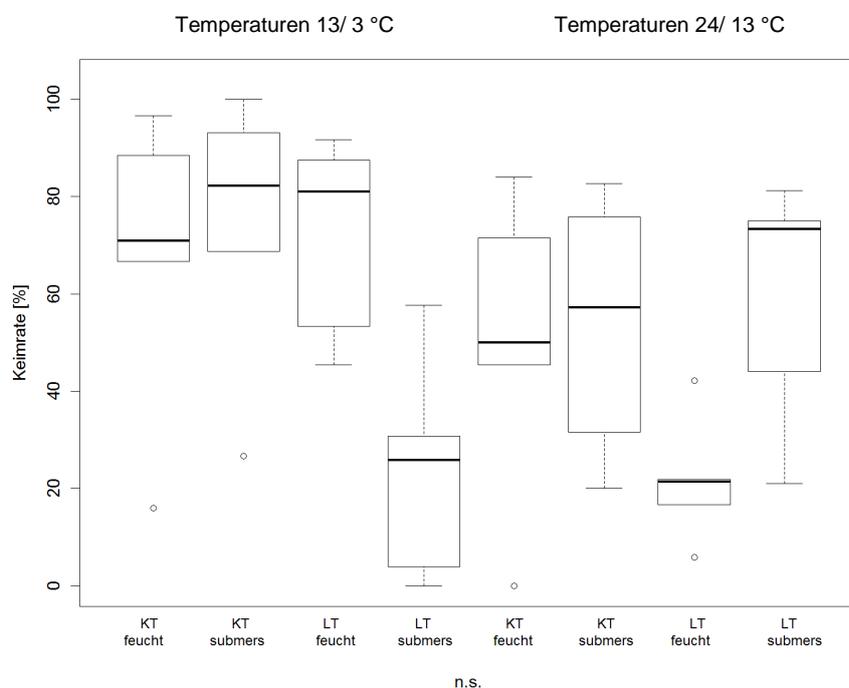


Abb. 13: Effekte von Temperatur, Tageslichtlänge und Überstauung auf die Keimraten des Mäuseschwänzchens. In der linken Hälfte sind alle Varianten bei Frühjahrstemperaturen (13/3 °C) dargestellt und in der rechten Hälfte die Varianten bei Sommertemperaturen (24/13 °C) (Kruskal-Wallis-Test mit multiplen Mittelwertvergleichen, $\alpha = 0,05$). Abkürzungen: KT = Kurztag (13 h Licht), LT = Langtag (17 h Licht).

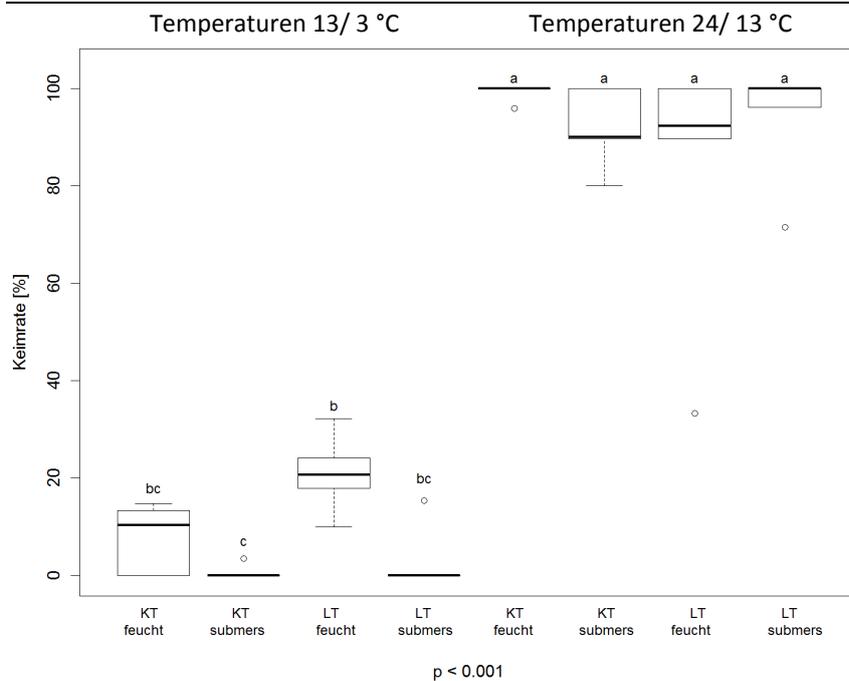


Abb. 14: Keimraten des Quirl-Tünnels in den verschiedenen Behandlungsvarianten.

In der linken Hälfte sind alle Varianten bei Frühjahrstemperaturen (13/3 °C) dargestellt und in der rechten Hälfte die Varianten bei Sommertemperaturen (24/13 °C) (Kruskal-Wallis-Test mit multiplen Mittelwertvergleichen, $\alpha = 0,05$). Unterschiedliche Buchstaben über den Boxplots bedeuten signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. Abkürzungen: KT = Kurztag (13 h Licht), LT = Langtag (17 h Licht).

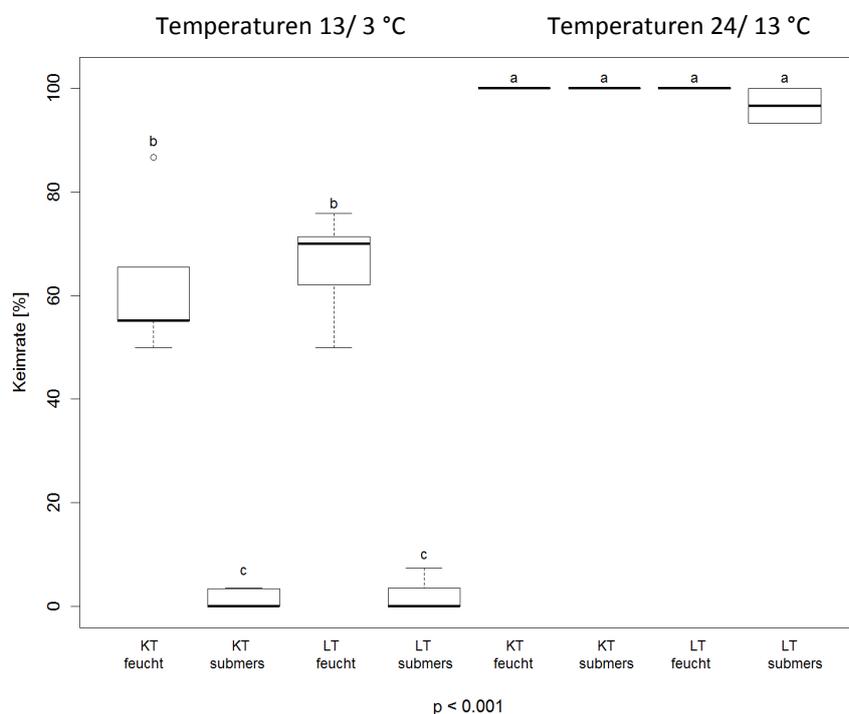


Abb. 15: Keimraten des Schlammlings in den verschiedenen Behandlungsvarianten.

In der linken Hälfte sind alle Varianten bei Frühjahrstemperaturen (13/3 °C) dargestellt und in der rechten Hälfte die Varianten bei Sommertemperaturen (24/13 °C) (Kruskal-Wallis-Test mit multiplen Mittelwertvergleichen, $\alpha = 0,05$). Unterschiedliche Buchstaben über den Boxplots bedeuten signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. Abkürzungen: KT = Kurztag (13 h Licht); LT = Langtag (17 h Licht).

Schlammling

Wie beim Quirl-Tännel gab es auch beim Schlammling deutliche Unterschiede zwischen Frühjahrs- und Sommertemperaturen. Bei Sommertemperaturen keimte die Art zu 100 %, Tageslänge und Überflutung hatten dabei keinen Einfluss (Abb. 15, rechte Seite). Bei Frühjahrs Temperaturen liegen die Keimraten deutlich niedriger als bei hohen Temperaturen. Hier lagen die Keimraten unter feuchten Bedingungen am höchsten, wobei die Tageslänge keine Rolle spielte. Bei Überstau und niedrigen Temperaturen lag die Keimrate im Mittel bei 0 % (Abb. 15, linke Seite). Diese Ergebnisse zeigen, dass beim Schlammling der Einfluss der Überstauung auf die Keimraten deutlich von der Temperatur beeinflusst wird.

5.1.3 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen dass die Arten Quirl-Tännel, Schlammling und Sumpfuendel in ihrem Keimverhalten eine sehr deutliche Temperaturabhängigkeit aufweisen. Der Quirl-Tännel scheint die ausgeprägteste Präferenz für bestimmte Keimungstemperaturen zu haben, da er bei kühleren Temperaturen nur mittlere Keimraten bis etwa 20 % aufwies, während bei höheren Temperaturen im Mittel aller Behandlungen über 90 % der Samen keimten. Zu vergleichbaren Ergebnissen gelangte auch Pietsch (1999). Ein ähnliches Muster, jedoch mit etwas höheren Keimraten bei Frühjahrs Temperaturen, zeigte sich beim Schlammling. Auch andere Untersuchungen belegen, dass der Schlammling bei hohen Temperaturen außerordentlich hohe Keimraten aufweisen kann (Pietsch, 1999; Poschlod *et al.*, 1999). Das spricht dafür, dass diese Arten sich überwiegend im Frühsommer entwickelt und dann aufgrund ihrer niedrigen Konkurrenzkraft auf weitgehend vegetationsfreie Standorte angewiesen sind. Überflutung im Frühjahr hemmt sowohl beim Quirl-Tännel als auch beim Schlammling die Keimung, weshalb andere Arten, die unter solchen Bedingungen noch keimen können, wie beispielsweise der Sumpfuendel, hier einen Entwicklungsvorsprung und damit einen Konkurrenzvorteil haben. Bei niedrigen Temperaturen ist es also für die Keimung von Quirl-Tännel und Schlammling essentiell, dass die Flächen schon abgetrocknet sind, wohingegen bei höheren Temperaturen der Wasserstand keine entscheidende Rolle mehr spielt. Möglicherweise haben die Arten ein Temperaturminimum, bei dem sie in Kombination mit Überstauung schlecht keimen. Die hier simulierten Nachttemperaturen von 3 °C sind sehr niedrig, Nachtfröste wären in der Natur nicht unwahrscheinlich, sodass sich die Arten auf diese Weise vor dem Erfrieren unter Wasser schützen. Der Sumpfuendel weist unter fast allen Keimbehandlungen hohe Keimraten auf, lediglich kühle, nasse Frühsommer scheinen diese Art in ihrer Keimfähigkeit einzuschränken. Auch Pietsch (1999) hat für diese Art hohe Keimraten bei hohen Wechseltemperaturen nachgewiesen.

Das winterannuelle Mäuseschwänzchen zeigte ein weitgehend indifferentes Keimverhalten. Kurztagsbedingungen führten bei dieser Art unabhängig von Temperatur und Überstauung zu relativ hohen Keimraten, während bei Langtagbedingungen unterschiedliche Keimraten in Abhängigkeit von Temperatur und Überstauung zu beobachten waren. Bei Frühjahrs Temperaturen und Überstauung keimte die Art tendenziell schlechter, was darauf hindeuten

könnte, dass kühle, nasse Frühsommer, ähnlich wie beim Sumpfquendel keimhemmend wirken. Auch bei Sommertemperaturen, Langtagbedingungen und fehlendem Überstau keimt das Mäuseschwänzchen vergleichsweise schlecht. Dies kann als Mechanismus zur Vermeidung von Konkurrenz interpretiert werden. Auf gut wasserversorgten Böden und hohen Temperaturen ist zu erwarten, dass viele Arten gute Keim- und Entwicklungsbedingungen vorfinden und dadurch das eher konkurrenzschwache Mäuseschwänzchen verdrängen. Daher liegt es nahe, dass die Art unter solchen Bedingungen nicht keimt.

5.2 Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung auf die Zielarten

5.2.1 Hintergrund und Zielsetzungen

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten ist die Artenvielfalt der Äcker stark zurückgegangen (Sutcliffe & Kay, 2000; Meyer *et al.*, 2013). Die meisten Schutzbemühungen für Arten der Äcker sind bisher schwerpunktmäßig auf Pflanzen oder Tiere terrestrischer Standorte ausgerichtet, während ein Fokus auf den Schutz von Arten temporär überstauter Ackerbereiche bisher nur vereinzelt zu finden ist (Wansorra, 1996; Berger *et al.*, 2003; Berger & Pfeffer, 2011). Um die Vielzahl an seltenen und gefährdeten Arten der vernässten Ackersenken (Hoffmann *et al.*, 2000; Bissels *et al.*, 2005; Eliáš *et al.*, 2011; Lukacs *et al.*, 2013) erhalten zu können, sollen Untersuchungen zu den Interaktionen zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und der Populationsdynamik dieser Arten klären, welche Bewirtschaftungsweisen förderlich und welche eher hinderlich für einen langfristigen Schutz dieser Arten ist.

Wie gut sich der Bestand einer Art an temporär vernässten Ackersenken entwickeln kann, hängt im Wesentlichen von der Bodenbearbeitung, Zeitpunkt und Häufigkeit des Pflanzenschutzes und Wasserstandsschwankungen ab. Der Zeitpunkt und die Dauer der Überflutung bestimmt, ob sich eher winterannuelle Arten wie das Mäuseschwänzchen (fehlende oder kurzzeitige Überflutung im Winter) oder sommerannuelle Arten (Überflutung bis in den Frühling/Frühsummer), wie der Quirl-Tännel etablieren können. Dabei haben Feldbeobachtungen (U. Raabe, pers. Mitt.) gezeigt, dass eine herbstliche Bodenbearbeitung vor Beginn der Überflutungsperiode für alle Zielarten förderlich ist. Da Herbizide ihre Wirkung hauptsächlich während und kurz nach der Applikation entfalten (Kleijn & van der Voort, 1997; Storkey *et al.*, 2010), hängt ihre Effizienz einerseits vom Anwendungszeitpunkt, andererseits von den artspezifischen Keimbedingungen ab. Konkurrenz ist ein weiterer Faktor, der Ackerwildkräuter wesentlich beeinflusst. Kulturpflanzen konkurrieren mit seltenen Wildpflanzen um Licht und Nährstoffe und können so deren Feldaufgang und ihren Reproduktionserfolg signifikant beeinträchtigen (Epperlein *et al.*, 2014). Düngung fördert in der Regel einseitig die Konkurrenzkraft von Kulturpflanzen und nitrophytischen Wildkräutern, während sie die Entwicklung und erfolgreiche Reproduktion seltener, konkurrenzschwacher Ackerwildkräuter eher negativ beeinflusst (Bilalis *et al.*, 2010). Da über entsprechende Reaktionen amphibischer Ackerwildpflanzen bisher wenig bekannt ist, sollten mit der Studie zu Bewirtschaftungseffekten auf die Zielarten Quirl-Tännel, Schlammling, Mäuseschwänzchen und Sumpfqüendel folgende Fragen geklärt werden:

- i) Wie beeinflusst Bodenbearbeitung die Etablierung und Reproduktion kurzlebiger amphibischer Pflanzenarten?
- ii) Welche Effekte hat Herbizidanwendung auf amphibische Pflanzenarten?
- iii) Wie wirkt sich Düngung auf die Feldbestände und Samenproduktion amphibischer Pflanzenarten aus?
- iv) Welchen Einfluss hat Konkurrenz durch die Kulturpflanzen auf die Pflanzendichte und Samenproduktion amphibischer Pflanzenarten und damit die Samenbank im Boden?

5.2.2 Ergebnisse

Auswirkungen der Bodenbearbeitung auf den Feldbestand und die Samendichte

Im Bestand hatte Bodenbearbeitung kaum Einfluss auf die Etablierung der Zielarten. Nur beim Mäuseschwänzchen war die Wahrscheinlichkeit, dass sich die Art etabliert, nach Bodenbearbeitung signifikant erhöht, die Bearbeitung hatte aber keinen Einfluss auf die Anzahl der etablierten Pflanzen (Tab. 8). Die Samenbankuntersuchungen zeigen, dass sich die Samendichten aller sommerannueller Arten – Quirl-Tännel, Schlammling, Sumpfqüendel – deutlich verringert haben und beim Quirl-Tännels hat auch die Wahrscheinlichkeit überhaupt Samen nachzuweisen deutlich abgenommen (Tab. 9). Auf Flächen, auf denen sowohl Bodenbearbeitung als auch Herbizidanwendungen stattgefunden hatten, nahmen die Samendichten von Schlammlings und Sumpfqüendel leicht zu ($P < 0,02$). Alleinige Bodenbearbeitung hatte keine Auswirkung auf das Auftreten oder die Dichte des Mäuseschwänzchens in der Samenbank.

Herbizideffekte

Herbizidbehandlungen haben bei allen Zielarten die Nachweiswahrscheinlichkeit im Feldbestand signifikant verringert (Mäuseschwänzchen und Sumpfqüendel, $P < 0,001$; Schlammling, $P < 0,01$; Tab. 8; Quirl-Tännel konnte wegen des geringen Feldaufganges nicht analysiert werden). Beim Mäuseschwänzchen wurde auch die Anzahl entwickelter Individuen reduziert, während die Individuenzahl des Schlammlings sogar zunahm. Auf Flächen, auf denen neben der Herbizidbehandlung Winterweizen eingesät war, konnte allerdings kein negativer Effekt der Herbizidbehandlung auf das Mäuseschwänzchen beobachtet werden. Beim Sumpfqüendel war die Samenzahl in der Samenbank herbizidbehandelter Flächen reduziert. Auf Flächen, auf denen sowohl Herbizidapplikation als auch Bodenbearbeitung stattgefunden hatte, war dieser negative Herbizideffekt auf die Samenzahl des Sumpfqüendels abgeschwächt ($P < 0,02$; Tab. 9). Wo Herbizide und Dünger ausgebracht worden waren, führte das zu einer leichten, nicht signifikanten Reduktion der Samenzahlen des Schlammlings.

Düngungseffekte

Düngung hat die Pflanzendichte des Schlammlings signifikant erhöht, in Kombination bei starker Wildkrautdeckung hatte Düngung jedoch den gegenteiligen Effekt (Tab. 8). Auf Flächen, die gedüngt und mit Herbiziden behandelt wurden, war die Samendichte des Schlammlings in der Samenbank leicht, jedoch nicht signifikant reduziert ($P < 0,05$, Tab. 9). Auf die anderen Zielarten hatte die Düngung keinen Effekt.

Effekte durch Konkurrenz mit der Kulturpflanze

Konkurrenz mit der angebauten Kultur hatte keinen Einfluss auf die Pflanzen- oder Samendichten aller Zielarten. Auf Flächen mit hoher Wildkrautdeckung war die Pflanzenzahl des Mäuseschwänzchens reduziert, der Anbau von Kulturpflanzen schwächte diesen Effekt.

Tab. 8: Effekte von Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Kultur, Düngung, Herbizideinsatz) und abiotischen Faktoren (Wildkrautdeckung, Überflutung, Senke) auf die Pflanzendichte (Individuen pro m²) von Mäuseschwänzchen, Schlammling und Sumpfuendel im Feld.

Quirl-Tännel konnte wegen des schlechten Auflaufens im Feld in den Jahren 2013 und 2014 nicht untersucht werden. Signifikante Werte sind fettgedruckt (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$).

Zählmodell	Mäuseschwänzchen			Schlammling			Sumpfuendel		
	Schätz- wert	Std. Fehler	P	Schätz- wert	Std. Fehler	P	Schätz- wert	Std. Fehler	P
(Intercept)	3,487	0,921	0,000	5,551	0,541	0,000	5,932	0,475	0,000
Bodenb.	0,676	0,371	0,069	--	--	--	--	--	--
Kultur	-1,260	0,968	0,193	--	--	--	--	--	--
Düngung	--	--	--	5,019	1,343	0,000	--	--	--
Herbizid	-0,934	0,185	0,000	1,317	0,365	0,000	--	--	--
Wildkrautdeckung	-0,029	0,009	0,001	-0,001	0,006	0,882	-0,015	0,007	0,032
Überflutung	--	--	--	--	--	--	2,604	0,897	0,004
Senke S7	-0,971	1,046	0,353	-1,607	0,535	0,003	-3,447	1,026	0,001
Senke S2	4,839	0,407	0,000	-2,509	0,722	0,001	-2,337	0,385	0,000
Senke S3	0,756	0,470	0,108	-1,908	0,483	0,000	-0,605	0,356	0,089
Senke S4	2,510	0,440	0,000	-0,087	0,546	0,873	0,844	0,639	0,187
Senke S5	2,497	0,430	0,000	-0,557	0,502	0,267	0,157	0,370	0,671
Senke S6	3,670	0,440	0,000	-1,972	0,466	0,000	-3,057	0,961	0,001
Jahr	-0,496	0,850	0,560	-4,406	0,708	0,000	-1,900	0,885	0,032
Bodenb. x Kultur	-0,768	0,347	0,027	--	--	--	--	--	--
Kultur x Herbizid	0,937	0,263	0,000	--	--	--	--	--	--
Kultur x Wildkrautdckg.	0,033	0,011	0,002	--	--	--	--	--	--
Dünger x Wildkrautdckg.	--	--	--	-0,078	0,020	0,000	--	--	--
Wildkrautdckg. x Überfltg.	0,034	0,013	0,007	--	--	--	--	--	--
Senke S7 x Jahr	4,363	1,284	0,001	-3,851	1,214	0,002	-13,889	161,067	0,931
Senke S2 x Jahr	-0,026	0,889	0,977	-12,070	569,600	0,983	-14,472	87,962	0,869
Senke S3 x Jahr	1,074	1,103	0,330	0,887	0,886	0,317	1,120	0,575	0,052
Senke S4 x Jahr	-0,846	0,977	0,386	3,496	0,856	0,000	-1,735	1,293	0,180
Senke S5 x Jahr	0,481	0,904	0,595	1,739	0,803	0,030	0,584	0,964	0,544
Senke S6 x Jahr	-0,483	0,963	0,616	2,206	0,710	0,002	6,266	1,770	0,000
Log(theta)	0,990	0,122	0,000	0,004	0,139	0,978	-0,030	0,112	0,789
Nullmodell									
	Schätz- wert	Std. Fehler	P	Schätz- wert	Std. Fehler	P	Schätz- wert	Std. Fehler	P
(Intercept)	1,508	0,986	0,126	-3,383	0,717	0,000	-3,113	0,447	0,000
Bodenbearb.	-3,724	0,665	0,000	--	--	--	--	--	--
Herbizid	3,085	0,632	0,000	2,627	0,846	0,002	2,578	0,580	0,000
Wildkrautdeckung	-0,033	0,011	0,004	--	--	--	--	--	--

Tab. 9: Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (Bodenbearbeitung, Düngung, Herbizidbehandlung) und abiotischen Faktoren (Senke) auf die Samendichten (Samen pro m²) von Mäuseschwänzen, Schlammiling, Sumpfqüendel und Quirl-Tünnel in der Samenbank. Signifikante Werte sind fettgedruckt (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$).

Zählmodell	Mäuseschwänzen				Schlammiling				Sumpfqüendel				Quirl-Tünnel			
	Schätz- wert	Std. Fehler	P													
(Intercept)	7,696	0,131	0,000	10,382	0,278	0,000	8,653	0,203	0,000	8,276	0,159	0,000	8,276	0,159	0,000	
Bodenbearb.	--	--	--	-0,811	0,207	0,000	-0,725	0,211	0,001	-0,857	0,197	0,000	-0,857	0,197	0,000	
Düngung	--	--	--	0,705	0,330	0,033	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
Herbizid	--	--	--	-0,147	0,380	0,699	-0,739	0,249	0,003	--	--	--	--	--	--	
Jahr	--	--	--	-2,070	0,256	0,000	--	--	--	0,431	0,158	0,006	0,431	0,158	0,006	
Senke S2	1,585	0,176	0,000	-0,737	0,312	0,018	-1,471	0,305	0,000	-1,391	0,216	0,000	-1,391	0,216	0,000	
Senke S3	-0,046	0,267	0,864	1,070	0,335	0,001	0,576	0,317	0,069	-0,999	0,317	0,002	-0,999	0,317	0,002	
Senke S4	1,049	0,199	0,000	-0,626	0,375	0,095	1,939	0,288	0,000	-0,108	0,240	0,653	-0,108	0,240	0,653	
Senke S5	0,373	0,193	0,053	1,319	0,342	0,000	0,995	0,282	0,000	--	--	--	--	--	--	
Senke S6	0,622	0,169	0,000	0,984	0,323	0,002	2,952	0,246	0,000	1,488	0,214	0,000	1,488	0,214	0,000	
Senke S7	-0,399	0,185	0,031	0,741	0,292	0,011	0,812	0,260	0,002	--	--	--	--	--	--	
Bodenbearb. x Herbizid	--	--	--	0,879	0,367	0,017	0,852	0,349	0,015	--	--	--	--	--	--	
Düngung x Herbizid	--	--	--	-0,929	0,457	0,042	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
Log(theta)	0,277	0,074	0,000	-0,507	0,074	0,000	-0,296	0,078	0,000	0,131	0,100	0,192	0,131	0,100	0,192	
Nullmodell																
(Intercept)	-1,172	0,408	0,004	-0,553	0,326	0,090	-2,507	0,531	0,000	-2,610	0,501	0,000	-2,610	0,501	0,000	
Bodenbearb.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,937	0,328	0,004	0,937	0,328	0,004	
Senke S2	-17,865	2311,227	0,994	-4,006	1,308	0,002	2,905	0,599	0,000	2,033	0,556	0,000	2,033	0,556	0,000	
Senke S3	2,589	0,542	0,000	-0,854	0,423	0,044	2,553	0,617	0,000	2,762	0,597	0,000	2,762	0,597	0,000	
Senke S4	-17,854	2938,751	0,995	-0,011	0,428	0,979	-15,081	1131,170	0,989	-16,679	1809,004	0,993	-16,679	1809,004	0,993	
Senke S5	0,156	0,563	0,782	-18,360	1837,075	0,992	1,677	0,621	0,007	--	--	--	--	--	--	
Senke S6	-0,925	0,614	0,132	-1,356	0,487	0,005	1,813	0,587	0,002	2,254	0,534	0,000	2,254	0,534	0,000	
Senke S7	0,101	0,545	0,853	-2,989	0,685	0,000	-1,530	1,202	0,203	--	--	--	--	--	--	
Jahr	-1,399	0,387	0,000	0,616	0,311	0,048	--	--	--	--	--	--	--	--	--	

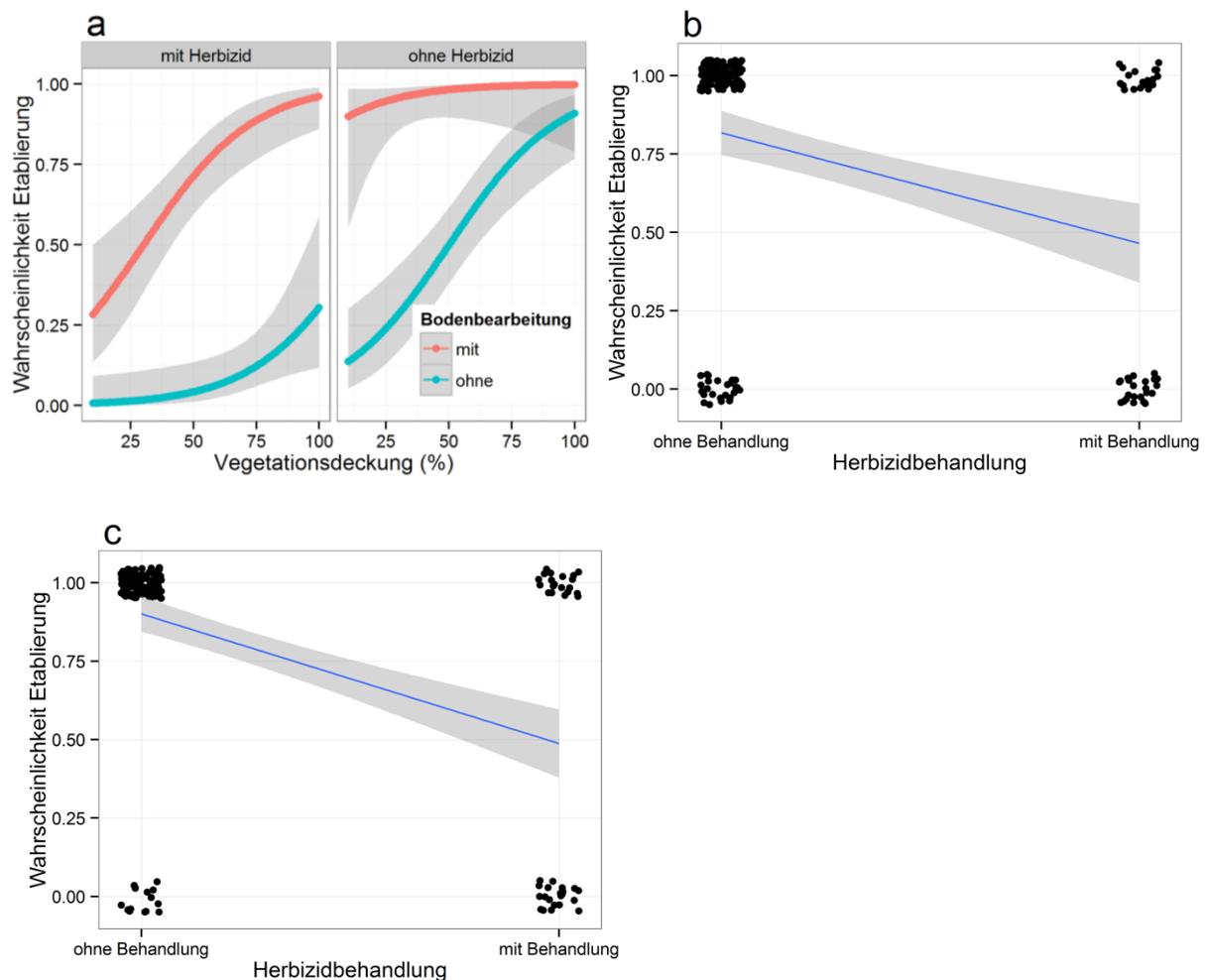


Abb. 16: Änderungen der Wahrscheinlichkeit der Arten (a) Mäuseschwänzchen, (b) Schlammling und (c) Sumpfqüendel sich im Feldbestand zu etablieren in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung, Herbizidbehandlung und Vegetationsdeckung.

Die Regressionslinien wurden auf Grundlage des binomialen Teils (Nullmodell) des Modells modelliert (siehe Tab. 3). Zur besseren Lesbarkeit werden die Datenpunkte des Mäuseschwänzchens nicht angezeigt. Mäuseschwänzchen: Bodenbearbeitung $P < 0,0001$, Wildkrautdeckung $P < 0,004$, Herbizidbehandlung $P < 0,0001$; Schlammling: Herbizidbehandlung $P < 0,002$; und Sumpfqüendel: Herbizidbehandlung $P < 0,0001$.

etwas ab. In ähnlicher Weise hat die Interaktion von Wildkrautdeckung und Überflutung den negativen Effekt der Wildkrautkonkurrenz auf das Mäuseschwänzchen ausgeglichen. Auch in Plots, in denen Kulturpflanzen angebaut und Herbizide ausgebracht wurden, war der Effekt auf die Pflanzendichte dieser Art weniger negativ als in Plots ohne Kulturpflanzen (Tab. 8).

Standortspezifische Auswirkungen auf die Populationsdynamik der Zielarten

Neben der landwirtschaftlichen Nutzung wurden auch Auswirkungen der abiotischen Umwelt untersucht. Hier hatte bei allen Arten die Lage der Plots an den verschiedenen Senken sowohl auf die Wahrscheinlichkeit in der Samenbank nachgewiesen zu werden, als auch auf die Individuendichten im Feldbestand den stärksten Einfluss. Außerdem haben die

Interaktionen zwischen Senke und Jahr die Pflanzendichten signifikant verändert (Tab. 8). Die Pflanzen- und Samendichten des Schlammlings (sowie die Samendichten vom Quirl-Tännel) änderten sich signifikant mit den Jahren.

Überflutung hat die Pflanzendichten des Sumpfqendels erhöht (Tab. 8), auf die anderen Arten hatte sie jedoch keinen Einfluss. Wildkrautdeckung hat die Wahrscheinlichkeit des Auftretens und der Individuenzahl im Bestand des Mäuseschwänzchens geringfügig verringert. Dieser Effekt wurde jedoch bei Überflutung aufgehoben.

5.2.3 Diskussion

Einfluss von Bodenbearbeitung und Herbiziden

Bei allen Zielarten haben die Samendichten in Plots mit Bodenbearbeitung signifikant stärker abgenommen als in Plots ohne diese Behandlung. Auch wenn dieser Effekt in den trockenheitsbedingt schlecht entwickelten Feldbeständen nicht deutlich wurde, ist anzunehmen, dass bei Bodenbearbeitung mehr Samen durch Vergraben, Prädation, fatale Keimung u.a. absterben, als wenn die Samen an der Bodenoberfläche liegen bleiben. Allerdings ist auch zu erwarten, dass sich bei Verzicht auf Bodenbearbeitung rasch mehrjährige Arten einstellen, die die Entwicklung der amphibischen Einjährigen unterdrücken. Um den Populationen der amphibischen Zielarten auch langfristig die Etablierung und Reproduktion zu ermöglichen, ist es also sinnvoll die Bodenbearbeitung beizubehalten. Vor allem in Jahren mit klimatisch günstigen Entwicklungsbedingungen ist es dann aber auch besonders wichtig, dass auch die anderen Bewirtschaftungsmaßnahmen eine Entwicklung der Zielarten zulässt.

Herbizide werden in der konventionellen Landwirtschaft eingesetzt um die Konkurrenz von Wildkräutern zu verringern (Proctor, 1986; Shelke, 1987). Entsprechend hatte die Herbizidanwendung auch in dieser Untersuchung negative Auswirkungen auf alle Zielarten. Diese Effekte waren allerdings von Art zu Art unterschiedlich. So wurden die Individuendichte des Mäuseschwänzchens und die Samendichte des Sumpfqendels durch die Herbizidbehandlung reduziert, während der Schlammling sogar höhere Individuenzahlen aufwies. Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass der Zeitpunkt der Herbizidanwendung entscheidenden Einfluss darauf hat, inwieweit Arten unter der Herbizidbehandlung leiden bzw. profitieren. Winterannuelle Arten, wie das Mäuseschwänzchen, werden durch Ausbringen von Herbiziden im Herbst und im zeitigen Frühjahr besonders beeinträchtigt, während spät keimende, sommerannuelle Arten weniger betroffen sind (Albrecht, 1989). Da die Herbizidanwendungen zudem die zum Zeitpunkt des Ausbringens bereits aufgelaufenen Wildkräuter beseitigen, können spätkeimende Arten durch verringerte Konkurrenz sogar profitieren. Die angebaute Kultur hat den negativen Effekt von Herbiziden auf das Mäuseschwänzchen reduziert, da die Kulturpflanzen vermutlich einen Schutz vor Kontakt mit dem Herbizid geboten haben. Auf Flächen mit Düngung und Herbizidanwendung wurden die Samendichten des Schlammlings leicht reduziert, was möglicherweise durch ein

verstärktes Wachstum der gedüngten Pflanzen und damit durch einen intensiveren Herbizidkontakt bedingt war.

Der negative Effekt der Bodenbearbeitung auf die Samendichten von Schlammling und Sumpfquendel wurde aus Gründen, die wir nicht erklären können, durch die Herbizidbehandlung abgeschwächt. Die Wahrscheinlichkeit des Mäuseschwänzchens sich im Feldbestand zu etablieren, wurde durch Bodenbearbeitung erhöht, was durch reduzierte Konkurrenz von anderen Ackerwildpflanzen bedingt sein kann. Außerdem produziert diese Art relativ große Samen, deren Keimlinge dann die Bodenoberfläche auch aus tieferen Bodenschichten erreichen können. So haben Grundy *et al.* (2003) beobachtet, dass Samen des Efeu-Ehrenpreis (*Veronica hederifolia*), die etwa zehnmal so viel wiegen wie andere untersuchte Arten, durch die höhere Samenmasse über ausreichend Ressourcen verfügen, um die Bodenoberfläche auch aus tieferen Bodenschichten zu erreichen.

Effekte durch Kultureinsaat

Epperlein *et al.* (2014) haben gezeigt, dass die Konkurrenz von häufigen Ackerwildkräutern und Kulturpflanzen die Biomasse und Samenproduktion der gefährdeten Art Echter Frauenspiegel (*Legousia speculum-veneris*), reduziert haben. Ähnliches haben Lutman *et al.* (2011) für konkurrenzschwache Ackerwildkräuter festgestellt. In deren Studie hat eine Zunahme der Konkurrenz durch die angebaute Kultur bei den Ackerwildkräutern zu einer überproportionalen Abnahme der Samenproduktion geführt. Im Gegensatz zu diesen Studien konnten wir in der vorliegenden Untersuchung beim Anbau von Kulturpflanzen keine solchen Effekte feststellen. Winterannuelle Arten werden durch den Anbau von Winterkulturen möglicherweise weniger beeinflusst, da sie durch ihre zeitige Entwicklung der Konkurrenz mit der Kultur zumindest in ihrer Jugendentwicklung entgehen können. Dies wurde von Perronne *et al.* (2015) für Ackerwildkrautgesellschaften in französischen Äckern nachgewiesen. In unserer Studie hatte eine hohe Wildkrautdeckung einen negativen Einfluss auf das Mäuseschwänzchen, was durch die Interaktion mit der angebauten Kultur aber wieder aufgehoben wurde. Einerseits kann das durch die homogenere Verteilung der konkurrierenden Wildkräuter, verglichen mit der in Reihen angepflanzten Kultur, bedingt sein (Olsen *et al.*, 2005; Marin & Weiner, 2014). Andererseits ist davon auszugehen, dass die Phänologie und die Ressourcenansprüche der Zielarten ähnlicher zu anderen Wildkräutern als zu Kulturpflanzen sind. Daher kann angenommen werden, dass bei begrenztem Ressourcenangebot die Konkurrenz zu anderen Ackerwildpflanzen stärker ist als die zur Kultur (Connell, 1983). Schließlich ist die erfolgreiche Etablierung der überflutungstoleranten Zielarten, wie Quirl-Tännel und Sumpfquendel an die hydrologischen Bedingungen gebunden, welche wiederum die Entwicklung der Kulturpflanzen beeinträchtigen und daher die Konkurrenzkraft der Kultur verringern.

Düngeeffekte

Düngung hat generell einen positiven Einfluss auf das Pflanzenwachstum und die Samenproduktion. Unter Konkurrenzbedingungen mit Kulturpflanzen oder konkurrenzkräftigeren

Wildkräutern, die eine bessere Nährstoffnutzungseffizienz aufweisen und daher schneller wachsen, kann sich dieser Effekt allerdings umkehren und zu einer Reduzierung des Etablierungserfolges von Wildkräutern führen (Whigham, 1984; Kleijn & van der Voort, 1997; Storkey *et al.*, 2010). Dieser Zusammenhang spiegelt sich in der Wirkung von Düngung auf den Schlammling wider, der durch Düngung zunächst gefördert wurde, jedoch auf gedüngten Flächen, die eine hohe Wildkrautdeckung aufwiesen, zurückging.

Die in der Regel abflusslosen Ackersenken erhalten durch lateralen Wasserabfluss oft hohe Mengen an Agrochemikalien und sind daher oft nährstoffreich (Lischeid & Kalettka, 2012). In so einer nährstoffreichen Umgebung hatten weitere Düngergaben vermutlich nur geringe Effekte auf die anderen Zielarten.

Standortspezifische Auswirkungen

Standortspezifische Effekte haben das Auftreten aller Zielarten im Feld und in der Samenbank wesentlich beeinflusst. Die zeitlich schwankenden Umweltbedingungen, besonders die Niederschläge hatten großen Einfluss auf die unterschiedlichen Individuenzahlen in den einzelnen Jahren gehabt. Infolge der Niederschläge können die Überflutungsdauer und -tiefe auf kleinem Raum schwanken und so zu unterschiedlichen Mikrohabitatbedingungen führen, die die Etablierung und Reproduktion der auftretenden Populationen beeinflussen (James *et al.*, 2007). In unserem Versuch hatte Überflutung einen positiven Einfluss auf die Individuendichte des Sumpfuendels. Beim Mäuseschwänzchen hat Überflutung den negativen Konkurrenzeffekt durch andere Wildkräuter abgeschwächt, vermutlich aufgrund einer verzögerten Vegetationsentwicklung unter überfluteten Bedingungen. Daher scheint Überflutung an diesen Standorten für die Populationsdynamik und folglich auch für die Entwicklung der ganzen Pflanzengemeinschaft von essentieller Bedeutung zu sein.

5.3 Die Artengemeinschaften in Abhängigkeit von Überflutung und Nutzung

5.3.1 Einführung

Die Flora saisonal vernässter Ackersenken mit ihrer Vielzahl seltener und gefährdeter Arten weist deutliche Unterschiede zu der terrestrischer Ackerstandorte auf (Hoffmann *et al.*, 2000; Bissels *et al.*, 2005; Eliáš *et al.*, 2011; Lukacs *et al.*, 2013). In Mitteleuropa gehören viele Arten temporärer Gewässer zu der pflanzensoziologischen Klasse der Zwergbinsengesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea bufonii) (Ellenberg & Leuschner, 2010). Der natürliche Lebensraum solcher Pflanzenarten ist an Fluss- und Seeufern zu finden, sowie an Kleingewässern. In der Kulturlandschaft besiedeln diese Arten aber auch Schweineweiden, abgelassene Fischteiche und vernässte Ackerstandorte (Täuber, 2000). In den vergangenen hundert Jahren ist dieser Habitattyp durch Drainage, Flussregulierungen und Aufgabe traditioneller Landnutzungsformen stark zurückgegangen (Dynesius & Nilsson, 1994; Kalettka, 1996; Deil, 2005; Bilz *et al.*, 2011). Dies hat dazu geführt, dass die Artengemeinschaften innerhalb der Zwergbinsengesellschaften gefährdet sind (Rennwald, 2000) und viele der charakteristischen Arten selten geworden sind und als gefährdet gelten (Ludwig & Schnittler, 1996). Temporär überstaute Ackerstandorte könnten daher wichtige Ersatzlebensräume für diese Arten darstellen.

Mit Untersuchungen zur Diversität und Artenzusammensetzung an temporären Gewässern auf Flächen der AgrarGmbH in Parstein sollten folgende Fragen geklärt werden:

- i) Wie beeinflusst das Überflutungsregime an temporären Gewässern Artenzusammensetzung und Diversität?
- ii) Welches Überflutungsregime bietet die günstigsten Entwicklungsbedingungen für Arten der Klasse Isoëto-Nanojuncetea?
- iii) Wie beeinflussen landwirtschaftliche Nutzung und Bodeneigenschaften die Artenzusammensetzung?
- iv) Welche Bewirtschaftungsmaßnahmen begünstigen die Etablierung seltener und gefährdeter Arten der Isoëto-Nanojuncetea?

5.3.2 Ergebnisse

Allgemeine Vegetationsmerkmale

Insgesamt wurden an den untersuchten Senken 70 Gefäßpflanzenarten ermittelt (Anhang A3 bis A8), darunter 54 Zweikeimblättrige und 16 graminoiden Arten, sowie 39 annuelle und 31 ausdauernde Arten. Von der Zuordnung zu den pflanzensoziologischen Klassen her gehören sechs Arten zur Klasse der Zwergbinsengesellschaften. Acht Arten gelten als gefährdet, darunter die bundesweit stark gefährdeten Arten Quirl-Tännel und die Sandbinse (*Juncus tenageia*) und der gefährdete Sardische Hahnenfuß (*Ranunculus sardous*) (Ludwig & Schnittler, 1996). Am häufigsten vertreten waren Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum perfora-*

tum, 135 Plots), Vogelknöterich (*Polygonum aviculare* agg., 133 Plots), Mäuseschwänzchen (116 Plots) und Rotgelber Fuchsschwanz (*Alopecurus aequalis*, 100 Plots).

Auswirkungen des Wasserregimes auf die Artenzahl

Die höchsten Artenzahlen wurden in Plots mit fluktuierenden Wasserständen beobachtet (feucht-staunass-feucht; Tab. 10, Anhang A3 bis A8), während Plots mit konstanteren Wasserständen signifikant weniger Arten aufwiesen (überflutet-überflutet-feucht; feucht-feucht-feucht; Kruskal-Wallis-Test, $P < 0,001$). Die höchsten Anteile annueller Arten wurden auf Flächen beobachtet, die während des Frühjahrs nicht überflutet waren (staunass-überflutet-feucht; feucht-feucht-feucht; feucht-staunass-feucht), wohingegen die höchsten Anteile ausdauernder Arten in Plots mit Überflutung im Frühjahr auftraten (überflutet-überflutet-feucht; überflutet-staunass-feucht). Zwergbinsenarten haben in Flächen mit fluktuierenden Wasserständen dominiert, die zumindest für Teile der Wachstumsphase wassergesättigt (=staunass) oder überflutet waren (überflutet-überflutet-feucht; überflutet-staunass-feucht; staunass-überflutet-feucht; Kruskal-Wallis-Test, $P < 0,001$; siehe Abb. 17).

Tab. 10: Annuelle, Ausdauernde und Gesamtartenzahlen (Mittelwert \pm Stabw), sowie Anzahl an Zwergbinsenarten (I-N) unter verschiedenen Wasserregimes.

Abkürzungen: ttt = feucht-feucht-feucht; tft = feucht-staunass-feucht; fnt = staunass-überflutet-feucht; nft = überflutet-staunass-feucht; nnt = überflutet-überflutet-feucht.

Wasserregime	Annuelle	Ausdauernde	Gesamt	I-N-Arten
ttt (n = 122)	7,5 \pm 2,3	2,9 \pm 1,3	10,4 \pm 2,9	0,6 \pm 1,0
tft (n = 6)	10,2 \pm 1,3	5,2 \pm 1,8	15,3 \pm 1,9	3,0 \pm 1,1
fnt (n = 31)	9,2 \pm 2,0	3,0 \pm 1,5	12,2 \pm 2,5	2,6 \pm 0,7
nft (n = 5)	6,2 \pm 1,5	7,6 \pm 1,3	13,8 \pm 2,6	3,2 \pm 0,8
nnt (n = 13)	3,9 \pm 1,5	6,0 \pm 1,2	9,9 \pm 2,0	1,2 \pm 0,7

Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artenreichtum

Die Bewirtschaftungseffekte waren weniger deutlich als die Auswirkungen des Wasserregimes. Die höchsten Artenzahlen wurden in Plots beobachtet, die nur mit der Kultur eingesät waren, während die niedrigsten Artenzahlen jeweils unter kombinierter Behandlung von Kultureinsaat, Düngung und Herbizideinsatz, sowie Kultureinsaat und Herbizideinsatz auftraten (Kruskal-Wallis-Test, $P < 0,001$; Abb. 18a).

Die Anzahl der Zwergbinsenarten war auf Flächen, die nur herbizidbehandelt waren, am höchsten. Die niedrigsten Anteile wurden jeweils in Plots mit Kombinationen aus Kultur und Herbizid, sowie Düngung und Herbizid festgestellt (Abb. 18b).

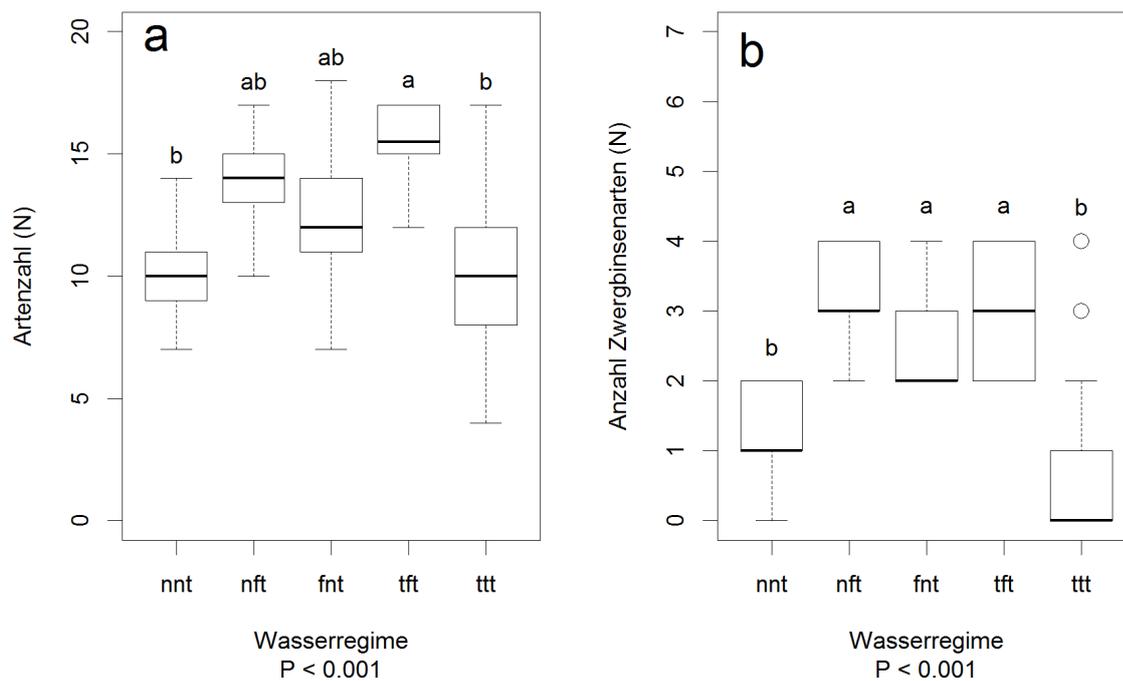


Abb. 17: Gesamtartenzahlen (a) und Anzahl an Zwergbinsenarten (b) bei verschiedenen Wasserregimen (multiple Mittelwertvergleiche, $\alpha = 0,05$).

Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. Abkürzungen der Wasserstände im April–Juli–August: ttt = feucht–feucht–feucht; tft = feucht–staunass–feucht; fnt = staunass–überflutet–feucht; nft = überflutet–staunass–feucht; nnt = überflutet–überflutet–feucht.

Effekte auf die Artenzusammensetzung

Die Ordination der Vegetationsdaten zeigt, dass sich die aus Bodenproben aufgelaufenen Artengemeinschaften hauptsächlich entlang eines Feuchtigkeitsgradienten angeordnet haben (Abb. 19). Arten der terrestrischen Ackerwildkrautgesellschaften (Getreidewildkraut-Gesellschaften, Hackfruchtgesellschaften; Abb. 20) stellten die größte Gruppe und repräsentierten die weniger feuchten Standorte, die nicht überflutet waren und daher die Entwicklung typischer, terrestrischer Ackerwildkrautgesellschaften ermöglichten. Die meisten dieser Arten waren häufige Ackerwildkräuter, die auf eine regelmäßige landwirtschaftliche Nutzung der Flächen hindeuten, d.h. Windhalm (*Apera spica-venti*), Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album* agg.), Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli*) und Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum perforatum*). Die Arten, die im Ordinationsdiagramm eher rechts und im Zentrum angeordnet sind, stellen eine Mischung aus Arten häufig gestörter (Zwergbinsengesellschaften, Zweizahngesellschaften) und weniger häufig gestörter, temporärer Gewässer (Flutrasen) dar. Die Anordnung ausdauernder Wasserpflanzen der Röhrichte, wie Froschlöffel (*Alisma plantago-aquatica*) und Ästiger Igelkolben (*Sparganium erectum*), weit entfernt von den anderen Arten im unteren rechten Teil des Ordinationsdiagrammes, signalisiert einen sehr deutlichen Unterschied der aus diesen Plots aufgelaufenen Artenkombination zu den anderen Proben.

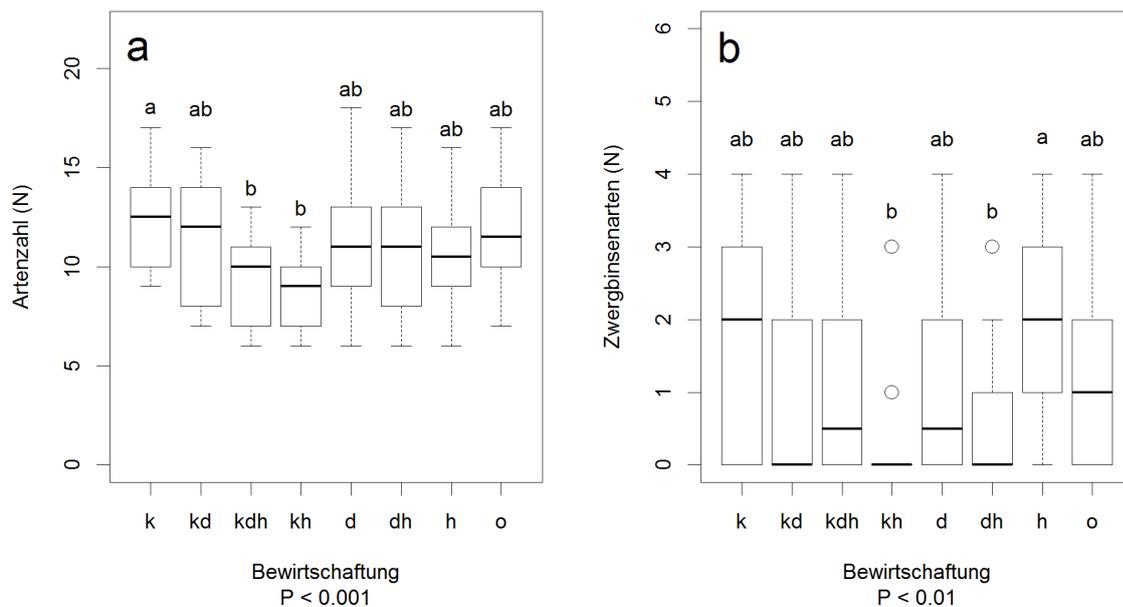


Abb. 18: Effekte der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Gesamtartenzahl (a) und die Anzahl der Zwergbinsenarten (b).

Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. Abkürzungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen: k = Kultureinsaat; kd = Kultureinsaat und Düngung; kdh = Kultureinsaat, Düngung, Herbizidapplikation; kh = Kultureinsaat und Herbizidapplikation; d = Düngung; dh = Düngung und Herbizidbehandlung; h = Herbizidbehandlung; o = Kontrolle ohne Bewirtschaftung.

In Abb. 19 ist die Ordination mit den angepassten linearen Vektoren für die Boden-pH-Werte, Phosphorgehalte und die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Licht und Feuchte überlagert. Die stärkste lineare Korrelation mit dem Ordinationsraum ($R^2 = 0,9$) wurde für die Bodenfeuchtwerte festgestellt. Es zeigt sich, dass die Artenzusammensetzung sich mit zunehmender Bodenfeuchte ändert. Da die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Licht eng mit den mittleren Zeigerwerten für Feuchte korreliert waren ($R^2 = 0,68$, $P < 0,001$), standen sie auch in enger Beziehung mit der ersten Achse der DCA-Ordination. Die gemessenen, chemischen Bodeneigenschaften wiesen nur eine geringe Variation zwischen den sieben Senken auf, abgesehen von Phosphor, der mit der zweiten Ordinationsachse korreliert war ($R^2 = 0,5$), zeigte der pH-Wert eine Korrelation mit dem Ordinationsraum ($R^2 = 0,5$), wobei der pH-Wert offensichtlich mit abnehmender Bodenfeuchte zunahm. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen zeigten nur eine geringe Korrelation mit dem Ordinationsergebnis ($R^2 = 0,1$, $P < 0,01$), was darauf hindeutet, dass die landwirtschaftliche Nutzung auf Standorten mit Wasserstandsschwankungen nur eine untergeordnete Rolle spielt.

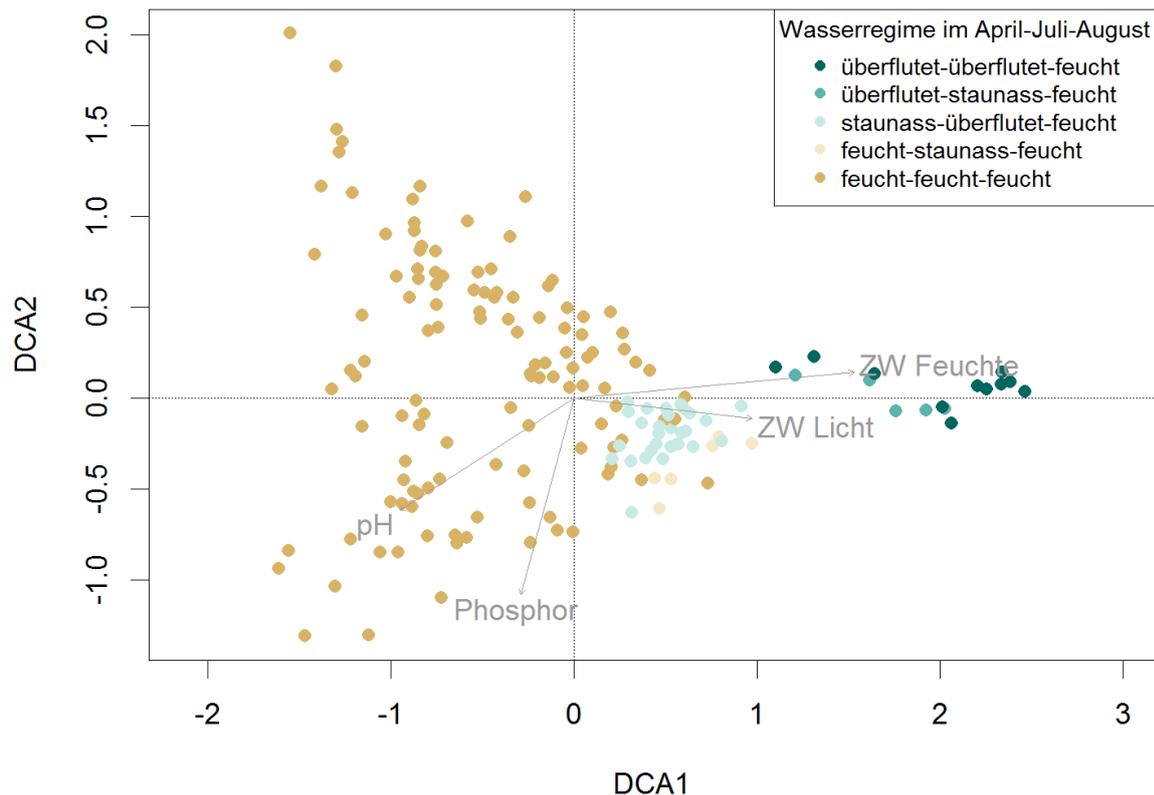


Abb. 19: DCA-Ordinationsdiagramm aller untersuchten Plots (Länge 1. Achse: 4,07; 2. Achse: 3,3). Unterschiedliche Wasserregimes sind mit unterschiedlichen Farben dargestellt. Die Pfeile zeigen die Korrelationen des Boden-pHs, des Phosphorgehaltes und der mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Licht und Feuchte mit den Ordinationsachsen an. Die Längen der Pfeile geben die Stärke der Korrelation an. Zur besseren Lesbarkeit sind die Artnamen nicht dargestellt.

Tab. 11: Ergebnisse der Anpassung linearer Vektoren der Umweltvariablen.

Die Werte in den Spalten DCA1 und DCA2 stellen jeweils den Richtungskosinus der kontinuierlichen Variablen entlang der beiden Achsen dar. P-Werte basieren auf 999 Permutationen. Signifikante P-Werte sind fettgedruckt.

	DCA1	DCA2	R ²	P-Wert
mittlere Höhe	0,02	1,00	0,26	0,001
Stickstoff	0,11	-0,99	0,09	0,002
Phosphor	-0,26	-0,97	0,46	0,001
Kalium	0,49	0,87	0,01	0,455
pH	-0,84	-0,54	0,47	0,001
L	0,99	-0,11	0,35	0,001
F	1,00	0,09	0,87	0,001
N	-0,76	0,65	0,08	0,002
Faktoren:				
Wasserregime			0,56	0,001
Bewirtschaftung			0,12	0,003

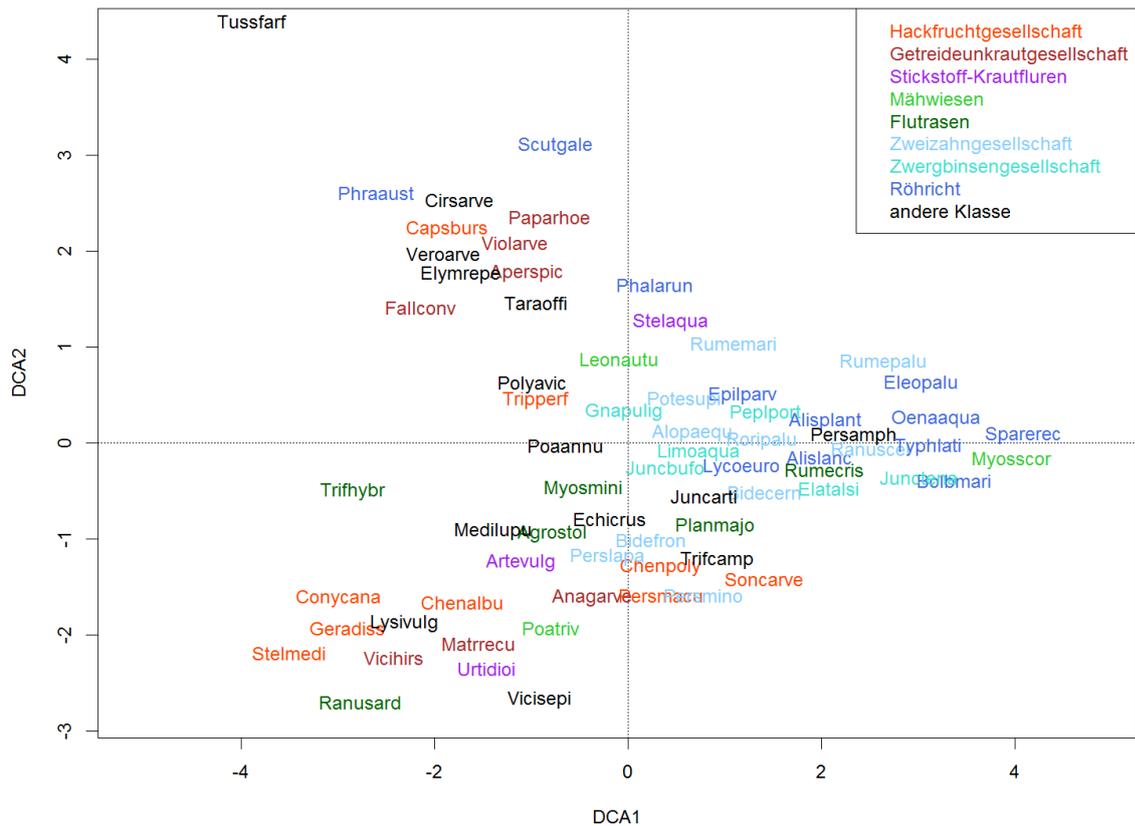


Abb. 20: DCA-Ordinationsdiagramm aller Arten. Arten einer pflanzensoziologischen Klasse sind in einer einheitlichen Farbe dargestellt.

Die Arten wurden nach Ellenberg *et al.* (2001) den pflanzensoziologischen Klassen zugeordnet. Arten, die nicht eindeutig einer pflanzensoziologischen Klasse zugeordnet werden konnten oder Klassen, die nur eine oder zwei Arten enthielten, sind schwarz dargestellt. Zur besseren Lesbarkeit wurden die Artnamen abgekürzt. Im Anhang A2 sind die Abkürzungen der Artbezeichnungen aufgelistet.

5.3.3 Diskussion

Bei den Freilandhebungen zum Einfluss des Wasserstandes im Sommer 2013 wurden insgesamt 70 Gefäßpflanzenarten gefunden. Dreger (2002) hat an Söllen im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin ähnliche Artenzahlen gefunden und Fischer (1983; acht Rote-Liste-Arten) und Hoffmann *et al.* (2000; sieben Rote-Liste-Arten) berichten ebenfalls von ähnlichen Zahlen an gefährdeten Arten aus anderen Teilen Brandenburgs. Die Anzahl der Zwergbinsenarten in unserer Erhebung war relativ niedrig, was auf ungünstige Witterungsbedingungen während des Untersuchungszeitraumes zurückgeführt werden kann. Pietsch & Müller-Stoll (1974) stellen dazu fest, dass verschiedene Faktoren, wie die Witterungsbedingungen und die Art der landwirtschaftlichen Nutzung der Äcker die Chancen beeinflussen, Arten der Zwergbinsengesellschaften aufzufinden.

Effekte von Wasserregime und Bewirtschaftung auf die Artenzahl

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass starke Wasserstandsschwankungen mit Überflutung im Frühjahr oder Sommer einen positiven Einfluss auf die Gesamtartenzahlen und die Anzahl der Zwergbinsenarten haben. Wir vermuten, dass diese Standortfaktoren zu höheren Artenzahlen führen, da sie die Spannbreite günstiger Habitatbedingungen erhöhen. Diese Ergebnisse decken sich mit Untersuchungen von Greet *et al.* (2013), die gezeigt haben, dass Dauer und Häufigkeit der Überflutung die Artenzahl amphibischer Pflanzengemeinschaften erhöhen. Casanova & Brock (2000) haben dagegen in einer Studie an temporären Gewässern in Australien die höchsten Artenzahlen unter terrestrischen Bedingungen gefunden. Diese gegensätzlichen Ergebnisse können jedoch durch Unterschiede der Untersuchungsgebiete bedingt sein. Die australische Studie wurde an Gewässern durchgeführt, die von relativ wenig gestörter Grasland- und Strauchvegetation umgeben waren, während in unserer Untersuchung, regelmäßige Ackerbewirtschaftung die Diversität der Ackerwildkrautgemeinschaften, die sich unter terrestrischen Bedingungen entwickeln würden, möglicherweise reduziert hat.

Ein unerwartetes Ergebnis bezüglich der Bewirtschaftung war, dass die Zahl der Zwergbinsenarten in herbizidbehandelten Flächen am höchsten lag. Da die meisten amphibischen Pflanzenarten deutlich nach der Anwendung von Voraufschlag-Herbiziden keimen, wurden sie möglicherweise weniger durch die Herbizidanwendung beeinträchtigt und konnten unter Umständen von der Reduzierung der Konkurrenz durch andere Arten profitieren (Poschlod *et al.*, 1999). Dies deckt sich auch mit Ergebnissen von Brose & Tielbörger (2005), nach denen das Entfernen konkurrenzkräftiger Arten den Artenreichtum von überflutungstoleranten Arten erhöht. Da unsere Studie allerdings nur den Zeitraum von einem Jahr abdeckt (mit ungünstigen Keimungsbedingungen für amphibische Pflanzenarten) und nur ein Herbizid getestet wurde, sind weitere Untersuchungen erforderlich, bevor die Auswirkungen von Herbiziden auf Zwergbinsenarten abschließend beurteilt werden können. Düngung und Konkurrenz durch Kulturpflanzen zusammen mit Herbizidbehandlung haben zu besonders geringen Anzahlen solcher Arten geführt.

Effekte des Wasserregimes auf die Artenzusammensetzung

Die Ordination der Pflanzengemeinschaften mit verschiedenen Wasserständen, Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen hat gezeigt, dass die Wasserstandsschwankungen den stärksten Einfluss auf die Artenzusammensetzung hatten. Casanova & Brock (2000) und Brock *et al.* (2005) erzielten in Samenbankuntersuchungen zu den Effekten verschiedener Wasserregimes auf die Entwicklung von Wasserpflanzengesellschaften die gleichen Ergebnisse. Eine Langzeitstudie, in der die Auswirkungen des Überflutungszeitpunktes auf die Artenzusammensetzung untersucht wurde, hat gezeigt, dass die Saisonalität (Überflutung im Frühjahr oder im Sommer) die Artenzusammensetzung stärker geändert hat als die Häufigkeit der Überflutung (Robertson *et al.*, 2001). Andere Untersuchungen bestätigen, dass mehr die Überflutung im Allgemeinen

und die Dauer der Überflutung im Speziellen die Artenzusammensetzung der Kleingewässervegetation bestimmt (Brock *et al.*, 2005; Cherry & Gough, 2006; Robertson & James, 2007; Della Bella *et al.*, 2008). Pätzig *et al.* (2012) berichten, dass die Überflutungsdauer innerhalb eines Jahres signifikant mit dem Auftreten amphibischer Pflanzenarten korreliert ist.

Dass die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Bodenfeuchte und Licht einen engen Zusammenhang mit der ersten Ordinationsachse zeigten, deutet auf einen wichtigen Einfluss der Wasserstandsschwankungen auf die Artenzusammensetzung hin. Dieses Ergebnis deckt sich mit Untersuchungen von Täuber & Petersen (2000), die festgestellt haben, dass das Wasserregime und die Verfügbarkeit von Licht beides essentielle Faktoren für eine erfolgreiche Etablierung von Zwergbinsenarten sind. Keimungsexperimente von Salisbury (1970) und Poschlod *et al.* (1999) haben gezeigt, dass eine unzureichende Beleuchtung die Keimung dieser Arten in tiefen Gewässern einschränken kann. Dieser Faktor könnte auch die vorliegenden Ergebnisse beeinflusst haben.

Boden-pH-Wert und Phosphorgehalt haben einen Zusammenhang zur floristischen Variation aufgezeigt, was deutlich macht, dass Pflanzengesellschaften, die bei unterschiedlichen Wasserregimes auftreten, durch die Bodeneigenschaften beeinflusst werden.

5.4 Regionale Vegetationsanalyse in Brandenburg und Westpolen

5.4.1 Einleitung

Wie konkrete Bewirtschaftungsmaßnahmen, abiotische Standortbedingungen und das Überstauungsregime die Präsenz und Etablierung seltener und gefährdeter Arten der Ackersenken bestimmen, wurde – teilweise anhand ausgewählter Zielarten – in Form von standardisierten Bewirtschaftungs- und Überstauungsversuchen an Ackersenken bei Parstein analysiert (vgl. Kap. 5.5). Für etliche besonders gefährdete Phanerogamen wie Sandbinse, Quirl-Tännel, Liegende Teichsimse, Ysop-Blutweiderich, Acker-Gipskraut, Sardischer Hahnenfuß, Wasserpfeffer-Tännel, sowie Armleuchteralgen wie Bauers Armleuchteralge, Sprossende Baumleuchteralge, Zerbrechliche Glanzleuchteralge und Kleinste Glanzleuchteralge (vgl. Kap. 1.1.1), die nur selten an den Ackersenken im nördlichen Brandenburg und Westpolen nachgewiesen wurden (Fischer, 1983; Hoffmann, 1996; Raabe, 2008; Pukacz *et al.*, 2009; Raabe, 2009), gibt es bislang aber kaum verlässliche Informationen über Standort- und Bewirtschaftungsansprüche. Da auch nur wenige dieser Arten auf den Versuchsflächen bei Parstein vorkommen und diese Vorkommen auch nicht Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie z.B. Herbizidbehandlungen, ausgesetzt werden sollten, wurden solche Arten in einer gebietsübergreifende Vegetationsanalyse untersucht. Ziel dieser Studie, die an insgesamt 15 Ackersenken in Brandenburg und Westpolen durchgeführt wurden, war die Beantwortung folgender Fragen:

- Welche Standortbedingungen und Landschaftsparameter bestimmen das Auftreten besonders seltener Arten?
- Welche Standortbedingungen und Landschaftsparameter unterscheiden Ackersenken mit einer naturschutzfachlich wertvollen Vegetationszusammensetzung von weniger ‚wertvollen‘ Standorten?
- Ein weiteres Ziel der Untersuchung war die Identifikation artenschutzfachlich hochwertiger Ackersenken, die für eine Eingliederung in das Schutzprogramm „100 Äcker für die Vielfalt“ in Frage kommen.

Da aufgrund der in der Vegetationsperiode 2014 auftretenden Trockenheit die Zielarten im Freiland nicht zu finden waren, wurden die Flächen mit Hilfe von Samenbankanalysen untersucht. Um Standort- und Landschaftsmerkmale zu identifizieren, die das Vorkommen naturschutzfachlich hochwertiger Arten und Artengemeinschaften bedingen, wurden Flächen mit existierenden Fundangaben der Indikatorart Quirl-Tännel (‚mit‘ in Tab. 12), mit benachbarten Flächen ohne entsprechende Nachweise (‚ohne‘) verglichen.

5.4.2 Ergebnisse

Insgesamt sind aus den Proben 80 Gefäßpflanzenarten aufgelaufen, davon 22 Grasartige und 58 andere krautige Arten. Im Mittel wiesen die Proben ‚Neuenhagen-mit‘ (14.4) und ‚Sarbinowo-mit‘ (14,9) die höchsten Artenzahlen auf, während die niedrigsten Artenzahlen in den Proben von ‚Manker-ohne‘ (6.8) gefunden wurden.

Vorkommen gefährdeter Arten

Die Untersuchungen zeigen, dass an allen untersuchten Standorten, also auch dort, wo die gefährdeten Arten bisher nicht nachgewiesen wurden, solche Arten in der Samenbank vorhanden sind. Aus den Proben sind insgesamt 17 Gefäßpflanzenarten aufgelaufen, die nach der Roten Liste des Landes Brandenburg auf der Vorwarnstufe stehen, gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht sind (Tab. 12). Dies unterstreicht den hohen naturschutzfachlichen Wert dieser Gewässer. Dabei wurden in der Samenbank jedes untersuchten Gewässers mindestens zwei Rote-Liste-Arten gefunden mit durchschnittlich $5,5 \pm 2,2$ Arten. Tab. 13 gibt einen Überblick über die an den Einzelgewässern gefundenen Arten und in Abb. 21 ist die Summe der gefundenen Arten an jedem Gewässer dargestellt. An drei der sieben Flächenpaare wurden mehr seltene Arten gefunden, wo bereits Nachweise vorlagen, an drei weiteren Standorten war jedoch die Zahl gefundener Zielarten an den Standorten ohne bisherigen Nachweis höher.

Tab. 12: Gefäßpflanzenarten und deren Rote-Liste-Status in Deutschland (Ludwig & Schnittler, 1996) und in Brandenburg (Landesumweltamt, 2006). Gefährdungsklassen: * = nicht gefährdet; V = Vorwarnstufe; 3 = gefährdet; 2 = stark gefährdet; 1 = vom Aussterben bedroht.

Artname	Wissenschaftlicher Artname	Rote Liste Deutschland	Rote Liste Brandenburg
Grasblättriger Froschlöffel	<i>Alisma gramineum</i>	*	2
Lanzett-Froschlöffel	<i>Alisma lanceolatum</i>	*	3
Schwanenblume	<i>Butomus umbellatus</i>	V	V
Quirl-Tännel	<i>Elatine alsinastrum</i>	2	2
Wasserpfeffer-Tännel	<i>Elatine hydropiper</i>	3	2
Nadel-Sumpfsimse	<i>Eleocharis acicularis</i>	3	3
Schlitzblättriger Storchschnabel	<i>Geranium dissectum</i>	*	2
Acker-Gipskraut	<i>Gypsophila muralis</i>	3	2
Sandbinse	<i>Juncus tenageia</i>	2	2
Schlammling	<i>Limosella aquatica</i>	*	3
Mäuseschwänzchen	<i>Myosurus minimus</i>	V	V
Sumpfqüendel	<i>Peplis portula</i>	*	V
Niedriges Fingerkraut	<i>Potentilla supina</i>	*	3
Gewöhnlicher Wasserhahnenfuß	<i>Ranunculus aquatilis</i>	*	V
Liegende Teichsimse	<i>Schoenoplectus supinus</i>	2	1
Acker-Leimkraut	<i>Silene noctiflora</i>	*	2
Blauer Wasser-Ehrenpreis	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	*	V

Tab. 13: Gefundene Arten der Roten Liste an den untersuchten Gewässern.

Abkürzungen der Artnamen: Aligra = Grasblättriger Froschlöffel; Alilan = Lanzett-Froschlöffel; Butumb = Schwänenblume; Elaals = Quirl-Tännel; Elahyd = Wasserpfeffer-Tännel; Eleaci = Nadel-Sumpfsimse; Gerdis = Schlitzblättriger Storchschnabel; Gypmur = Acker-Gipskraut; Junten = Sandbinse; Limaqu = Schlammling; Myomin = Mäuseschwänzchen; Peppor = Sumpfuendel; Potsup = Niedriges Fingerkraut; Ranaqu = Gewöhnlicher Wasserhahnenfuß; Schsup = Liegende Teichsimse; Silnoc = Acker-Leimkraut; Verana = Blauer Wasser-Ehrenpreis.

	Aligra	Alilan	Butumb	Elaals	Elahyd	Eleaci	Gerdis	Gypmur	Junten	Limaqu	Myomin	Peppor	Potsup	Ranaqu	Schsup	Silnoc	Verana
Berge-ohne			1					1	1	1	1	1					1
Berge-mit	1		1					1	1	1	1	1					
Cedynia-mit									1	1	1		1				
Cedynia-ohne					1	1			1	1	1						
Groß Kreuzt-mit			1					1	1	1	1	1					
Manker-ohne								1	1			1					
Manker-mit			1					1	1			1					
Neuenhagen-mit	1	1	1					1	1	1	1	1	1	1			1
Neuenhagen-ohne	1	1	1					1	1	1		1	1	1	1		1
Niesutow-mit			1			1			1	1	1	1	1				
Niesutow-ohne										1	1	1	1				1
Parstein-ohne			1					1	1	1	1	1	1				1
Parstein-mit									1			1					1
Sarbinowo-ohne	1					1		1	1	1	1	1	1	1			1
Sarbinowo-mit	1		1	1	1	1			1			1	1				1

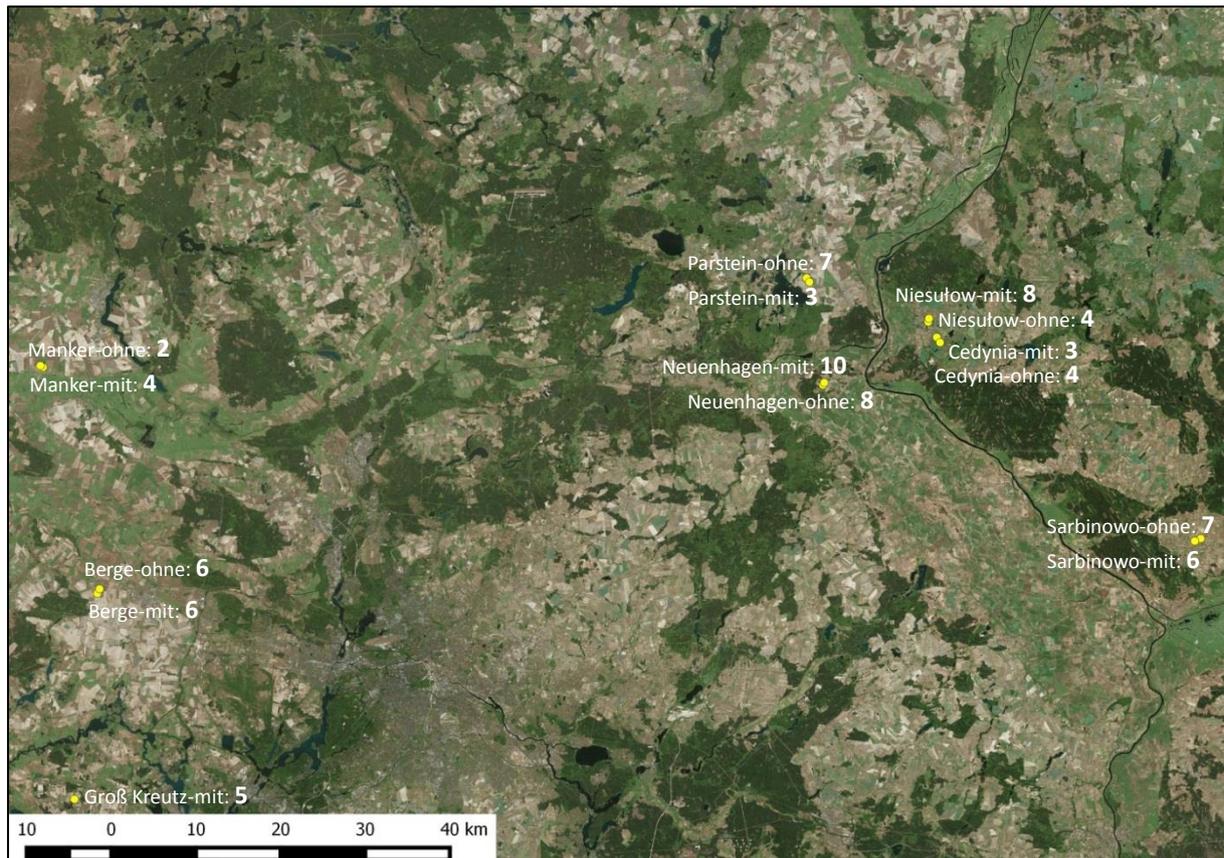


Abb. 21: Anzahl gefundener Rote-Liste-Arten an den untersuchten Gewässern. Luftbild aus Bing (2012).

Einfluss der Umweltfaktoren auf die Artenzusammensetzung

Die Anpassung linearer Modelle zeigte, dass sich die Artenzusammensetzung entlang der ersten, den überwiegenden Teil der Varianz im Datensatz erklärenden Ordinationsachse im Wesentlichen einem West-Ost-Gradienten entspricht (RW in Abb. 22; Tab. 14). Abiotische Umweltfaktoren, die diesen Gradienten prägen, sind der Phosphorgehalt und pH-Wert der Böden. So sind die Flächen in Nordwestbrandenburg durch erhöhte P-Konzentrationen und niedrigere pH-Werte charakterisiert, bei den den Flächen im Nordosten des Landes und in Westpolen war dies umgekehrt. Charakteristische Merkmale der Vegetation im östlichen Untersuchungsgebieten waren höhere Feuchtezeigerwerte und mehr ausdauernde Arten.

Die zweite, weniger Varianz erklärende Ordinationsachse wird vor allem durch die polnischen Standorte Sarbinowo und Niesułow differenziert. Während Sarbinowo insbesondere durch die Größe der Gewässer und den höheren Anteil ausdauernder Arten gekennzeichnet ist, sind die Senken am Standort Niesułow klein und durch kurzlebige Arten und N-Zeiger dominiert.

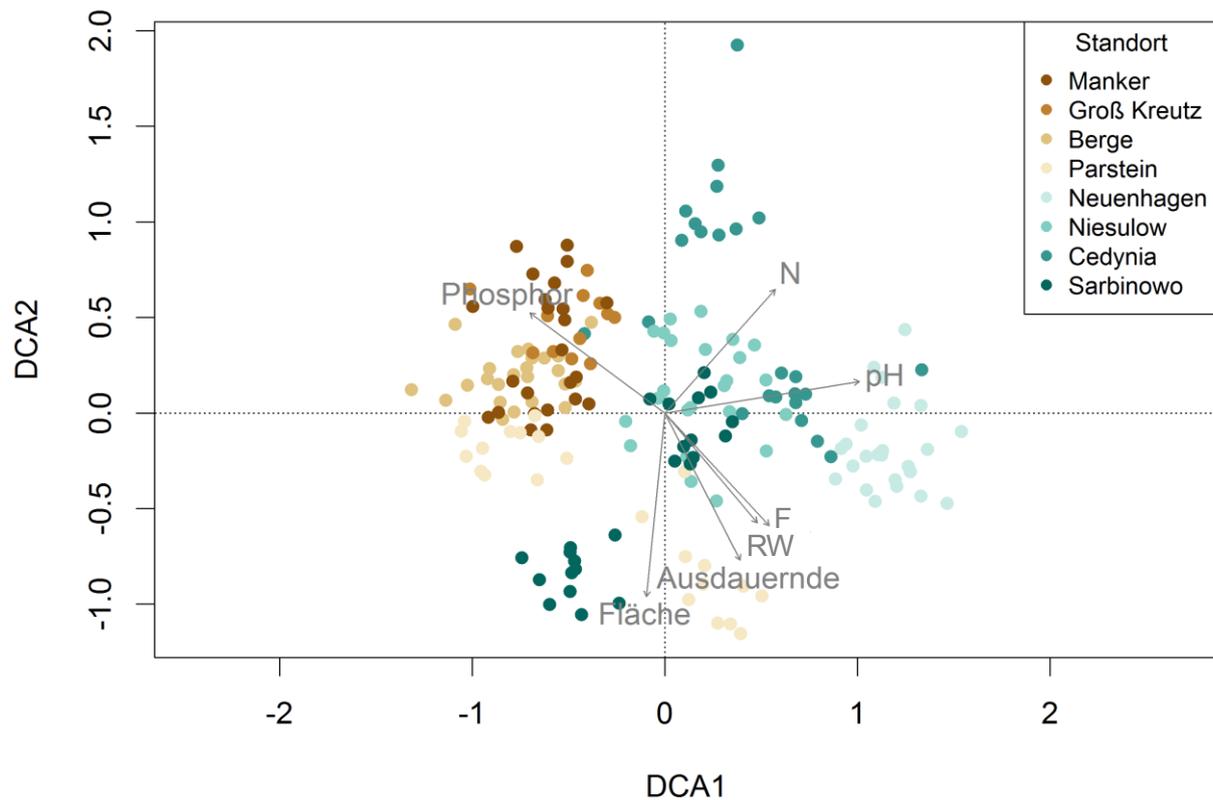


Abb. 22: DCA-Ordinationsdiagramm der Samenbankzusammensetzung 15 verschiedener Gewässer in Brandenburg und Westpolen (Gradientenlängen: DCA1 2,9; DCA2 3,1).

Die Flächen sind nach ihrer geografischen Lage von Westen (dunkelbraun) nach Osten (petrol) unterschiedlich eingefärbt. Die Pfeile stellen die Ergebnisse linearer Modellanpassungen der Variablen dar, die signifikant mit einem Korrelationskoeffizienten von mindestens 0,3 mit der Ordinationsmatrix korreliert sind (siehe Tab. 14). Ausdauernde = Anzahl ausdauernder Arten; Fläche = Flächengröße des Gewässers; F = mittlerer Ellenberg-Zeigerwert für Feuchte; N = mittlerer Ellenberg-Zeigerwert für Stickstoff; pH = gemessener pH-Wert; Phosphor = Phosphor-Gehalt; RW: Koordinatenangabe des Längengrads.

5.4.3 Diskussion

Naturschutzfachlicher Wert

An allen untersuchten Gewässern wurden mindestens zwei Arten nachgewiesen, die auf der Roten Liste des Landes Brandenburg stehen (Landesumweltamt, 2006). Da an jedem Gewässer nur auf einer Fläche von 100 m² Proben genommen werden, ist davon auszugehen, dass an den meisten Ackersenzen noch weitere seltene Arten gefunden werden könnten. Diese Ergebnisse belegen die überragende naturschutzfachliche Bedeutung solcher Habitats für den floristischen Artenschutz. Dem Land Brandenburg kommt somit auch für die drei bundesweit stark gefährdeten Arten Quirl-Tännel, Sandbinse und Liegende Teichsimse (Ludwig & Schnittler, 1996) eine besondere Verantwortung zu.

Tab. 14: Ergebnisse der linearen Modellanpassung an die Ordinationsmatrix.

Die Spalten DCA1 und DCA2 geben den Richtungskosinus der Variablen entlang der beiden Achsen dar. R² gibt den Korrelationskoeffizienten mit der Ordinationsmatrix an. P-Werte basieren auf 999 Permutationen und sind bei Signifikanz fettgedruckt.

	DCA1	DCA2	R ²	P-Wert
Längengrad °O	0,68	-0,74	0,36	0,001
Breitengrad °N	0,97	-0,23	0,14	0,001
Fläche	-0,10	-1,00	0,53	0,001
Gewässerdichte	-0,24	-0,97	0,01	0,314
pH	0,99	0,16	0,59	0,001
Gesamtstickstoff	0,58	0,82	0,08	0,002
Ammonium	0,06	1,00	0,01	0,428
Nitrat	-0,99	-0,11	0,21	0,001
Phosphor	-0,80	0,60	0,43	0,001
Zeigerwert Feuchte	0,64	-0,77	0,32	0,001
Zeigerwert Reaktion	0,95	0,31	0,76	0,001
Zeigerwert Stickstoff	0,66	0,75	0,42	0,001
RL-Arten	0,59	-0,81	0,14	0,001
Grasartige	0,04	-1,00	0,07	0,004
Krautige	0,88	-0,48	0,08	0,002
Einjährige	0,40	0,92	0,03	0,074
Ausdauernde	0,45	-0,89	0,42	0,001

Artenzusammensetzung

Die Artenzusammensetzung wurde im Wesentlichen durch Bodeneigenschaften differenziert. Dabei repräsentierte die erste Ordinationsachse vor allem Unterschiede im Phosphorgehalt und im pH-Wert. Die Artengemeinschaften in Ostbrandenburg und Polen haben zudem höhere Feuchtezeigerwerte und höhere Anteile an ausdauernden Arten. Insgesamt legt diese regionale Aggregation der Standorte nahe, dass der Unterschied in der Artenzusammensetzung eher auf geologisch-bodenökologische Ursachen zurückzuführen ist als auf die Bewirtschaftung. Da Landwirte gerade bei den pH-Werten und bei der P-Versorgung bemüht sind, ein einheitliches, für die Kulturpflanzen günstiges Niveau zu erzielen, dürfte dieser Faktor die Ergebnisse eher nivelliert haben. Höhere Feuchtezeigerwerte und der erhöhte Anteil ausdauernder Arten im östlichen Untersuchungsgebiet weisen darauf hin, dass die dortigen Flächen im Mittel stärker vernässt sind und eine infolgedessen seltenere Bewirtschaftung mehr ausdauernde Arten zulässt. Deutliche Unterschiede bestehen auch zwischen den polnischen Standorten Sarbinowo und Niesułow: Während sich Sabrinowo durch große Gewässer mit geringerem Anteil an N-Zeigern auszeichnet, werden die kleineren Senken bei Niesułow möglicherweise stärker durch Düngung der angrenzenden Äcker beeinflusst.

Zwischen der Anzahl seltener Arten und der Artenzusammensetzung gab es keinen signifikanten Zusammenhang. Zudem wurden alle seltenen Arten mit mindestens fünf Vorkommen (mit Ausnahme von *Potentilla supina*), im Westen und Osten des Gebietes gefunden. Dies deutet darauf hin, dass die seltenen Arten auf der Skalenebene des Untersuchungsgebietes deutlich weniger als die gesamte Artenzusammensetzung durch großräumige bodenökologische und hydrologische Unterschiede bestimmt wird und dass die meisten gefährdeten Arten im Gesamtgebiet gedeihen können. Eine Erklärung für das aktuelle Verbreitungsmuster könnte die exozoochore Ausbreitung, z.B. über Wasservögel, sein: So wiesen Senken an den nahe beieinander liegenden Standorten Parstein, Neuenhagen und Niesułow die höchsten Zahlen seltener Arten auf.



Abb. 23: Auswahl untersuchter Standorte in der regionalen Vegetationsanalyse. Von links nach rechts: Cedynia-ohne, Parstein-mit, Berge-mit und Manker-ohne.



Abb. 24: Auswahl seltener Arten, die während des Projektes im Untersuchungsgebiet beobachtet wurden. Von links nach rechts: Sardischer Hahnenfuß (*Ranunculus sardous*), Gewöhnlicher Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*), Schwanenblume (*Butomus umbellatus*), Sandbinse (*Juncus tenageia*), Laubfrosch (*Hyla arborea*) sowie Rotbauchunke (*Bombina bombina*).

5.5. Einfluss von Überstauung auf Diversität und Artenzusammensetzung

5.5.1 Einführung

Die Vegetation an Ackersenken wird durch landwirtschaftliche Nutzung, Bodeneigenschaften und klimatische Bedingungen beeinflusst (Pinke *et al.*, 2014). Der wichtigste Einflussfaktor in diesem Habitattyp ist jedoch das Wasserregime (Casanova & Brock, 2000), das die Keimung der auflaufenden Arten mittels Wassertemperatur, Licht und Sauerstoffkonzentration reguliert (z.B. Matsuo *et al.*, 1984). Bei Überstau beeinflusst die Tiefe des Wasserkörpers die Keimung von Pflanzen durch das Lichtangebot und die Temperatur (Pons & Schröder, 1986). In Bereichen, die bis in den Sommer flach überflutet sind, etablieren sich eher amphibische Arten, in der oberen littoralen Zone, die nur kurzzeitig im Frühjahr überflutet ist, dagegen eher terrestrische Arten. Daher ist anzunehmen, dass die höchsten Artenzahlen bei einer mittleren Überstaudauer auftreten, bei der sich Arten beider Gruppen etablieren können. Da viele amphibische Pflanzenarten als selten und gefährdet gelten, ist zu vermuten, dass auch die Anzahl an Rote-Liste-Arten dort am höchsten ist. Im unteren, häufig lang überfluteten Uferbereich können sich Arten ohne Überflutungstoleranz nicht entwickeln. Folglich weisen diese Standorte eine geringere Diversität auf (Weiher & Keddy, 1999). Mit reduzierter Konkurrenz durch den Ausschluss terrestrischer Arten nimmt dort die Gleichverteilung („Evenness“) der überflutungstoleranten Arten zu (Estrada-Villegas *et al.*, 2012).

Mit dem vorliegenden Versuch sollte untersucht werden, wie sich die Samenbanken des oberen und des unteren Uferbereichs temporärer Gewässer hinsichtlich Diversität, Naturschutzwert und Artenzusammensetzung unterscheiden und wie ein gezieltes Überstauungsmanagement genutzt werden könnte, um naturschutzfachlich wertvolle Bestände zu begünstigen. Dazu wurde unter kontrollierten Bedingungen untersucht, wie verschiedene Überstauungsregime die Artenzusammensetzung differenzieren. Im Einzelnen sollte untersucht werden

- i) Wie sich die aus der Samenbank entwickelnden Pflanzengemeinschaften des oberen und des unteren Uferbereichs unterscheiden;
- ii) Wie sich die unterschiedlich Überstauung auf die Keimlingsdichten und die Diversität auswirkt; und
- iii) Wie sich die Anzahl auflaufender seltener Arten bei unterschiedlicher Überstauung ändert.

5.5.2 Ergebnisse

Änderung der Artenzusammensetzung entlang eines Überflutungsgradienten

Obwohl alle Proben des oberen Uferbereiches ursprünglich aus einer einzigen Mischprobe stammen, zeigt die Länge der ersten DCA-Ordinationsachse große Unterschiede in der Artenzusammensetzung der aus den Proben auflaufenden Keimlinge an (Abb. 25a). Dieser Gradient war eng mit der Überstaudauer und den Zeigerwerten für Feuchte korreliert ($P < 0,001$, Tab. 15). Die Effekte der Überstaudauer wurden im Wesentlichen durch Unterschiede

zwischen temporärer und permanenter Überflutung bestimmt; zwischen den nicht überfluteten und den temporär überstauten Proben waren dagegen nur geringe Unterschiede festzustellen (Abb. 25). Die verschiedenen Wassertiefen hatten keinen Einfluss auf die Artenzusammensetzung. Die Rote-Liste-Arten zeigten ein variables Verhalten in Bezug auf die Überflutungsregimes. Die meisten erreichten ihre höchsten Abundanzwerte ohne oder bei nur temporärer Überstauung (Abb. 25).

Tiefgreifende Änderungen der Artenzusammensetzung entlang der ersten Ordinationsachse traten auch in der häufiger überfluteten, unteren Uferzone auf (Abb. 25b). Dieser Gradient war etwas länger, was auf eine noch heterogenere Artenzusammensetzung als bei den Proben aus seltener überstauten Uferbereichen hindeutet. Die nicht überstauten und die temporär überstauten Behandlungsvarianten zeigten nur geringe Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Die meisten Rote-Liste-Arten zeigten bei zunehmender Überstaudauer eine deutliche Abnahme. Sowohl Überstaudauer, als auch Feuchte-Zeigerwerte und Wassertiefe waren signifikant mit dem Ordinationsgradienten korreliert ($P < 0,001$, Tab. 15).

Tab. 15: Auflaufen von Pflanzen aus Bodenproben des oberen und unteren Uferbereichs aus temporär überstauten Ackersenken.

Beziehung zwischen Überstaudauer, Medianen des Ellenberg-Zeigerwertes für Feuchte und Wassertiefe (DCA1, DCA2). Signifikante Korrelationen sind fettgedruckt.

	DCA-Achse 1	DCA-Achse 2	R ²	P
Obere Uferzone				
Überstaudauer	1,000	0,000	0,64	0,001
Zeigerwert Feuchte	0,888	-0,459	0,55	0,001
Wassertiefe	0,734	-0,679	0,05	0,278
Untere Uferzone				
Überstaudauer	0,999	-0,046	0,68	0,001
Zeigerwert Feuchte	0,989	0,149	0,67	0,001
Wassertiefe	0,971	0,240	0,07	0,114

Effekte auf die Keimlingsdichten

Im oberen Uferbereich lagen die Keimlingsdichten am höchsten bei fehlender oder kurzzeitiger Überflutung. Mit zunehmender Überstaudauer nahmen die Keimlingsdichten ab (Kruskal-Wallis-Test: $H = 48,7$, $P < 0,0001$; Abb. 26). Das gleiche Muster zeigte sich auch im unteren Uferbereich (Kruskal-Wallis-Test: $H = 52,8$, $P < 0,0001$).

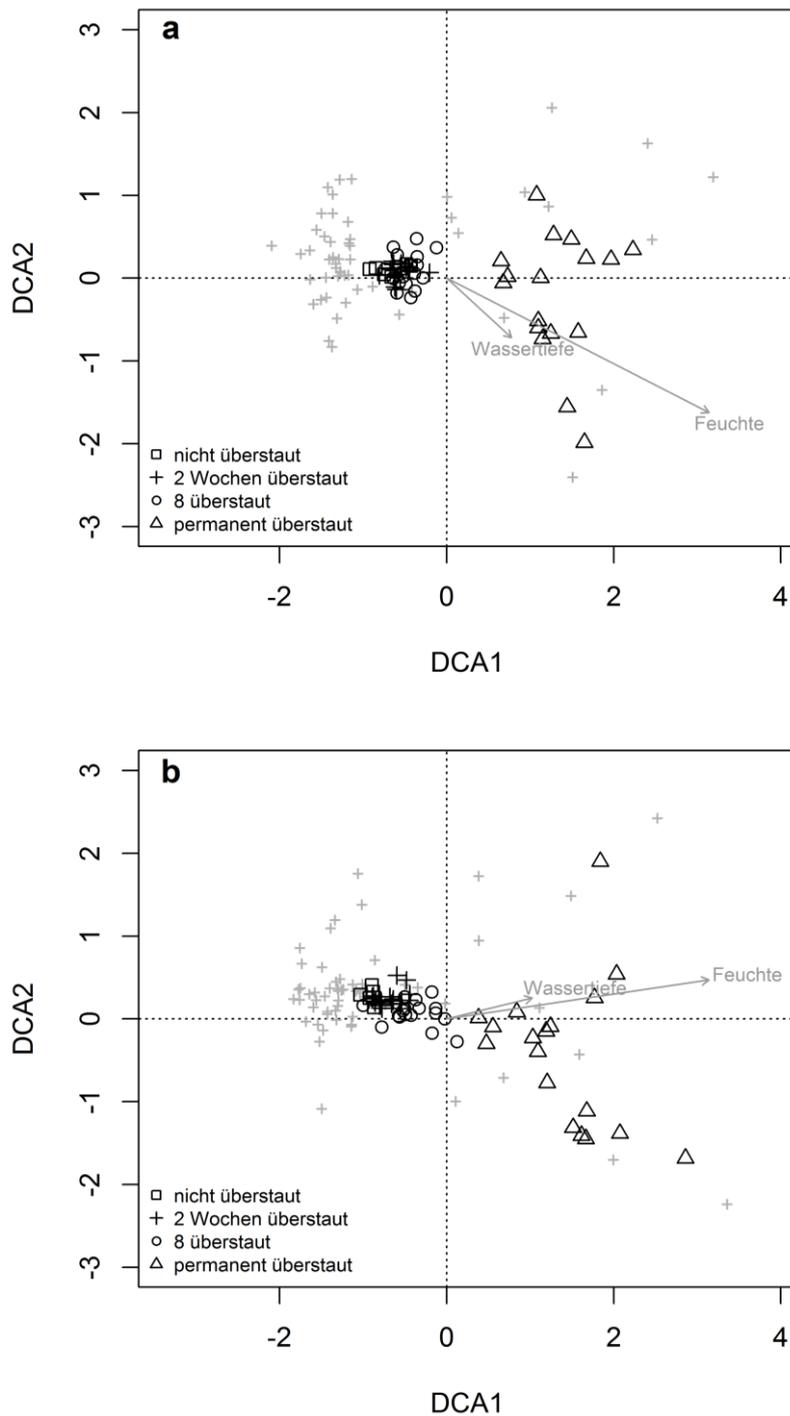


Abb. 25: Ordination (DCA) der Artenzusammensetzung von Bodenproben in Abhängigkeit von experimentellem Überstau der (a) oberen (Achsenlängen DCA1: 3,9; DCA2: 3,6) und (b) unteren Uferzone (Achsenlängen DCA1: 3,5; DCA2: 3,0) temporär überfluteter Ackersenken.

Die Pfeile zeigen die Korrelation der Wassertiefe und der Mediane des Ellenberg-Zeigerwertes für Feuchte mit den Ordinationsachsen an. Die Längen der Pfeile geben die Stärke der Korrelation an. Unterschiedliche Überstaudauern sind durch verschiedene Symbole dargestellt. Die Arten werden mit einem ‚+‘ dargestellt.

Effekte auf die Artenzahlen

Insgesamt liefen 65 Arten aus den Bodenproben auf (vgl. Anhang A12 bis A18), davon neun, die auf der Roten-Liste des Landes Brandenburg stehen. 54 Arten etablierten sich aus der oberen, 60 Arten aus Bodenproben der unteren Uferzone, wovon 49 Arten in beiden Uferbereichen auftraten. Die häufigsten Arten waren Froschlöffel (*Alisma plantago-aquatica* agg.) und Sumpfqüendel (*Peplis portula*), die in 93 % aller Proben aufliefen.

In der oberen Uferzone lagen die höchsten mittleren Artenzahlen in der nicht überstauten Kontrolle ($21,7 \pm 3,2$ Arten pro Topf, Mittelwert \pm Stabw). Flache Wasserstände mit kurzer oder intermediärer Überstauung veränderten diese Artenzahlen nicht wesentlich (Abb. 27). Intermediäre Überflutungsdauern mit hohen Wasserständen, wie auch permanente Überflutung führten dagegen zu einem signifikanten Rückgang der Artenzahlen (Kruskal-Wallis-Test: $H = 40,9$, $P < 0,0001$). Im unteren Uferbereich zeigte sich ein ähnliches Muster mit höchsten Artenzahlen in den kurz überstauten Behandlungen ($25,0 \pm 3,0$ Arten pro Topf) und niedrigeren Artenzahlen bei permanenter Überflutung (Kruskal-Wallis-Test: $H = 49,4$, $P < 0,0001$).

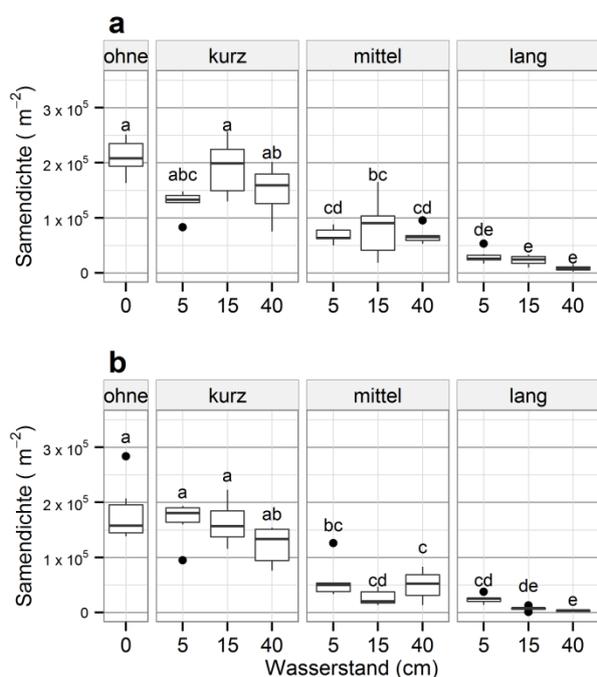


Abb. 26: Samendichte der (a) oberen und (b) unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken in Abhängigkeit experimenteller Überflutung. Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an ($P < 0,05$).

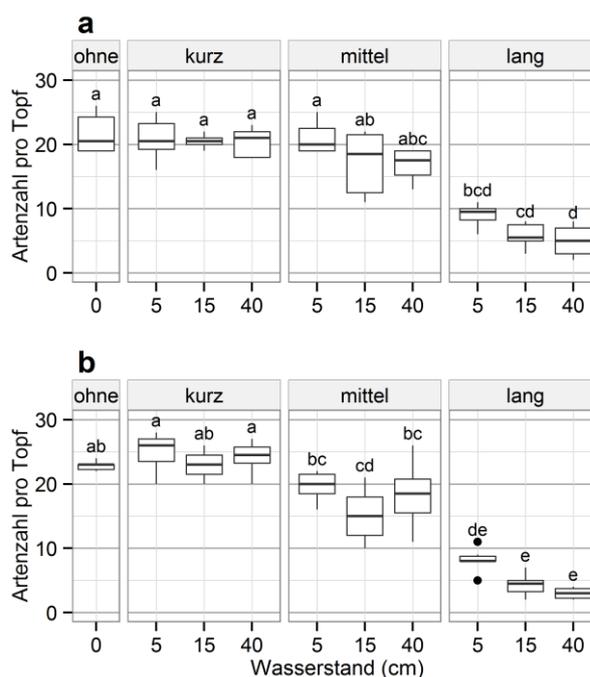


Abb. 27: Anzahl der pro Samenbankprobe (je ca. 0,65 l) aus der (a) oberen und (b) unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken bei experimenteller Überflutung aufgelaufener Arten. Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an ($P < 0,05$).

Änderung der Evenness unter verschiedenen Überflutungsregimes

Unabhängig von der Uferzone waren die Arten bei intermediärem oder langem Überstau am gleichmäßigsten verteilt (obere Uferzone; Kruskal-Wallis-Test: $H = 39,3$, $P < 0,0001$; untere Uferzone: $H = 49,5$, $P < 0,0001$; Abb. 28). Die Wassertiefe hatte keinen Einfluss auf die Evenness.

Einfluss von Überflutung auf den Naturschutzwert

In beiden Uferbereichen lag die Zahl der Rote-Liste-Arten pro Probetopf ohne oder bei kurzer Überstauung zwischen vier und sechs, bei mittlerem und vor allem bei langem Überstau lagen die Werte dann signifikant niedriger (obere Uferzone: $H = 29,4$, $P < 0,001$; untere Uferzone: $H = 44,0$, $P < 0,0001$; Abb. 29). Auch bei fehlender und temporärer Überflutung waren fast alle aufgelaufenen Rote-Liste-Arten amphibische Pflanzenarten, darunter Quirl-Tännel, Schlammling und Mäuseschwänzchen (Ludwig & Schnittler, 1996). Bei permanenter Überflutung liefen diese Arten auch auf, jedoch in geringeren Dichten. Dagegen wurde die bundesweit vom Aussterben bedrohte Sprossende Baumleuchteralge (*Tolypella prolifera*) ausschließlich bei intermediärer oder permanenter Überflutung beobachtet.

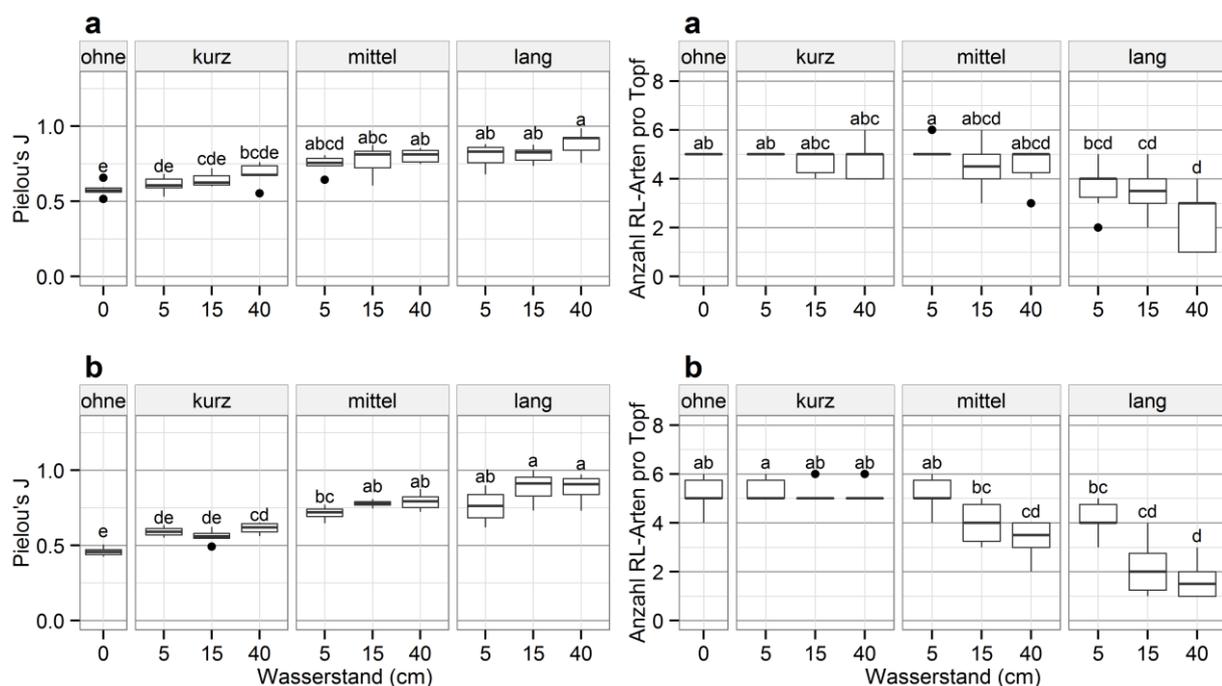


Abb. 28: Evenness der Arten die aus Bodenproben der (a) oberen und (b) unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken bei experimenteller Überstauung aufgelaufen sind.

Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an ($P < 0,05$).

Abb. 29: Anzahl der Rote-Liste-Arten, aufgelaufen aus Bodenproben der (a) oberen und (b) unteren Uferzone temporär überfluteter Ackersenken bei experimenteller Überstauung.

Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an ($P < 0,05$).

5.5.3 Diskussion

Variation der Artenzusammensetzung bei unterschiedlicher Überstauung

Die Ergebnisse zeigen, dass bei verschiedenem Überstauungsregime extrem unterschiedliche Artengemeinschaften aus der Samenbank von Uferzonen temporärer Gewässer auflaufen können. Die Pflanzengemeinschaften wurden dabei im Wesentlichen durch die Überstaudauer strukturiert, wobei es keine Unterschiede zwischen der oberen und der unteren Uferzone gab. Offensichtlich verbessert eine zunehmende Überflutungsdauer die Entwicklungsbedingungen von Wasserpflanzenarten, was zu einem nahezu vollständigen Artenaustausch von temporärer zu permanenter Überflutung führt. Bei permanenter Überflutung sind nur noch amphibische und einige Uferpflanzen, wie Froschlöffel (*Alisma* spp.), Ästiger Igelkolben (*Sparganium erectum*), sowie verschiedene Armelechteralgen aufgelaufen. Die große Variation in der Artenzusammensetzung der einzelnen Töpfe in dieser Behandlungsvariante kann mit einer ungleichen Samenverteilung in den beiden Uferbereichen, sowie mit Einflüssen des Wasserstandes erklärt werden. Die Sprossende Baumlechteralge wurde vor allem in Proben aus der oberen littoralen Zone gefunden, während die Zerbrechliche Armelechteralge (*Chara globularis*) und die Stachelspitzige Glanzlechteralge (*Nitella mucronata*) aus Proben des unteren Uferbereichs aufliefen. Die meisten amphibischen und Uferpflanzenarten traten vorwiegend bei flach überstauten Behandlungsvarianten auf, während andere Arten keine Bindung an bestimmte Wassertiefen zeigten. Im Gegensatz zu Felderhebungen, die einen klaren Feuchtegradienten der Pflanzengesellschaften temporärer Gewässer nachweisen konnten (Hoffmann, 1996; Altenfelder *et al.*, 2014), wurden keine solchen Gradienten in der Samenbank gefunden. Daher scheint die Artenzusammensetzung der Samenbank mehr durch das langfristige als durch das aktuelle Wasserregime eines Standortes bestimmt zu sein. Das kann durch die regelmäßige Bodenbearbeitung bedingt sein, die zu einer Verdriftung und Homogenisierung führen kann. Außerdem können jährlich schwankende Wasserstände, Ausbreitung schwimmfähiger Samen an der Wasseroberfläche oder Ausbreitung durch Vögel zu Unterschieden zwischen aktueller Vegetation und der Samenbank führen.

Der experimentelle Wasserstand hatte keinen Einfluss auf die Artenzusammensetzung, vermutlich deshalb, weil Überflutung unabhängig von der Wassertiefe zu konstanten Wassertemperaturen führt, unter denen nur ein bestimmter Anteil von Arten in der Lage ist zu keimen (Pons & Schröder, 1986). Es kann auch sein, dass die Pflanzen stärker auf die Lichtverfügbarkeit reagieren, die nicht notwendigerweise von der Wassertiefe abhängt (Wetzel, 2001), sondern sich durch Trübung sowie Beschattung aufgrund der Vegetationsdecke ändern kann. Während des Versuchs waren alle Wasserbecken in der Regel klar und ließen eine gute Lichttransmission zu. Diese Ergebnisse decken sich mit Untersuchungen von Casanova & Brock (2000), die nur geringe Auswirkungen der Wassertiefe auf die Artenzusammensetzung in australischen temporären Gewässern gefunden haben.

Auswirkungen auf Keimlingsdichten, Artenzahlen und Diversität

Sowohl Keimlingsdichten als auch die Artenzahlen waren bei fehlender oder kurzzeitiger Überstauung am höchsten. Dabei gab es keine Unterschiede zwischen Proben aus den beiden Uferbereichen. Auch dieses Ergebnis wird durch Untersuchungen von Casanova & Brock (2000) bestätigt, die den höchsten Artenreichtum in nicht überfluteten Proben festgestellt haben. Ein möglicher Grund dafür ist, dass sowohl terrestrische als auch amphibische Pflanzenarten gute Keimungsbedingungen bei fehlender oder nur kurzzeitiger Überflutung finden. Viele amphibische Pflanzenarten bilden keine Dormanz aus und laufen unabhängig vom Überflutungsregime auf (von Lampe, 1996). Unter überfluteten Bedingungen sind die Tag-Nacht-Temperaturamplituden weniger ausgeprägt, was die Keimung vieler amphibischer Pflanzenarten reduziert, da ein Großteil dieser Arten fluktuierende Temperaturen zur Keimung benötigt (Poschlod *et al.*, 1999). Außerdem sind bisher nur wenige Arten bekannt, die besser bei Überflutung keimen können als ohne (Poschlod *et al.*, 1999). Dies führt dazu, dass bei fehlendem Überstau höhere Keimlingsdichten festgestellt werden können (Collins *et al.*, 2013). Wasserpflanzen liefen nur zu einem geringen Teil aus den Proben auf und haben kaum zu den Artenzahlen in den temporär überstauten Behandlungsvarianten beigetragen.

In der vorliegenden Untersuchung nahm die Evenness der Arten mit zunehmender Überstaudauer zu. Diese Beobachtung deckt sich mit Ergebnissen von Weiher & Keddy (1999), die in Gewässern festgestellt haben, dass sich die Evenness mit abnehmender Artenzahl und Abundanz erhöht. Diese Ergebnisse können durch erhöhten Stress verursacht werden (Estrada-Villegas *et al.*, 2012), der mit zunehmender Überstaudauer zunimmt. Daher werden Arten, die nicht überflutungstolerant sind, unterdrückt und die Artenzahlen nehmen ab. Die verbleibenden stresstoleranten Arten laufen dann mit höherer Wahrscheinlichkeit in gleichen Häufigkeiten auf, was zu einer erhöhten Evenness führt. Da Stress in der Regel zu abnehmender Biomasse und Pflanzengröße führt (Grime, 1979), könnten aufgrund der geringeren Bedeutung von Konkurrenz kleinwüchsige Arten gefördert werden, die artenarme Pflanzengemeinschaften mit hoher Evenness bilden können, in denen alle Arten etwa gleich selten sind (Bock *et al.*, 2007). Andere Studien sind zu widersprechenden Ergebnissen bezüglich des Zusammenhangs von Artenzahl und Evenness gekommen (Stirling & Wilsey, 2001; Soininen *et al.*, 2012). Diese Autoren schlussfolgern, dass beide Diversitätsmaße von verschiedenen und unabhängigen ökologischen Prozessen abhängen. Ma (2005) hat diese Muster in Beziehung zu einer abweichenden Reaktion auf Bodeneigenschaften und zwar C-N-Verhältnis und Phosphorgehalt gesetzt. Da im Rahmen unserer Untersuchungen Bodenmischproben verwendet wurden, können solche Effekte hier ausgeschlossen werden.

Seltene Arten

Als Maß für den Naturschutzwert der auflaufenden Pflanzengemeinschaften wurde die Anzahl an Rote-Liste-Arten verwendet. Von anderen Untersuchungen ist bekannt, dass temporär überflutete Ackersenken einen hohen Naturschutzwert aufweisen (Hoffmann *et al.*, 2000; Lukacs *et al.*, 2013). Auch in den meisten der untersuchten Bodenproben wurden seltene Arten gefunden. Die relativ geringe Bodenmenge, die bei Samenbankanalysen untersucht werden kann, ist wohl eine Ursache dafür, dass weitere, im Untersuchungsgebiet nachgewiesene, seltene Arten, wie z.B. die Liegende Teichsimse (*Schoenoplectus supinus*) und Bauer's Armleuchteralge (*Chara baueri*) nicht in den Bodenproben auftraten (Hoffmann, 1996; Raabe, 2009).

Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Behandlungsvarianten waren nur marginal. Es traten jedoch aus allen Artengruppen von terrestrischen, über amphibische bis zu Wasserpflanzen, seltene Arten aus den meisten Proben auf. Diese Beobachtung deutet darauf hin, dass entlang des gesamten Überflutungsgradienten günstige Bedingungen für die Etablierung seltener Arten aus verschiedenen Pflanzengesellschaften vorlagen.

Projektteil 2 – Umsetzung in die Praxis

6.1 Einführung

Neben dem ersten Projektteil, der auf die Analyse der ökologischen Grundlagen abzielt, soll der zweite Projektteil der Umsetzung der Ergebnisse in die Praxis dienen. Dazu wurden die Ergebnisse zunächst auf internationaler und nationaler Ebene auf Tagungen und in Form von Publikationen der Fachöffentlichkeit zugänglich gemacht und diskutiert. Ein wesentliches Anliegen war darüber hinaus, die Landwirte in die Erarbeitung der Managementempfehlungen einzubeziehen. Dazu wurde eine Umfrage unter Landwirten aus Brandenburg durchgeführt, auf deren Flächen vernässte Ackersenken auftreten. Die Umfrage diente dazu, die übliche Bewirtschaftungsweise und mögliche Schwierigkeiten, wie z.B. besonders starker Wildkrautbesatz solcher Flächen, in Erfahrung zu bringen. Daneben sollte die Erfahrung der Landwirte mit dem Naturschutz und deren Akzeptanz möglicher Naturschutzmaßnahmen an Ackersenken erfragt werden. Einen weiteren Schritt in der Kommunikation mit allen Beteiligten stellte ein Workshop mit Landwirten, Behörden- und Naturschutzvertretern dar. In diesem wurde vor allem die Umsetzbarkeit vorgeschlagener Maßnahmen und Finanzierungsmöglichkeiten diskutiert.

Die Erkenntnisse beider Projektteile wurden schließlich in ein Konzept mit Managementempfehlungen für den Erhalt der Zwergbinsenbestände an temporär vernässten Ackersenken überführt.

6.2 Öffentlichkeitsarbeit

6.2.1 Publikationen

Albrecht, H., Altenfelder, S., Raabe, U. 2015. Konzeptentwicklung zum Schutz der Vegetation saisonal vernässter Ackersenken (DBU-Projekt No. 29317-33/0). In: Meyer, S., Leuschner, C., 2015. 100 Äcker für die Vielfalt – Initiativen zur Förderung der Ackerwildkrautflora in Deutschland. Universitätsverlag, Göttingen. S. 80–83.

Albrecht, H., Prestele, J., Altenfelder, S., Wiesinger, K. & Kollmann, J. 2014. New approaches to the conservation of rare arable plants in Germany. In: Proceedings 26th German Conference on Weed Biology and Weed Control. March 11 – 13, 2014, Braunschweig, Germany. Julius Kühn-Archiv 443: 180-189. Online im Internet: URL: <http://pub.jki.bund.de/index.php/JKA/article/view/2864/305>

Altenfelder, S., Raabe, U., Albrecht, H. 2014. Effects of water regime and agricultural land use on diversity and species composition of vascular plants inhabiting temporary ponds in northeastern Germany. *Tuexenia* 34: 145–162.

Altenfelder, S., Schmitz, M., Poschlod, P., Kollmann, J., Albrecht, H.: Managing plant species diversity under fluctuating site conditions – the case of temporarily flooded depressions. *Wetlands, Ecology and Management*; im Review-Verfahren.

Altenfelder, S., Kollmann, J., Albrecht, H.: Effects of farming practice on populations of threatened amphibious plant species in temporarily flooded arable fields – implications for conservation management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*; im Druck.

Altenfelder, S.: Conservation on the edge: habitat conditions and management strategies to maintain amphibious plant communities of temporarily flooded field ponds in north-east Germany. Dissertation an der Technischen Universität München, eingereicht.

6.2.2 Tagungsbeiträge

Albrecht, H., Altenfelder, S., 2012. Ackerwildkrautschutz auf temporär vernässten Ackerflächen. Exkursionstagung zum Schutz der Ackerwildkräuter, 21. – 23. Juni, Bad Frankenhausen.

Albrecht, H., Prestele, J.W., Altenfelder, S., van Elsen, T., Meyer, S., Wiesinger, K., Kollmann, J., 2013. Symposium 'Restoration of Arable Plants', 20. – 22. Juni 2013, Freising.

Altenfelder, S., Schmitz, M., Brockard, M., Albrecht, H., Kollmann, J., 2013. Conservation management of rare species in seasonally wet fields – the impact of water level dynamics. Symposium 'Restoration of Arable Plants', 20. – 22. Juni 2013, Freising.

Altenfelder, S., Schmitz, M., Kollmann, J., Albrecht, H., 2014. Effects of hydroperiod and depth of inundation on diversity and species composition of temporarily flooded ponds in north-eastern Germany. *Wetlands Biodiversity and Services: Tools for Socio-Ecological Development*, 14. – 18. September 2014, Huesca, Spanien.

Altenfelder, S., Kollmann, J., Albrecht, H., 2015. Effects of farming and flooding on population dynamics of amphibious plants in temporarily flooded arable fields. 17th Symposium of the European Weed Research Society, 23. – 26. Juni 2015, Montpellier, Frankreich.

6.2.3 Studentische Arbeiten

Braun, J.-P., 2015. Befragung landwirtschaftlicher Betriebe zu Artenschutzmaßnahmen auf Ackerflächen. Projektarbeit, TU München.

Brockard, M., 2013. Einflüsse von Licht, Temperatur und Überstau auf die Keimung von *Peplis portula* und *Myosurus minimus*. Bericht zum Praktikum Experimentelle Renaturierungsökologie, TU München.

Fenn, L., Naumann, J., 2013. Effekte von Überstauung auf Keimung, Wachstum und Reproduktion von *Limosella aquatica* und *Peplis portula*. Bericht zum Praktikum Experimentelle Renaturierungsökologie, TU München.

Hohl, A., 2014. Keimungsexperimente: *Elatine alsinastrum* L. (Quirl-Tännel) und *Limosella aquatica* L. (Schlammling). Bericht zum Praktikum Experimentelle Renaturierungsökologie, TU München.

Riese, M. 2015. Die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf die Diasporenbank von *Elatine alsinastrum*, *Limosella aquatica*, *Myosurus minimus* und *Peplis portula*. Bericht zum Praktikum Experimentelle Renaturierungsökologie, TU München.

Schmitz, M., 2013. Der Einfluss von Überflutung auf die Diasporenbank und Artenzusammensetzung von Zwergbinsengesellschaften sowie auf funktionelle Merkmale der Zielart *Elatine alsinastrum*. Projektarbeit, TU München.

Sebald, S., 2014. The effects of flooding on germination of different provenances of *Limosella aquatica* and *Schoenoplectus supinus*. Bericht zum Praktikum Experimentelle Renaturierungsökologie.

6.2.4 Organisierte Tagungen

Symposium 'Restoration of Arable Plants'. 20. – 22. Juni 2013, Freising.

Workshop 'Management und Schutz der Vegetation saisonal vernässter Ackersenken – Erfahrungsaustausch zwischen Wissenschaft und Praxis'. 16. März 2015, Angermünde.

6.3 Befragung von Landwirten zur Akzeptanz von Schutzmaßnahmen

6.3.1 Konzeption und Ziele

Im Rahmen einer studentischen Projektarbeit (Braun, 2015) wurde eine Befragung von Landwirten in Brandenburg in Form von Telefoninterviews durchgeführt.

Zur erfolgreichen Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen im Agrarbereich ist es von großer Bedeutung, die Landwirte als wichtigste Akteure in der Landbewirtschaftung mit einzubinden. Deshalb wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen auch die betroffenen Landwirte befragt. Diese Befragung soll deren Interesse an dem naturschutzfachlichen Wert von Söllen und Ackersenken herausstellen und Informationen über ihren bisherigen Umgang mit diesen Flächen erbringen. Es wurden zudem auch die ökonomischen Aspekte der vernässten Ackersenken und Fördermöglichkeiten angesprochen. Dabei sollten die Probleme der Landwirte mit bisherigen Initiativen zum Naturschutz in der Landwirtschaft erfragt werden und wie man diese in ihrem Sinne verbessern kann. Die Befragung sollte nicht zuletzt auch dazu dienen, die Landwirte in der weiteren Umsetzung einzubeziehen und durch die Interviews eine realistischere Einschätzung der Möglichkeiten für den Schutz der Ackersenken zu erhalten.

Im Einzelnen sollten mit den Interviews folgende Fragen behandelt werden:

- i. Informationsstand der Landwirte zum naturschutzfachlichen Wert von saisonal vernässten Ackersenken?
- ii. Welche Probleme gab es bisher mit Naturschutzinitiativen und welche Verbesserungsvorschläge werden von den Landwirten gemacht?
- iii. Welche Meinung besteht zu den Managementempfehlungen zu Ackersenken?
- iv. Wie werden die ökonomischen Aspekte von Naturschutz auf Ackerflächen bewertet?
- v. Einbinden der Landwirte in die Erstellung des Naturschutzkonzeptes.
- vi. Ableiten von Handlungsvorschlägen, die für die Landwirte wichtig sind.

6.3.2 Methodik

Befragung der Landwirte

Die Interviews wurden mit zehn Landwirten aus dem nördlichen Brandenburg von Dezember 2014 bis Januar 2015 telefonisch geführt. Zur Aufnahme der Daten wurde ein leitfadengestütztes Experteninterview geführt, wobei Liste mit offenen Fragen die Gesprächsgrundlage bildet (Gläser & Laudel, 2010). Der Interviewleitfaden bildet die Grundlage des Gespräches und gliedert sich in diesem Fall in drei Themenblöcke (vgl. Anhang A 19).

Der erste Frageblock begann mit einem zu diesem Zeitpunkt aktuellen Thema, der Greening-Verordnung der EU-Agrarpolitik, die zum 01.01.2015 in Kraft getreten ist. Dieses Thema wurde gewählt, weil die Landwirte mit diesem Thema vertraut sind und daher gut in das Gespräch starten können. Außerdem könnte die Greening-Verordnung auch direkt Auswirkungen auf Sölle haben, da diese aufgrund der neuen Regelung als Vorrangflächen gelten.

Im zweiten Themenblock wurde der naturschutzfachliche Wert der temporär vernässten Ackersenken thematisiert und Maßnahmen, die für diese Lebensräume förderlich wären. Damit sollte erfasst werden, inwieweit die Landwirte Interesse an Naturschutz und Umwelt zeigen. Des Weiteren werden konkrete Fragen dazu gestellt, ob die Landwirte diese Maßnahmen oder Naturschutzkonzepte umsetzen oder unterstützen würden, um deren Bereitschaft zu einem Schutz von Ackersenken zu erfassen.

Im dritten Themenblock wurden allgemeine Fragen zu den Betrieben der Landwirte gestellt. Die letzte Frage bot den Befragten noch einmal Raum sich unabhängig von den vorherigen Fragen zu diesem Thema zu äußern. Der Interviewleitfaden ist im Anhang A19 zu finden.

Analyse der Interviews

Die Interviews wurden mit der inhaltlichen Strukturierung nach Mayring (2015) analysiert. Diese Methode ist besonders geeignet für kleine Stichproben, die keine aussagekräftige quantitative Auswertung zulassen. Im Untersuchungsgebiet gibt es nur wenige Betriebe, auf deren Flächen die seltenen Arten vorkommen. Zudem besitzen die Betriebe über sehr große Flächen). Ein zweiter wichtiger Punkt ist, dass sich die durch die offenen Fragen des Experteninterviews entstandenen Antworten gut mit Hilfe dieser Methode klassifizieren lassen. Zur Herausarbeitung für die Fragestellung relevanter Aspekte wurde die Technik der inhaltlichen Strukturierung genutzt. Dazu werden vor Analyse der Interviewmitschnitte Kategorien zu den relevanten Fragestellungen gebildet und die Interviews anschließend anhand dieses Categoriesystems analysiert.

Im Laufe der Analyse wurden fünf Kategorien gebildet, die für dieses Projekt relevant sind. In der ersten Kategorie ‚Interesse an Natur‘ wurden Aussagen der Landwirte zusammengefasst, die auf ein Interesse an der Natur allgemein und im speziellen an Söllen hinweisen. Die

Kategorie ‚Erfahrungen mit dem Naturschutz‘ wurde in zwei Unterkategorien geteilt. Sie befassten sich mit den Konflikten und den Gemeinsamkeiten, die Landwirte mit dem Naturschutz verbinden und erwähnen. In der dritten Kategorie ‚Bisheriger Umgang mit temporär vernässten Ackersenken‘ wurden die Erfahrungen der Landwirte mit den Nassstellen auf ihren Äckern zusammengefasst und wie sie bisher mit ihnen umgegangen sind. Die vierte Kategorie, ‚Wirtschaftliche Aspekte‘ umfasste alle Aussagen der Landwirte zu den ökonomischen Auswirkungen von temporär vernässten Ackersenken. Außerdem sollten auch die Aussagen zu Fördergeldern in dieser Kategorie behandelt werden. Die letzte Kategorie, ‚Meinungen zu Managementempfehlungen‘ enthielt Aussagen darüber, wie die Landwirte zu dem Management von Nassstellen stehen und was ihrer Meinung nach dabei wichtig ist. In Tab. 16 ist die Anzahl der Aussagen aufgelistet, die in die fünf Kategorien eingeflossen sind. Dabei flossen aus den Interviews meist mehr als eine Aussage in die Kategorien ein, da die Kategorien nicht nur in einem Abschnitt behandelt werden, sondern im Verlauf des Interviews wiederholt angesprochen werden.

Tab. 16: Anzahl der Aussagen, die nach der Analyse in die jeweilige Kategorie eingeflossen sind.

Kategorie	Anzahl der Aussagen
Interesse an Natur	39
Bisheriger Umgang mit Ackersenken	35
Erfahrungen mit dem Naturschutz	37
Ökonomische Aspekte vernässter Ackersenken	46
Meinungen zu Managementempfehlungen	43

6.3.3 Ergebnisse

Interesse an Natur

Neun von zehn der befragten Landwirte gaben an, dass sie gerne weitere, schriftliche Informationen zum Thema der Ackersenken hätten. Dazu die Aussage eines Landwirts: *„Ja klar, wenn man damit zu tun hat, dann sollte man sich dafür auch interessieren.“* Grundlegend haben sich viele mit Söllen beschäftigt, da sie in der Greening-Verordnung der EU, von Anfang 2015 als Ausgleichsflächen geführt werden (acht von zehn Landwirten).

Einige Landwirte hatten sich aber auch näher mit dem Thema auseinandergesetzt und besaßen ein gewisses Fachwissen zum Thema Ackersenken. Dazu gehört genauere Kenntnisse zur Größe der Ackersenken auf ihren Schlägen, über die Wasserdynamik oder über das Vorkommen seltener Seggen- oder Algenarten.

Erfahrungen mit dem Naturschutz

Gemeinsamkeiten mit dem Naturschutz

Die Landwirte betonten, dass sich ihr Umgang mit echten, nicht ackerbaulich genutzten Söllen bereits verbessert hätte. Ältere Landwirte berichteten über teilweise zerstörerische Meliorationsmaßnahmen vor der Wiedervereinigung, andere hatten Erfahrung mit der Anlage von nicht genutzten Pufferstreifen um kartierte Sölle. Vor allem für den Schutz der nicht landwirtschaftlich genutzten Sölle gab es eine breite Zustimmung, und einzelne Landwirte forderten sogar, hier noch aktiver zu werden. Einige Landwirte waren der Auffassung, dass die bestehenden gesetzlichen Naturschutzvorgaben bereits ausreichen würden. Dabei wurde besonders auf die aktuellen Abstandsregelungen Bezug genommen. Beispielsweise wurde gesagt: *„Deshalb berücksichtigen wir das ja und halten ja entsprechend die Abstände“* oder *„Wir haben einen fünf Meter Grasstreifen drum und bei temporären Vernässungen auf dem Acker, da wird kein Dünger und Pflanzenschutz gespritzt.“* Sollte noch mehr Naturschutz auf den Flächen gefordert werden, ist den Landwirten wichtig, dass dieser *„wirtschaftlich abgesichert“* ist oder es mehr Fördermittel in diesem Bereich gibt um die Sölle zu erhalten und aufzuwerten.

Konflikte mit dem Naturschutz

Sechs der zehn Landwirte berichten von konkreten Konflikten mit dem Naturschutz (Abb. 30). Mehrmals wurde dabei der Biber als Beispiel angeführt: *„Heute haben wir natürlich das Problem überall haben sie den Biber wieder angesiedelt und der Biber baut Stauchen und dann läuft es in den Gräben nicht ab und wir spüren das auch dem Acker.“* Andere berichten, dass der Naturschutz verhindert, dass Landwirte die Sölle ausbaggern. Außerdem werden die Flächenforderungen der Naturschützer kritisiert. Ein weiterer Kritikpunkt ist der bürokratische Aufwand für Naturschutzmaßnahmen, den ein großer Teil der Landwirte für zu hoch hält. Der Dialog mit den Naturschützern wird kaum gesucht, eher schrecken die Landwirte davor zurück, sich mit dem Naturschutz einzulassen: *„dummes Palaver von irgendwelchen Naturschutzverbänden, hab ich keine Lust zu.“* Außerdem sind die Landwirte der Meinung, nicht genug eingebunden zu sein. Dabei stört es sie, dass die Naturschützer *„immer die Rechnung ohne die Landwirte machen wollen“* und die Bestimmungen von *„oben“* einfach diktiert werden und oft auch wieder geändert werden. Hier wurde auf die sich häufig ändernden EU-Richtlinien Bezug genommen. Einige Landwirte wollen nicht, dass der Naturschutz auf ihre Kosten durchgeführt wird. Dazu meinte ein Landwirt beispielsweise: *„Ich bin jedenfalls nicht bereit dazu auf meine Kosten Umweltprojekte zu fördern“*. Es werden dabei der Naturschutz und die Gesellschaft in der Pflicht gesehen.

Bisheriger Umgang mit temporär vernässten Ackersenken

Argumente und Förderung für Sölle

Sölle in Ackerschlägen wurden von acht der zehn Befragten als positiv angesehen. Dieses positive Einstellungs zielte aber nur auf permanente, nicht genutzte Sölle und nicht für die

temporär vernässten Ackersenken. Die permanenten Sölle wurden als fester Bestandteil der Landschaft angesehen und störten die Landwirte nicht. Von den Interviewpartnern wurden auch positive Eigenschaften der Sölle, wie Funktion zur Wasseraufnahme, genannt. Dazu ein Beispiel: *„da bringt es viel diese Sölle auszukoffern, damit die endlich wieder Wasser aufnehmen können, da das einfach überschlämmt, da ist einfach so viel, dass es nichts mehr aufnehmen kann.“*. Viele dieser Sölle wurden von den Landwirten deshalb auch regelmäßig gepflegt. Außerdem wurden die Sölle in ihrer Funktion als Rückzugsgebiet für Tiere und Pflanzen positiv bewertet. Es wurde beispielsweise gesagt: *„[...] für die Tiere selber ist das natürlich ein wunderbares Rückzugsgebiet“*.

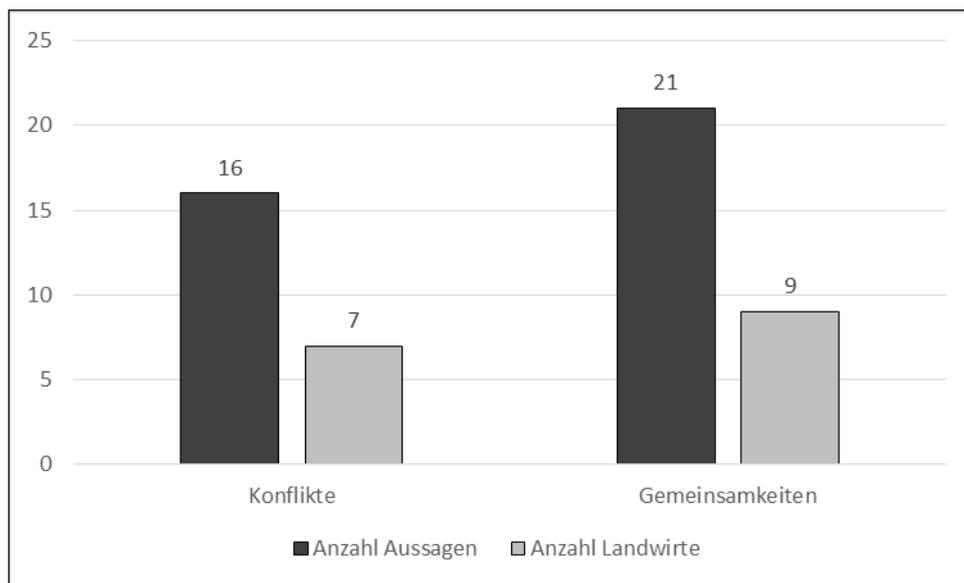


Abb. 30: Aussagen zu den Konflikten und Gemeinsamkeiten von Landwirten und Naturschutz. Es werden mehr Aussagen zu Gemeinsamkeiten gemacht, wobei diese auch von mehr Landwirten getätigt werden. Insgesamt wurden zehn Landwirte interviewt.

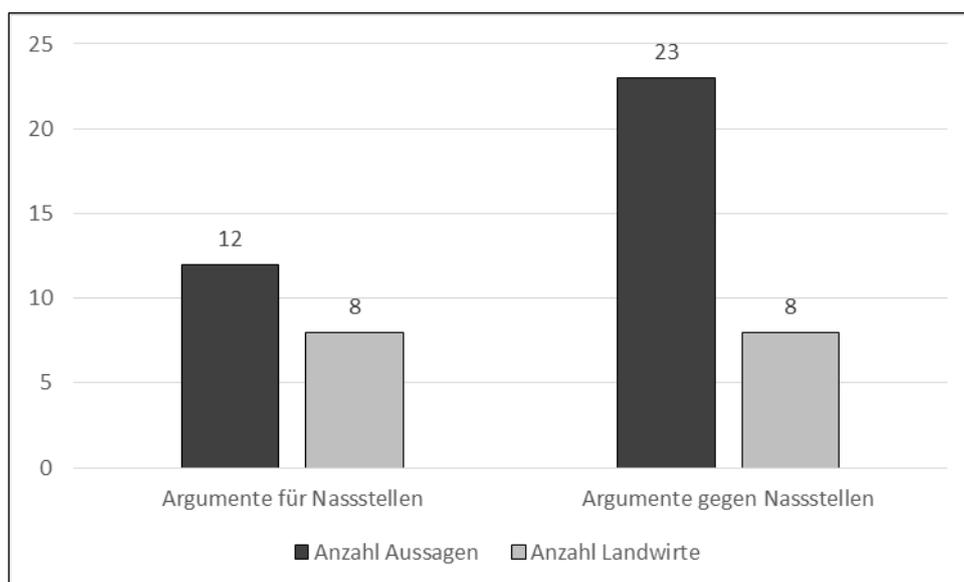


Abb. 31: Argumente für und gegen Ackersenken. Insgesamt wurden zehn Landwirte interviewt.

Argumente und Maßnahmen gegen temporär vernässte Ackersenken

Im Gegensatz zu den Söllen waren temporäre Ackersenken bei den Landwirten nicht gerne gesehen (Abb. 31). Dafür wurden von ihnen mehrere Argumente genannt, die gegen einen Erhalt dieser Standorte sprechen. Ein wichtiges Argument, das oft angeführt wurde, war, dass die Größe der Ackersenken je nach Niederschlagsmenge variiert und in feuchten Jahren die Erträge und Nutzbarkeit erheblich beeinträchtigen. Folglich wird auch versucht, die temporären Ackersenken möglichst klein zu halten. Als Maßnahmen werden Drainagerohre und das Ausbaggern der Sölle als Wassersammelbecken am häufigsten genannt. Wichtig ist für die Landwirte außerdem, dass die temporär vernässten Stellen auf den Äckern möglichst schnell wieder genutzt werden können. Damit soll das Aufkommen von Wildkräutern verhindert und der Ertrag dieser Flächen gesichert werden.

Wirtschaftliche Aspekte

Pachtflächen und -preise

Besondere Probleme sehen die Landwirte bei vernässten Ackersenken auf gepachteten Flächen, da die Pacht bezahlt werden muss, auch wenn der Überstau eine Nutzung verhindert. Zudem müssen die Flächen bei Pachtende im ursprünglichen Zustand zurückgegeben werden, was eine Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen erschwert und den Unterhalt von Drainagen u.a. erfordert. Dabei spielen auch die steigenden Pachtpreise eine Rolle, die es immer schwieriger machen die Flächen gewinnbringend zu bewirtschaften. Insgesamt wird befürchtet, dass die nutzbare Fläche abnimmt, wenn temporär vernässte Ackerstellen geschützt werden.

Ernteauffälle durch temporär vernässte Ackersenken

Die Ertragseinbußen für die Landwirte beschränkten sich auf den Randbereich der permanenten Sölle und auf Stellen, an denen es zu temporärer Vernässung kommt. Die Landwirte berichteten, dass diese Einbußen auf den betroffenen Flächen bis zu einem Totalausfall der Ernte führen können. Es wurden auch Zahlen zu den Einbußen genannt: einmal war von 3–5 % des Gesamtertrags die Rede, ein anderer Landwirt meinte, dass er auf 10–12 ha Ertragseinbußen erleiden würde. Neben diesen Einbußen, die als Grund für die Drainage der Ackersenken genannt werden, wird die hohe Variabilität der Größe der Nassstellen angeführt. Ein Landwirt beschreibt die Auswirkungen der Drainage so: „Also es waren vor ein paar Jahren noch zwanzig Hektar, die wir rausgenommen haben, als Flächen die wir nicht nutzen konnten und jetzt sind wir runter auf zwei Hektar“. Insgesamt sind die Sicherung der Rentabilität und die Verbesserung der Bewirtschaftbarkeit wichtige Argumente für die Trockenlegung der Ackernassstellen.

Ausgleich für die Landwirtschaft

Bei der Frage nach Fördermaßnahmen und möglichen Verbesserungen äußerten sich die Landwirte dahingehend, dass man die Ausfälle, die durch den Naturschutz entstehen

würden, ausgleichen sollte: „Für den Flächenentzug müssten dann mehr Fördermittel zur Verfügung gestellt werden, um wirtschaftlichen Schaden auszugleichen.“ Dabei wird gewünscht, dass sich die Ausgleichszahlungen an den Opportunitätskosten bemessen. Außerdem ist es ihnen wichtig, dass die Förderungsperioden längerfristig ausgelegt sind. Bei ausreichendem Ausgleich sind viele Landwirte zu einem Kompromiss zwischen Schutz und Nutzung bereit: „Kann man das alles machen aber ohne Entschädigung würde ich das nie machen.“

Meinung zu Managementempfehlungen

Insgesamt äußerten sich acht der zehn befragten Landwirte positiv zu Managementempfehlungen für den Naturschutz, sie formulierten aber auch Vorbehalte gegen diese Empfehlungen. Besonders zu beachten ist dabei, dass die permanenten Sölle deutlich besser akzeptiert sind als die temporär vernässten Ackersenken. Die Landwirte sahen einen gewissen Spielraum in der Auswahl der Flächen, wobei auf ertragsärmeren Standorten die Akzeptanz für Naturschutzmaßnahmen höher war. Bezüglich der Maßnahmen bestand Zurückhaltung vonseiten der Landwirte, da zu allgemeine Maßnahmen befürchtet werden, die „jede Pfütze“ unter Schutz stellen würde. Ein weiteres Argument gegen den Schutz temporär vernässter Ackersenken ist der Wildpflanzenbesatz mit Verdriftung von Problemunkräutern in die terrestrischen Nachbarbereiche.

Wichtig für die Landwirte ist, dass die temporären Ackernassstellen möglichst schnell wieder in die Nutzung genommen werden, um die Verunkrautung und die Ablagerung von Stauhorizonten zu verhindern. Ein wichtiger Punkt für die Landwirte ist hier auch, dass die Managementempfehlungen umsetzungsorientiert und realistisch sind und auch nur das schützen, was wertvoll ist. Sie sollten weiterhin nachvollziehbar und nachhaltig sein, unklare und kurzfristige Empfehlungen würden die Planungssicherheit beeinträchtigen.

6.3.4 Handlungsvorschläge

Basierend auf diesen Ergebnissen sollen im Folgenden Handlungsvorschläge abgeleitet werden. Besonders zu beachten sind dabei die Punkte Naturschutz, Kommunikation, Wirtschaftlichkeit und Projektumsetzung. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass bei den beteiligten Landwirten nicht von mangelndem Interesse am Themenbereich Naturschutz gesprochen werden kann (vgl. Ergebnisse zu „Interesse an Natur“ und „Gemeinsamkeiten mit dem Naturschutz“). Die Landwirte beschäftigen sich mit dieser Thematik und würden gerne mehr darüber wissen. Dieser Sachverhalt kann genutzt werden, um entsprechendes Wissen zu vermitteln und somit die Akzeptanz für Naturschutz zu steigern.

Wichtig wäre es, den Landwirten die Vorteile und den Nutzen von Naturschutz oder Landschaftselementen zu vermitteln. Dies zeigt auch der „Bisherige Umgang mit temporär vernässten Ackersenken“, der belegt, dass einige Funktionen der Sölle von den Landwirten durchaus positiv gesehen werden. Diese Wissensvermittlung erfordert eine sachliche Kommunikation zwischen Landwirten und Naturschutz-Akteuren, wie die Kategorie

„Erfahrungen mit dem Naturschutz“ zeigt, bisher als eher schwierig erachtet wird. Naturschutzmaßnahmen gelten als zu wenig abgestimmt und von oben diktiert. Dabei zeigt sich bei einigen Landwirten aber auch, dass sie dem Naturschutz generell nicht negativ gegenüberstehen, mit der bisherigen Umsetzung aber nicht zufrieden sind. In der Kategorie „Meinungen zu Managementempfehlungen“ zeigt sich, dass ein Großteil der Landwirte solchen Empfehlungen positiv gegenüberstehen, wenn auch noch Vorschläge zur Verbesserung gemacht werden. Auch die geführten Interviews zeigen, dass eine konstruktive Kommunikation mit den Landwirten zum Schutz von Ackersenken möglich ist.

Dieser Dialog wäre essentiell für die Entwicklung von Schutzmaßnahmen, damit allgemein akzeptierte Konzepte erarbeitet werden. Dabei sollte man die geplanten Naturschutzmaßnahmen im Vorhinein offen kommunizieren und die betroffenen Akteure bei der Erstellung und Umsetzung der Maßnahmen zu beteiligen um die Akzeptanz zu steigern.

Ein weiterer Punkt, der oft zur Sprache kam, waren die wirtschaftlichen Aspekte. Diese sollte bei der Erstellung von Naturschutzmaßnahmen größere Beachtung geschenkt werden. Den Landwirten ist es wichtig, dass die Opportunitätskosten, falls sie durch den Naturschutz entstehen, ausgeglichen werden. Dabei geht es den meisten nicht um ein Gewinnstreben, sondern um einen fairen Ausgleich und um eine Verringerung des Risikos, das infolge der Naturschutzmaßnahmen sehen. Dieser Themenbereich wird in den Kategorien „Bisheriger Umgang mit Ackersenken“ und „Wirtschaftliche Aspekte“ von vielen Landwirten angesprochen.

Zusammenfassend lassen sich aus den Interviews die Verbesserung der Kommunikation und der Zusammenarbeit durch stärkere Beteiligung aller Akteure, die Akzeptanzsteigerung der Landwirte durch Wissensvermittlung und die Beachtung der wirtschaftlichen Aspekte als wesentliche Handlungsempfehlungen zur Entwicklung nachhaltiger Schutzkonzepte ableiten.

6.4 Schutzkonzept und Managementempfehlungen

Umweltbedingungen und die Landnutzung bestimmen gemeinsam die Habitatbedingungen an temporär überstauten Ackersenken. Daher müssen beide Faktoren bei der Entwicklung von Schutzkonzepten für die Pflanzengemeinschaften dieser Standorte berücksichtigt werden. Die Einflüsse beider Faktoren wurden in diesem Projekt untersucht und sollen im Folgenden in die Formulierung von Managementempfehlungen einfließen.

Wasserstandsschwankungen als zentral bestimmender Umweltfaktor

In natürlichen Ökosystemen bestimmt ein komplexes Zusammenspiel von Mikroklima, Bodenbedingungen und den Eigenschaften der Begleitarten, welche Arten sich etablieren und welche Arten aufgrund ihrer spezifischen Anforderungen ausgeschlossen werden. In vom Menschen genutzten Ökosystemen tritt der Einfluss der Nutzung als weiterer Bestimmungsfaktor hinzu. In temporären Gewässern, bestimmt im Wesentlichen das Überflutungsregime, als Komplex aus Überstaudauer, Wassertiefe und Überstauzeitpunkt, die Diversität und Artenzusammensetzung. Andere abiotische Umweltfaktoren werden

durch die Überflutung beeinflusst oder spielen nur eine untergeordnete Rolle für die Artenzusammensetzung (van der Valk, 1981; Casanova & Brock, 2000). Unsere eigenen Untersuchungen haben gezeigt, dass vor allem die Länge der Überflutungsperiode einen Einfluss auf Diversität und Artenzusammensetzung hat. Im Feldbestand unter Konkurrenzbedingungen haben starke Wasserstandsschwankungen den Artenreichtum und die Anzahl von Arten der Zwergbinsengesellschaften am deutlichsten gefördert, während unter kontrollierten Bedingungen im Überstauversuch die höchsten Artenzahlen bei fehlender oder kurzzeitiger Überflutung festgestellt werden konnten. Brose & Tielbörger (2005) haben dazu festgestellt, dass auch im Feldbestand durch das Entfernen konkurrenzkräftiger und häufig unerwünschter Wildkräuter der Artenreichtum an amphibischen Pflanzenarten erhöht werden kann. Beobachtungen im Untersuchungsgebiet haben gezeigt, dass konkurrenzkräftige Wildkräuter wie Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli*) und Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum perforatum*) trotz kurzzeitiger Überstauung hohe und dichte Dominanzbestände ausbilden können, die dann die gewünschten, jedoch konkurrenzschwachen amphibischen Arten unterdrücken (siehe Abb. 32). Daher ist für die erfolgreiche Etablierung und Reproduktion amphibischer Pflanzenarten eine längere Überflutungsperiode notwendig.

Andere Umweltfaktoren, wie der Nährstoffgehalt im Boden, hatten dagegen eine eher untergeordnete Wirkung auf die Artenzusammensetzung.

Landwirtschaftliche Nutzung

In den vorliegenden Untersuchungen wurden die vier wesentlichen Bewirtschaftungsfaktoren ackerbaulicher Nutzung Bodenbearbeitung, Kulturensaat, Düngung und Herbizidbehandlung sowie deren Kombinationen untersucht. Ziel war es dabei, die konkreten Auswirkungen auf die ausgewählten Zielarten zu untersuchen, um gezielte Managementempfehlungen ableiten zu können.

Die Ergebnisse unserer vegetationskundlichen Untersuchungen im Bewirtschaftungsversuch zeigen, dass Herbizidbehandlung den Anteil an Zwergbinsenarten im Bestand sogar fördern kann, da viele der auf Äckern vorkommenden amphibischen Pflanzenarten Sommerannuelle sind in Wintergetreide deutlich nach der Anwendung der Pflanzenschutzmittel keimen und so nicht geschädigt werden (Keimexperimente S. 37, Einfluss auf Zwergbinsenarten S. 50). Auch in den populationsökologischen Erhebungen erhöhte sich die Pflanzendichte des Schlammlings nach Herbizidbehandlung im Bestand. Andererseits wurden dort die Individuendichten vom Mäuseschwänzchen und die Samendichten des Sumpfquendels reduziert. Das Mäuseschwänzchen ist eine winterannuelle Art, die in Winterkulturen während der Applikationszeit von Herbiziden aufläuft (vgl. Keimexperimente Abb. 13) und so davon direkt geschädigt wird. Der Schlammling dagegen ist eine sommerannuelle Art, die deutlich nach der Applikation aufläuft und dann möglicherweise sogar von der reduzierten Konkurrenz zu anderen Wildkräutern profitieren kann. Die Reduktion der Samendichten des Sumpfquendels könnten damit zusammenhängen, dass sich diese Art auch bei schon kurzen

Tagen und niedrigeren Temperaturen, wie sie im Untersuchungsgebiet im Frühjahr herrschen, etablieren kann (Abb. 12) und so möglicherweise noch von der Herbizidwirkung betroffen ist. Da in diesen Studien nur eine Kulturart und ein Herbizid getestet wurden, sollten diese Untersuchungen nicht verallgemeinert werden. Weitere Studien vor allem in sommerannuellen Kulturen werden empfohlen, um über die Wirkung von Herbiziden auf die amphibischen Ackerarten noch genauere Aussagen treffen zu können.



Abb. 32: An einer Ackersenke in Parstein, die bereits Mitte Mai 2012 trockengefallen war, führen dichte Bestände der Geruchlosen Kamille (*Tripleurospermum perforatum*) im Juni 2012 zu einer Unterdrückung der konkurrenzschwachen Zielarten.

Düngung und die Konkurrenz durch die eingesäte Kultur sowie deren Interaktionen haben die Anzahl an Zwergbinsenarten im Feldbestand reduziert, wobei die Gesamtartenzahl in Flächen mit Kultur, jedoch ohne Düngung am höchsten war. Kombinationen eingesäter Kultur, Düngung und Herbizidapplikation, sowie Kombinationen aus Kultureinsaat und Herbizidbehandlung haben dagegen zu den niedrigsten Artenzahlen geführt. Im Gegensatz dazu haben Kultureinsaat und Düngung den geringsten Effekt auf die untersuchten Arten auf Populationsebene gehabt. In der populationsökologischen Studie hat Düngung die Pflanzendichte des Schlammlings erhöht, während sie in Kombination mit Herbizidbehandlung zu reduzierten Samenzahlen im Boden geführt hat. Da Pflanzen unter Einfluss von Stickstoff größer werden, erhöht sich auch die Oberfläche der Pflanze, die Herbizide aufnehmen kann. Daher kann vermutet werden, dass gedüngte, größere Pflanzen auch höhere Dosen des Herbizids aufnehmen und so leichter absterben, was sich aufgrund

fehlender Reproduktion dieser Individuen auch negativ auf die Samenbank auswirkt. Die alleinige Konkurrenz der eingesäten Kultur hatte nur geringe Effekte auf Populationsebene. Im Feldbestand hat die Kultur die negativen Effekte der Herbizidbehandlung auf das Mäuseschwänzchen abgeschwächt, vermutlich, da sie höher gewachsen war als die Zielart und so viel von dem Herbizid abgefangen hat. Den positiven Effekt der Kultur auf die Diversität kann durch eine begrenzte Konkurrenz zwischen Kultur und Wildkräutern erklärt werden, da die Strategien beider Gruppen bei der Konkurrenz um Ressourcen sehr unterschiedlich sein können. Außerdem kann die Ansaat der Kultur in Reihen eine Rolle spielen. Zwischen den Reihen bleibt so Platz, wo die Konkurrenz zwischen Kultur und Wildpflanzen eher geringer ist (Olsen *et al.*, 2005; Marin & Weiner, 2014).

Generell war der Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung im Feldbestand auf die Artenzusammensetzung gegenüber den Effekten der Wasserstandsschwankungen eher gering. Weder die Konkurrenz durch die angebaute Kultur noch die Düngung zeigten an den temporär vernässten Ackerstandorten eindeutig negative Auswirkungen. Daher kann die ackerbauliche Nutzung solcher Standorte problemlos weiter erfolgen. Da jedoch in solchen abflusslosen Senken infolge lateralen Hangabflusses die Nährstoffgehalte in der Regel hoch sind, wird empfohlen, dort nur verhalten zu düngen, um unnötige Umweltbelastungen und erhöhte Konkurrenz zwischen konkurrenzkräftigen Wildpflanzen und den Zielarten zu vermeiden.

Die Untersuchungen zur Bodenbearbeitung haben gezeigt, dass dadurch die Samenbanken aller Zielarten reduziert wurden. Eine Ursache für den Rückgang in der Samenbank könnte sein, dass Bodenbearbeitung die Keimung der Zielarten anregt, die Pflanzen sich aber trotzdem nicht erfolgreich etablieren können und absterben („fatale Keimung“). In Bezug auf die Auswirkungen auf die Diversität kann Bodenbearbeitung unterschiedliche Auswirkungen haben. Bilalis *et al.* (2001) haben festgestellt, dass die Zahl der Wildkrautarten bei Direktsaatverfahren ohne Bodenbearbeitung niedriger waren als in einem System mit Bodenbearbeitung, was auf Hemmung der Keimung durch Pflanzenreste auf dem Boden zurückzuführen war. Generell besteht ein Problem bei der Reduktion oder bei der gänzlichen Unterlassung der Bodenbearbeitung darin, dass neu gebildete Samen in der obersten Bodenschicht oder direkt an der Bodenoberfläche liegen bleiben und keimende Samen so zu einem erheblichen Anstieg der Wildkrautkonkurrenz führen (Albrecht & Sprenger, 2008). Diese Situation erfordert oft eine deutliche Verstärkung der Pflanzenschutzmaßnahmen (Swanton *et al.*, 1993). Reduzierte oder fehlende Bodenbearbeitung führt auch zu einer Änderung der Artenzusammensetzung. So belegt die Auswertung von 34 Bodenbearbeitungsstudien von Albrecht & Sprenger (2008), dass von reduzierter Bodenbearbeitung vor allem kurzlebige Gräser wie Einjähriges Rispengras (*Poa annua*) oder ausdauernde Pflanzen wie Gewöhnliche Quecke (*Elytrigia repens*) und Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*) profitieren. Außerdem bestimmt der Zeitpunkt der Bodenbearbeitung die Artenzusammensetzung mit, da Sommerannuelle eher durch Bearbeitung im Frühjahr gefördert werden und Winterannuelle bei Bearbeitung im Herbst (Roberts, 1984; Fried *et al.*,

2008; Meiss *et al.*, 2010). So wird zur Förderung der annualen Zielarten und zur Vermeidung einer stärkeren Verunkrautung durch Problemarten empfohlen, die Bodenbearbeitung so lange beizubehalten wie die Bodenfeuchte eine solche Bearbeitung zulässt.

Managementkonzept zum Schutz der Vegetation temporär vernässter Ackerstandorte

In historischer Zeit hat die Diversität auf Äckern durch die menschliche Nutzung zugenommen (Odgaard, 1994; Berglund *et al.*, 2008; Skold *et al.*, 2010). Die meisten der Ackerwildkrautgemeinschaften haben sich an spezifische Bewirtschaftungsweisen angepasst (Burrlicher *et al.*, 1993; Fried *et al.*, 2008) und daher bedeutet ein Schutz dieser Arten und Artengemeinschaften eine Fortführung und gegebenenfalls Anpassung der landwirtschaftlichen Nutzung. Das bedeutet jedoch auch, dass eine Zusammenarbeit zwischen Landwirten und Naturschützern für den Schutz dieser Arten notwendig ist. Naturschützer sind beim Auffinden geeigneter bzw. vom Arteninventar her wertvoller Standorte gefordert (Abb. 33). Aufgrund der periodischen Wasserstandsschwankungen kann das auch mehrjährige Beobachtungen erfordern, da in trockenen Jahren die Bestände oft nur schlecht entwickelt sind. An Standorten, die für den Schutz der amphibischen Pflanzenartengemeinschaften bedeutsam sind, ist es dann wünschenswert, dass die Landwirte einer entsprechend angepassten Bewirtschaftungsweise zustimmen.

Ein sehr wesentliches Ergebnis dieses Projektes ist, dass eine Vielfalt an Umweltbedingungen, v.a. des Wasserregimes, und Bewirtschaftungsweisen auch eine Vielfalt an Arten und Artengemeinschaften mit sich bringt. Daher ist es anzustreben, diese Vielfalt wenn möglich zu fördern.

Naturschutzfachliche Anforderungen

Aus der Naturschutzsicht ist es wichtig, dass Habitate mit einem schützenswerten Arteninventar zunächst identifiziert werden. Das ist im Wesentlichen bereits geschehen und eine Vielzahl schützenswerter Standorte im Land Brandenburg ist bekannt. Sind die Standorte in einem guten ökologischen Zustand, was bedeutet, dass die Möglichkeit zur Fluktuationen des Wasserstandes besteht und keine effizienten Drainagesysteme vorhanden sind, sollten die Bewirtschaftungsmaßnahmen entsprechend den Ansprüchen der Arten angepasst werden (Abb. 33 und Abb. 34). Auf Flächen, wo Populationen der meisten amphibischen Zielarten noch vorhanden sind, der Wasserhaushalt der Habitate aber durch Eingriffe beeinträchtigt wurde, ist die Schaffung fluktuierender Wasserstände durch den Rückbau von Drainagen und die Schaffen flacher Ufer an vormals ausgebagerten Söllen möglich. Dadurch können sich die Populationen bei entsprechendem Wasserregime aus der Samenbank regenerieren. An Standorte, die zwar vom Wasserregime her günstig erscheinen, jedoch keine seltenen Arten (mehr) aufweisen, könnten regional gesammelte Samen der Zielarten ausgebracht werden. Alternativ ist es auch denkbar, solchen Standorten den Vorzug für Interessen des faunistischen Amphibienschutzes zu geben.

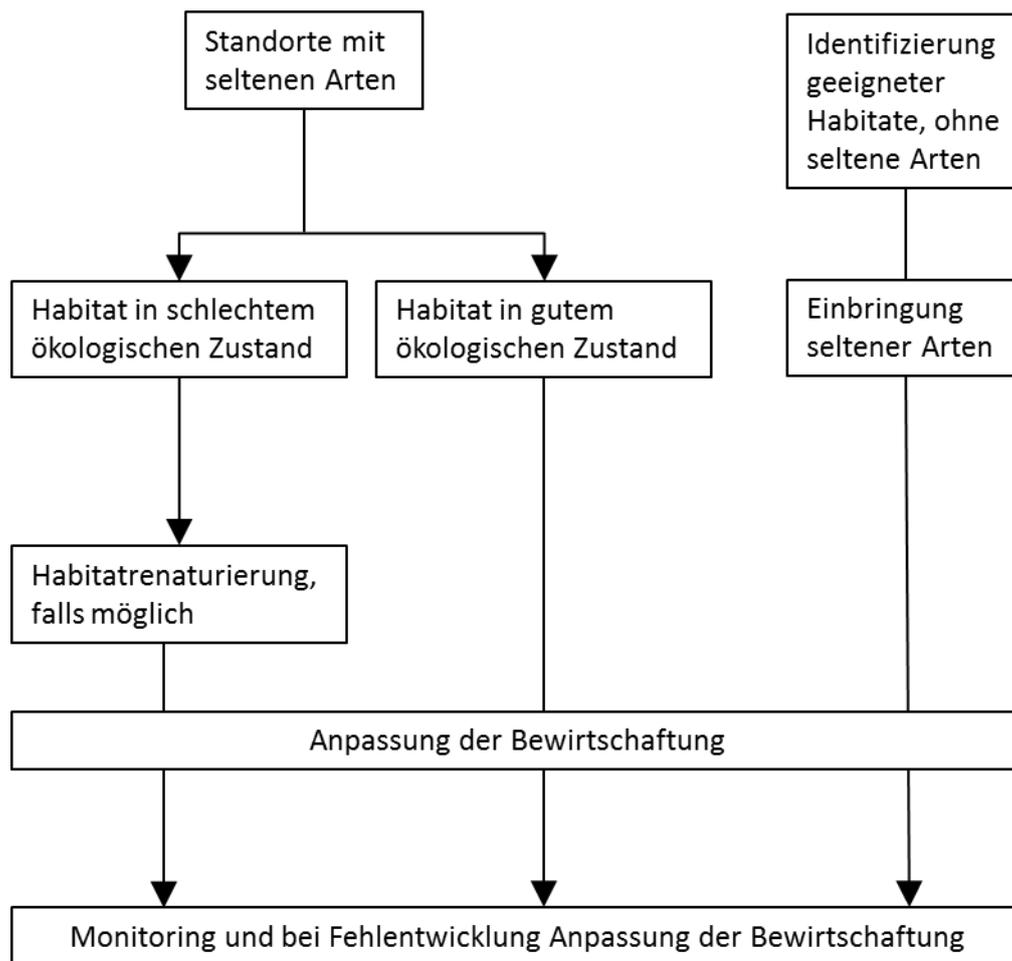


Abb. 33 Übersicht über die Schritte zur Identifizierung und Erhaltung passender Standorte und amphibischer Pflanzenarten an temporär vernässten Ackerstandorten.

Je nach ökologischem Zustand des Standortes (guter Zustand: Wasserstandsschwankungen sind möglich) und dem Auftreten seltener Arten sind mögliche Schritte zum Erhalt der Populationen und zur Verbesserung der Habitatqualität dargestellt.

Empfehlungen für ein angepasstes landwirtschaftliches Management

Abb. 34 zeigt eine Übersicht der Managementempfehlungen. Bei fehlender Überflutung in trockenen Jahren können die Flächen normal genutzt werden, bei Überflutung im Winter und Frühjahr beginnt die Bewirtschaftung in der Regel nach dem Abtrocknen. Falls die Kultur im Herbst bereits eingesät wurde und nicht aufgegangen ist, wird empfohlen, an Stellen mit seltenen Arten weitere Bewirtschaftungsmaßnahmen zu unterlassen. Sollte der Wildkrautdruck auf diesen Flächen zu hoch werden, könnten sie, wie von Berger & Pfeffer (2011) empfohlen, bis auf eine Höhe von 10 cm gemäht und das Mähgut abgetragen werden. Das würde die Samenproduktion und damit weitere Vermehrung der Wildkräuter verhindern, jedoch den niedrigwüchsigen Zielarten erlauben, sich zu reproduzieren. Zusätzlich werden so Amphibien und möglicherweise auch Gelege von Bodenbrütern erhalten. Um die Ausbreitung von Wurzelunkräutern wie Acker-Kratzdistel und Gewöhnlicher Quecke einzudämmen, kann es nötig sein, bestimmte Bereiche gezielt zu

bearbeiten oder lokal Herbizide anzuwenden. Es wird jedoch dringend empfohlen, den Bewirtschaftungserfolg sorgfältig mit den Effekten auf die seltenen Pflanzenarten abzuwägen. Generell sollten die temporär vernässten Ackerstandorte nur moderat gedüngt werden, da davon ausgegangen werden kann, dass der Nährstoffgehalt bereits sehr hoch ist (Lischeid & Kalettka, 2012). Um den Zielarten eine gute Entwicklung im Folgejahr zu ermöglichen, sollte die Bodenbearbeitung entsprechend der normalen Bewirtschaftungspraxis erfolgen. Dabei spielen Art und Zeitpunkt der Bodenbearbeitung eine untergeordnete Rolle, solange die Bearbeitung vor dem Wiederauffüllen der Senken erfolgt.

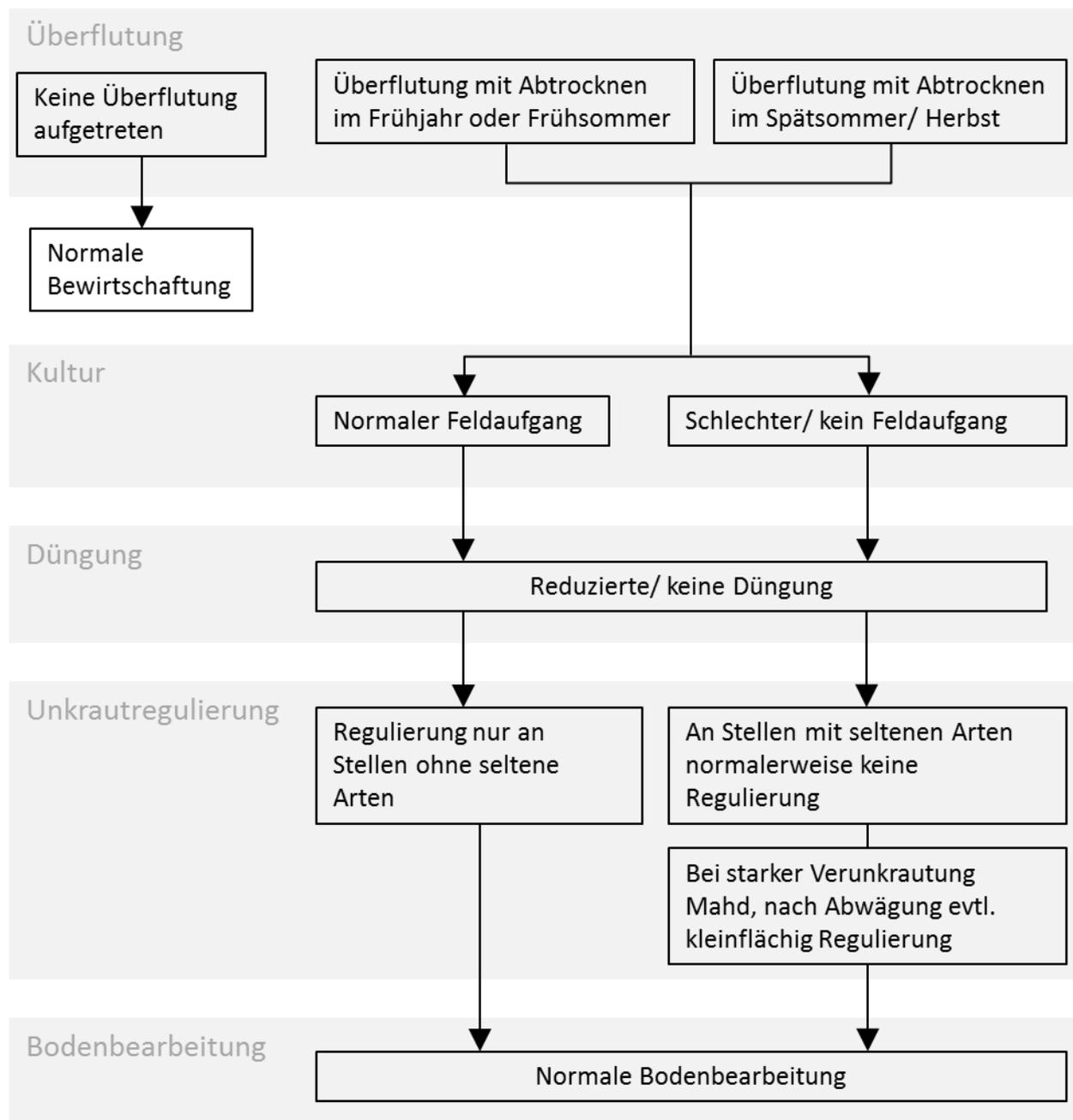


Abb. 34: Übersicht über die empfohlenen Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Je nach Überflutungsregime und Etablierung der angebauten Kultur im jeweiligen Jahr werden die empfohlenen Bewirtschaftungsmaßnahmen dargestellt.

Wie das Ökosystem der temporären Gewässer selbst, ist dieses Naturschutzkonzept auch sehr dynamisch und erlaubt eine Bewirtschaftung in trockenen Jahren. Wird dieses Konzept in bestehende Schutzprogramme, wie beispielsweise den Vertragsnaturschutz, oder als ökologische Vorrangflächen im Rahmen der Greening-Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik eingebunden, wird dem Landwirt so ein finanzieller Ausgleich ermöglicht, durch den er mögliche Verluste durch die Überflutung der Ackerflächen kompensieren kann. Das könnte ein möglicher wichtiger Anreiz für Landwirte sein, diese besonderen Habitate und deren Arten zu erhalten. Eine erfolgreiche Implementierung dieses Konzeptes und besonders ein finanzieller Ausgleich für die Landwirte wird im Folgenden eine Aufgabe des staatlichen Naturschutzes sein.

6. Literaturverzeichnis

- Albrecht, H., 1989. Untersuchungen zur Veränderung der Segetalflora an sieben bayerischen Ackerstandorten zwischen den Erhebungszeiträumen 1951/68 und 1986/88. *Dissertationes Botanicae* 141. Cramer / Borntraeger, Stuttgart.
- Albrecht, H., 1995. Changes in the arable weed flora of Germany during the last five decades. *Proc. 9th EWRS-Symposium „Challenges for Weed Science in a Changing Europe“*; Budapest, 10. - 12.7.1995, 41-48.
- Albrecht, H., 1999. Vergesellschaftung, Standorteigenschaften und Populationsökologie von Arten der Klasse Isoeto-Nanojuncetea auf Ackerflächen. *Mitteilungen des badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N.F.* 17, 403-417.
- Albrecht, H., Forster, E.M., 1996. The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria: I. seed content, species composition and spatial variability. *Vegetatio* 125, 1-10.
- Albrecht, H., Mattheis, A., 1998. The effect of organic and integrated farming on rare arable weeds on the Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) research station in southern Bavaria. *Biological Conservation* 86, 347-356.
- Albrecht, H., Sprenger, B., 2008. Long term effects of reduced tillage on the populations of arable weeds. In: Schröder, P., Pfadenhauer, J., Muench, J.C. (Eds.), *Perspectives for agroecosystem management. Balancing environmental and socioeconomic demands.* Elsevier, Amsterdam, Oxford, pp. 237-256.
- Altenfelder, S., Raabe, U., Albrecht, H., 2014. Effects of water regime and agricultural land use on diversity and species composition of vascular plants inhabiting temporary ponds in northeastern Germany. *Tuexenia* 34, 145-162.
- Baskin, C.C., Baskin, J.M., 2014. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination.* 2nd edition. Academic Press, San Diego.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2014. *lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4.*
- Berger, G., Pfeffer, H. (Eds.), 2011. *Naturschutzbrachen im Ackerbau. Anlage und optimierte Bewirtschaftung kleinflächiger Lebensräume für die biologische Vielfalt - Praxishandbuch.* Natur & Text, Rangsdorf.
- Berger, G., Pfeffer, H., Andreas, S., Hoffmann, J., 2003. Nature protection in agricultural landscapes by setting aside unproductive areas and ecotones within arable fields. *Journal of Nature Conservation* 11/3, 221-233.
- Berglund, B.E., Gaillard, M.-J., Bjorkman, L., Persson, T., 2008. Long-term changes in floristic diversity in southern Sweden: palynological richness, vegetation dynamics and land-use. *Vegetation History and Archaeobotany* 17, 573-583.
- Bilalis, D., Efthimiadis, P., Sidiras, N., 2001. Effect of three tillage systems on weed flora in a 3-year rotation with four crops. *Journal of Agronomy and Crop Science (Zeitschrift für Acker- Und Pflanzenbau)* 186, 135-141.
- Bilalis, D., Papastylianou, P., Konstantas, A., Patsiali, S., Karkanis, A., Efthimiadou, A., 2010. Weed-suppressive effects of maize-legume intercropping in organic farming. *International Journal of Pest Management* 56, 173-181.
- Bilz, M., Kell, S.P., Maxted, N., Lansdown, R.V., 2011. *European Red List of Vascular Plants.* Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Bing, 2012, 2015. *Luftbilder zu den Untersuchungsgebieten Brandenburg und Westpolen.*

- Bissels, S., Donath, T.W., Hölzel, N., Otte, A., 2005. Ephemeral wetland vegetation in irregularly flooded arable fields along the northern Upper Rhine: the importance of persistent seedbanks. *Phytocoenologia* 2-3, 469-488.
- Blümel, C., Raabe, U., 2004. Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 13, 9-26.
- Bock, C.E., Jones, Z.F., Bock, J.H., 2007. Relationships between species richness, evenness, and abundance in a southwestern Savanna. *Ecology* 88, 1322-1327.
- Braun, J.-P., 2015. Befragung landwirtschaftlicher Betriebe zu Artenschutzmaßnahmen auf Ackerflächen. Projektarbeit, TU München.
- Brock, M.A., Nielsen, D.L., Crossle, K., 2005. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshwater Biology* 50, 1376-1390.
- Brockard, M., 2013. Einflüsse von Licht, Temperatur und Überstau auf die Keimung von *Peplis portula* und *Myosurus minimus*. Bericht zum Praktikum Experimentelle Renaturierungsökologie, TU München.
- Brose, U., Tielbörger, K., 2005. Subtle differences in environmental stress along a flooding gradient affect the importance of inter-specific competition in an annual plant community. *Plant Ecology* 178, 51-59.
- Burricher, E., Hüppe, J., Pott, R., 1993. Agrarwirtschaftlich bedingte Vegetationsanreicherung und -verarmung in historischer Zeit. *Phytocoenologia* 23, 427-447.
- BVVG, 2004. Land Brandenburg - Regionale Wertansätze 2004. 1-43.
- Casanova, M.T., Brock, M.A., 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology*, 237-250.
- Cherry, J.A., Gough, L., 2006. Temporary floating island formation maintains wetland plant species richness: The role of the seed bank. *Aquatic Botany* 85, 29-36.
- Collins, D.P., Conway, W.C., Mason, C.D., Gunnels, J.W., 2013. Seed bank potential of moist-soil managed wetlands in east-central Texas. *Wetland Ecology Management* 21, 353-366.
- Conert, H.J., Hamann, U., Schultze-Motel, W., Wagenitz, G. (Eds.), 1974. *Hegi. Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Dicotyledones - Teil 3*. Paul Parey, Berlin.
- Connell, J.H., 1983. On the prevalence and relative importance of interspecific competition - evidence from field experiments. *American Naturalist* 122, 661-696.
- de Mendiburu, F., 2014. *agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. R package version 1.1-7.
- Deil, U., 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands - a global perspective. *Phytocoenologia* 35, 533-705.
- Della Bella, V., Bazzanti, M., Dowgiallo, M.G., Iberite, M., 2008. Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia* 597, 85-95.
- Dreger, F., 2002. Sölle - Bedeutung für die Biodiversität in Agrarlandschaften unterschiedlicher Landschaftsräume. *Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 36, 88-92.
- DWD, 2014. Long-term mean of temperature and precipitation 1981–2010.
- Dynesius, M., Nilsson, C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266, 753-762.

- Edesi, L., Jarvan, M., Adamson, A., Lauringson, E., Kuht, J., 2012. Weed species diversity and community composition in conventional and organic farming: a five-year experiment. *Zemdirbyste* 99, 339-346.
- Eliáš, P., Dítě, D., Melečková, Z., Király, G., 2011. Notes on the occurrence of some rare plant species of field depressions in the Podunajská nížina lowland (southwestern Slovakia). *Zprávy České Botanické Společnosti* 46, 265-276.
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. UTB, Stuttgart.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., 2001. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica* 18, 1-262.
- Epperlein, L.R.F., Prestele, J.W., Albrecht, H., Kollmann, J., 2014. Reintroduction of a rare arable weed: Competition effects on weed fitness and crop yield. *Agriculture Ecosystems and Environment* 188, 57-62.
- Estrada-Villegas, S., McGill, B.J., Kalko, E.K.V., 2012. Determinants of species evenness in a neotropical bat ensemble. *Oikos* 121, 927-941.
- Fischer, W., 1983. Vegetationsmosaike in vernästen Ackerhohlformen mit einem Beitrag zu segetalen Zwergbinsen- und Zweizahn-Gesellschaften. *Pädagogische Hochschule "Karl Liebknecht" Potsdam, Wissenschaftliche Zeitschrift* 27, 495-516.
- Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture Ecosystems and Environment* 128, 68-76.
- Gläser, J., Laudel, G., 2010. *Experteninterviews und qualitative Inhaltsanalyse*. Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.
- Greet, J., Cousens, R.D., Webb, J.A., 2013. Seasonal timing of inundation affects riparian plant growth and flowering: implications for riparian vegetation composition. *Plant Ecology* 214, 87-101.
- Grime, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, New York.
- Grundy, A.C., Mead, A., Burston, S., 2003. Modelling the emergence response of weed seeds to burial depth: interactions with seed density, weight and shape. *Journal of Applied Ecology* 40, 757-770.
- Hartl, D., Wagenitz, G. (Eds.), 1965. *Gustav Hegi. Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Dicotyledones - 4. Teil (Scrophulariaceae, Orobanchaceae, Lentibulariaceae, Globulariaceae, Plantaginaceae)*. Paul Parey, Berlin.
- Hegi, G., 1925. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 3. Teil (Linaceae - Violaceae)*. Carl Hanser, München.
- Hegi, G., 1926. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Dicotyledones - 3. Teil (Cactaceae - Cornaceae)*. Carl Hanser, München.
- Hill, M., Gauch, H., 1980. Detrended Correspondence-Analysis - an Improved Ordination Technique. *Vegetatio* 42, 47-58.
- Hoffmann, J., 1996. Zwei Vorkommen von *Schoenoplectus supinus* (L.) Palla in Ostbrandenburg. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg* 129, 85-96.
- Hoffmann, J., Mirschel, W., Cebulsky, I., Kretschmer, H., 2000. Zur Soziologie und witterungsabhängigen Ausbildung von Zwergbinsen-Gesellschaften auf Ackerböden in Ostbrandenburg. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg* 133, 119-114.
- Hofmeister, H., Garve, E., 1998. *Lebensraum Acker*. 2. Auflage. Parey, Hamburg.

- Hohl, A., 2014. Keimungsexperimente: *Elatine alsinastrum* L. (Quirl-Tännel) und *Limosella aquatica* L. (Schlammling). Bericht zum Praktikum Experimentelle Renaturierungsökologie, TU München.
- Jage, H., 1973. Das Centunculo-Anthocerotetum auf Äckern des mitteldeutschen Altpleistozängebietes. Feddes Repertorium 83, 591-612.
- Jäger, E.J. (Ed), 2011. Rothmaler. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- James, C.S., Capon, S.J., White, M.G., Rayburg, S.C., Thoms, M.C., 2007. Spatial variability of the soil seed bank in a heterogeneous ephemeral wetland system in semi-arid Australia. Plant Ecology 190, 205-217.
- Kabus, T., Mauersberger, R., 2011. Liste und Rote Liste der Armeleuchteralgen (Characeae) des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20, 1-32.
- Kaletka, T., 1996. Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle, 4-12.
- Keddy, P., Ellis, T., 1985. Seedling Recruitment of 11 Wetland Plant-Species Along a Water Level Gradient - Shared or Distinct Responses. Canadian Journal of Botany 63, 1876-1879.
- Klafs, G., Jeschke, L., Schmidt, H., 1973. Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 13, 287-302.
- Kleijn, D., van der Voort, L.A.C., 1997. Conservation headlands for rare arable weeds: The effects of fertilizer application and light penetration on plant growth. Biological Conservation 81, 57-67.
- Landesumweltamt, 2006. Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 15, 1-163.
- Lansdown, R.V., 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2.
- Lischeid, G., Kaletka, T., 2012. Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany. Hydrobiologia 689, 63-77.
- Lonnell, N., Jonsson, B.G., Hylander, K., 2014. Production of diaspores at the landscape level regulates local colonization: an experiment with a spore-dispersed moss. Ecography 37, 591-598.
- Ludwig, G., Schnittler, M., 1996. Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, 1-744.
- Lukacs, B.A., Sramko, G., Molnar, A., 2013. Plant diversity and conservation value of continental temporary pools. Biological Conservation 158, 393-400.
- Lutman, P.J.W., Wright, K.J., Berry, K., Freeman, S.E., Tatnell, L., 2011. Estimation of seed production by *Myosotis arvensis*, *Veronica hederifolia*, *Veronica persica* and *Viola arvensis* under different competitive conditions. Weed Research 51, 499-507.
- Ma, M., 2005. Species richness vs evenness: independent relationship and different responses to edaphic factors. Oikos 111, 192-198.
- Marin, C., Weiner, J., 2014. Effects of density and sowing pattern on weed suppression and grain yield in three varieties of maize under high weed pressure. Weed Research 54, 467-474.
- Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Research 43, 77-89.

- Matsuo, K., Noguchi, K., Nara, M., 1984. Ecological studies on *Rorippa islandica* (Oeder) Borb. 1. Dormancy and external conditions inducing seed germination. Weed Research (Japan) 29, 220-225.
- Mayring, P., 2015. Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken. Beltz.
- Meiss, H., Mediene, S., Waldhardt, R., Caneill, J., Munier-Jolain, N., 2010. Contrasting weed species composition in perennial alfalfas and six annual crops: implications for integrated weed management. Agronomy for Sustainable Development 30, 657-666.
- Meusel, H., Jäger, E., Rauschert, S., Weinert, E., 1978. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora, 2. Karten. Gustav Fischer, Jena.
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., Leuschner, C., 2013. Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s—a cross-regional analysis. Diversity and Distributions 19, 1175-1187.
- MLUV, Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg, 2005a. Parabraunerde. Steckbriefe Brandenburger Böden, Potsdam.
- MLUV, Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg, 2005b. Soll. Steckbriefe Brandenburger Böden, Potsdam.
- Nagy, J., Gal, B., Cserhalmi, D., Fogarasi, G., Rabnecz, G., 2009. Flood as stress which increases the natural value of the depressions of arables on the Hungarian Bodroghoz. Cereal Research Communications 37, 497-500.
- Oberdorfer, E., 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. Ulmer, Stuttgart.
- Odgaard, B.V., 1994. The Holocene vegetation history of northern West Jutland, Denmark. Opera Botanica 123, 1-171.
- Oesau, A., 1978. Eine seltene Flutrasengesellschaft, das Ranunculo-Myosuretum minimi, bei Wittlich. Pollichia 66, 109-116.
- Oesau, A., Fröbe, H.A., 1972. Pflanzensoziologische Beobachtung an hochwasserbeeinflussten Kulturflächen im nördlichen Oberrheintal. Beiträge zur Naturkundlichen Forschung in Südwest-Deutschland 31, 65-86.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, R.P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10.
- Olsen, J., Kristensen, L., Weiner, J., Griepentrog, H.W., 2005. Increased density and spatial uniformity increase weed suppression by spring wheat. Weed Research 45, 316-321.
- Passarge, H., 1999. Isoeto-Nanojuncetea BrBl. et Tx. 43 - Zwergbinsen-Gesellschaften. Pflanzengesellschaften Nordostdeutschlands II - Helocyperosa und Caespitosa. Cramer in der Gebr.-Borntraeger-Verl.-Buchh., Berlin/Stuttgart, pp. 34-37.
- Pätzig, M., Kalettka, T., Glemnitz, M., Berger, G., 2012. What governs macrophyte species richness in kettle hole types? A case study from Northeast Germany. Limnologica 42, 340-354.
- Perronne, R., Le Corre, V., Bretagnolle, V., Gaba, S., 2015. Stochastic processes and crop types shape weed community assembly in arable fields. Journal of Vegetation Science 26, 348-359.
- Philippi, G., 1968. Zur Kenntnis der Zwergbinsengesellschaften (Ordnung Cyperetalia fusci) des Oberrheingebietes. Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 36, 65-130.
- Philippi, G., 1974. Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 43. In: Oberdorfer, E. (Ed.), Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I. Fischer, Stuttgart & New York, pp. 166-181.

- Pietsch, W., 1963. Vegetationskundliche Studien über die Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften in der Nieder- und Oberlausitz. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, Leipzig 38, 1-80.
- Pietsch, W., 1999. Zum Keimverhalten ausgewählter Arten mitteleuropäischer Zwergbinsengesellschaften. Mitteilungen des badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N.F. 17, 261-274.
- Pietsch, W., Müller-Stoll, W.R., 1974. Übersicht über die im brandenburgischen Gebiet vorkommenden Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea). Verhandlungen des Botanischen Vereins der Provinz Brandenburg 109, 56-95.
- Pilotek, D., 1990. Veränderungen der Ackerwildkrautvegetation (Klasse Stellarietea mediae) in Nordbayern. Dissertation, Universität Erlangen-Nürnberg.
- Pinke, G., Csiky, J., Mesterhazy, A., Tari, L., Pal, R.W., Botta-Dukat, Z., Czucz, B., 2014. The impact of management on weeds and aquatic plant communities in Hungarian rice crops. Weed Research 54, 388-397.
- Pons, T., Schröder, H., 1986. Significance of temperature-fluctuation and oxygen concentration for germination of the rice field weeds *Fimbristylis littoralis* and *Scirpus juncooides*. Oecologia 68, 315-319.
- Popiela, A., Lysko, A., Molnár, A., 2013. Recent distribution of the Euro-Siberian-sub-Mediterranean species *Elatine alsinastrum* L. (Elatinaceae). Acta Botanica Croatica 72, 375-386.
- Poschlod, P., Böhringer, J., Fennel, S., Prume, C., Tiekötter, A., 1999. Aspekte der Biologie und Ökologie von Arten der Zwergbinsenfluren. Mitteilungen des badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N.F. 17, 219-260.
- Proctor, G., 1986. A review of herbicide application field trials. Brit. Sugar Beet Review 54, 30-31.
- Pukacz, A., Pelechaty, M., Raabe, U., 2009. Pierwsze stanowisko *Chara baueri* (Characeae) w Polsce. Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 16, 425-429.
- R Core Team, 2013. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical computing., Vienna, Austria.
- Raabe, U., 2008. Die Sprossende Baumleuchteralge *Tolypella prolifera* (Ziz ex A. Braun) Leonh. in Brandenburg wieder aufgefunden. Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 141, 145-152.
- Raabe, U., 2009. *Chara baueri* rediscovered in Germany - plus additional notes on Gustav Heinrich Bauer (1794-1888) and his herbarium. ICGC News 20, 13-16.
- Raabe, U., 2012. Die Kugelfrüchtige Binse (*Juncus sphaerocarpus*) bei Cedynia - ein Erstnachweis für Polen. Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 145, 121-126.
- Rennwald, E., 2000. Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde 35.
- Roberts, H.A., 1984. Crop and weed emergence patterns in relation to time of cultivation and rainfall. Annals of Applied Biology 105, 263-275.
- Robertson, A.I., Bacon, P., Heagney, G., 2001. The responses of floodplain primary production to flood frequency and timing. Journal of Applied Ecology 38, 126-136.
- Robertson, H.A., James, K.R., 2007. Plant establishment from the seed bank of a degraded floodplain wetland: a comparison of two alternative management scenarios. Plant Ecology 188, 145-164.

- Salisbury, E.J., 1967. The Reproduction and Germination of *Limosella aquatica*. *Annals of Botany* 31, 147-162.
- Salisbury, E.J., 1970. Pioneer vegetation of exposed muds and its biological features. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 259, 207-255.
- Schmidt, R., 1996. Vernässungsdynamik bei Ackerhohlformen anhand 10jähriger Pegelmessungen und landschaftsbezogener Untersuchungen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft*, 49-55.
- Shelke, D.K., 1987. Weed control in cropping systems - a review. *J. Maharashtra Agricultural University* 12, 164-168.
- Skold, E., Lageras, P., Berglund, B.E., 2010. Temporal cultural landscape dynamics in a marginal upland area: agricultural expansions and contractions inferred from palynological evidence at Yttra Berg, southern Sweden. *Vegetation History and Archaeobotany* 19, 121-136.
- Soininen, J., Passy, S., Hillebrand, H., 2012. The relationship between species richness and evenness: a meta-analysis of studies across aquatic ecosystems. *Oecologia* 169, 803-809.
- Stirling, G., Wilsey, B., 2001. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *American Naturalist* 158, 286-299.
- Storkey, J., Moss, S.R., Cussans, J.W., 2010. Using assembly theory to explain changes in a weed flora in response to agricultural intensification. *Weed Science* 58, 39-46.
- Subal, W., Zehm, A., 2009. Quirl-Tännel *Elatine alsinastrum*. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Ed.), *Artenschutz Merkblatt* 20.
- Sutcliffe, O.L., Kay, Q.O.N., 2000. Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s. *Biological Conservation* 93, 1-8.
- Swanton, C.J., Clements, D.R., Derksen, D.A., 1993. Weed succession under conservation tillage: A hierarchical framework for research and management. *Weed Technology* 7, 286-297.
- Täuber, T., 1999. Vegetationsökologische und populationsökologische Untersuchungen an niedersächsischen Zwergbinsengesellschaften. *Mitt. bad. Landesver. naturkunde u. Naturschutz* 17, 337-354.
- Täuber, T., 2000. Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea) in Niedersachsen - Verbreitung, Gliederung, Dynamik, Keimungsbedingungen der Arten und Schutzkonzepte. Cuvillier, Göttingen.
- Täuber, T., Petersen, J., 2000. Isoëto-Nanojuncetea (D1) Zwergbinsengesellschaften. *Synopsis Pflanzengesellschaften Deutschland* 7.
- van der Valk, A.G., 1981. Succession in wetlands - a Gleasonian approach. *Ecology* 62, 688-696.
- von Lampe, M., 1996. Wuchsform, Wuchsrhythmus und Verbreitung der Arten der Zwergbinsengesellschaften. *Dissertationes Botanicae* 266. Cramer / Borntraeger, Stuttgart.
- Wansorra, I., 1996. Die Schlamm Boden-Vegetation ackerbaulich genutzter Standorte im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Weiher, E., Keddy, P.A., 1999. Relative abundance and evenness patterns along diversity and biomass gradients. *Oikos* 87, 355-361.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology - Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego.

- Whigham, D.F., 1984. The effect of competition and nutrient availability on the growth and reproduction of *Ipomoea hederacea* in an abandoned old field. *Journal of Ecology* 72, 721-730.
- Wilkinson, D.M., Koumoutsaris, S., Mitchell, E.A.D., Bey, I., 2012. Modelling the effect of size on the aerial dispersal of microorganisms. *Journal of Biogeography* 39, 89-97.
- Wisskirchen, R., Haeupler, H., 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart.
- Zeileis, A., Kleiber, C., Jackman, S., 2008. Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software* 27.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer Science, New York.

Anhang**A1 Ergebnisse der Bodenanalysen im Bewirtschaftungsversuch (Kap. 4.1.2)**

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S16
pH	6,82	6,99	6,88	6,81	6,9	6,78	6,77
Gesamtstickstoff (mg kg ⁻¹)	3920	1316	1288	1288	1400	1428	1204
Ammonium (mg kg ⁻¹)	170	71	93	78	78	102	99
Nitrat (mg kg ⁻¹)	-	0,5	1	1	-	1	1
Gesamtphosphor (mg kg ⁻¹)	39,3	37	33,3	33	32,3	31,8	34
Natrium (mg kg ⁻¹)	60,4	22,6	36,4	25	24,1	58,3	50,7
Kalium (mg kg ⁻¹)	80,9	78,5	94,6	75,4	50,1	88,9	59,2
Calcium (mg kg ⁻¹)	2640	1200	1710	2540	1260	2240	2040
Magnesium (mg kg ⁻¹)	1580	1060	1070	1510	1030	1320	1240

A2 Artenliste der im Bewirtschaftungsversuch gefundenen Arten (Kap.5.3.2)

Mittlere Stetigkeit (%) aller Arten entsprechend ihres Auftretens in Plots mit unterschiedlichen Wasserregimes. Jede Spalte repräsentiert alle Vegetationsaufnahmen eines Wasserregimes. Die Arten sind nach ihrem pflanzensoziologischen Status angeordnet. Abkürzungen der Wasserregimes = ttt = feucht–feucht–feucht; tft = feucht–wassergesättigt–feucht; fnt = wassergesättigt–überflutet–feucht; nft = überflutet–wassergesättigt–feucht; nnt = überflutet–überflutet–feucht. Die letzte Spalte gibt die im Ordinationsdiagramm verwendeten Abkürzungen der Artnamen an.

Anzahl Vegetationsaufnahmen	ttt	tft	fnt	nft	nnt	Abkürzungen der Artnamen
Chenopodietea-Arten						
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	87	83	81	.	.	Tripperf
<i>Chenopodium album</i>	33	33	.	.	.	Chenalbu
<i>Conyza canadensis</i>	16	Conycana
<i>Geranium dissectum</i>	16	Geradiss
<i>Persicaria maculosa</i>	9	83	10	.	.	Persmacu
<i>Stellaria media</i> agg.	7	Stelmedi
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	6	Capsburs
<i>Chenopodium polyspermum</i>	1	.	3	.	.	Chenpoly
<i>Sonchus arvensis</i>	1	17	.	.	.	Soncarve
Secalietea-Arten						
<i>Apera spica-venti</i>	56	Aperspic
<i>Fallopia convolvulus</i>	46	Fallconv
<i>Viola arvensis</i>	37	Violarve
<i>Anagallis arvensis</i>	9	33	19	.	.	Anagarve
<i>Vicia hirsuta</i>	7	Vicihirs
<i>Matricaria recutita</i>	3	Matrrecu
<i>Papaver rhoeas</i>	3	Paparhoe
Artemisietea-Arten						
<i>Urtica dioica</i>	8	33	.	.	.	Urtidioi
<i>Stellaria aquatica</i>	3	.	.	20	.	Stelaqua
<i>Artemisia vulgaris</i>	3	Artevulg
Molinio-Arrhenatheretea-Arten						
<i>Poa trivialis</i>	10	17	.	.	.	Poatriv
<i>Leontodon autumnalis</i>	1	Leonautu
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	80	62	Myosscor
Agrostietea-Arten						
<i>Myosurus minimus</i>	72	.	87	60	.	Myosmini
<i>Agrostis stolonifera</i>	56	50	32	.	15	Agrostol
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	48	100	68	100	8	Planmajo
<i>Trifolium hybridum</i>	13	Trifhybr
<i>Rumex crispus</i>	12	.	48	80	46	Rumecris
<i>Ranunculus sardous</i>	7	Ranusard
Bidentetea-Arten						

<i>Alopecurus aequalis</i>	52	83	48	100	100	Alopaequ
<i>Rorippa palustris</i>	30	83	55	60	38	Roripalu
<i>Bidens frondosa</i>	27	.	81	.	15	Bidefron
<i>Rumex maritimus</i>	23	17	26	.	23	Rumemari
<i>Rumex palustris</i>	4	.	.	40	69	Rumepalu
<i>Persicaria lapathifolia</i>	3	.	13	.	.	Perslapa
<i>Persicaria minor</i>	2	33	.	.	.	Persmino
<i>Bidens cernua</i>	.	83	10	.	15	Bidecern
<i>Potentilla supina</i>	.	.	19	.	.	Potesupi
<i>Ranunculus sceleratus</i>	.	17	.	20	.	Ranuscel
Isoëto-Nanojuncetea-Arten						
<i>Peplis portula</i>	25	100	94	100	85	Peplport
<i>Limosella aquatica</i>	17	.	68	100	8	Limoaqua
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	14	50	39	.	.	Gnapulig
<i>Elatine alsinastrum</i>	3	100	10	60	23	Elatalsi
<i>Juncus bufonius</i>	3	50	52	.	.	Juncbufo
<i>Juncus tenageia</i>	.	.	3	60	.	Junctena
Phragmitetea-Arten						
<i>Phalaris arundinacea</i>	8	.	.	.	8	Phalarun
<i>Lycopus europaeus</i>	4	83	.	.	8	Lycoeuro
<i>Scutellaria galericulata</i>	3	.	.	.	8	Scutgale
<i>Oenanthe aquatica</i>	3	50	.	80	92	Oenaacqua
<i>Phragmites australis</i>	1	Phraaust
<i>Alisma lanceolatum</i>	.	67	29	100	92	Alislanc
<i>Epilobium parviflorum</i>	3	33	39	20	8	Epilparv
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	.	32	100	100	Alisplan
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	.	.	.	20	.	Bolbmari
<i>Eleocharis palustris</i>	.	.	.	20	15	Eleopalpu
<i>Sparganium erectum</i>	.	.	.	60	77	Sparerec
<i>Typha latifolia</i>	.	.	.	40	8	Typhlati
Andere Klassen						
<i>Polygonum aviculare</i>	87	83	61	40	15	Polyavic
<i>Echinochloa crus-galli</i>	55	100	87	.	.	Echicrus
<i>Poa annua</i>	49	17	94	.	.	Poaannu
<i>Elymus repens</i>	40	.	3	.	.	Elymrepe
<i>Cirsium arvense</i>	8	.	3	20	.	Cirsarve
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	8	17	.	.	.	Taraoffi
<i>Veronica arvensis</i>	7	Veroarve
<i>Lysimachia vulgaris</i>	4	Lysivulg
<i>Persicaria amphibia</i>	4	.	.	.	46	Persamph
<i>Medicago lupulina</i>	2	Medilupu
<i>Juncus articulatus</i>	2	17	.	.	.	Juncarti
<i>Tussilago farfara</i>	1	Tussfarf
<i>Vicia sepium</i>	1	Vicisepi
<i>Trifolium campestre</i>	.	.	10	.	.	Trifcamp

A3 Erhobene Standortparameter aller untersuchten Plots im Bewirtschaftungsversuch (Kap. 4.1.1., 4.1.3). RW = Breitengrad; HW = Längengrad. Wasserstände: ttt = feucht–feucht–feucht; tft = feucht–staunass–feucht; fnt = staunass–überflutet–feucht; nft = überflutet–staunass–feucht; nnt = überflutet–überflutet–feucht. Bewirtschaftung: k = Kultur eingesät; kd = Kultur und Düngung; kdh = Kultur, Dünger und Herbizid; kh = Kultur und Herbizid; d = Dünger; dh = Dünger und Herbizid; h = Herbizid; o = Kontrolle. ZW: Zeigerwerte für Licht, Feuchtigkeit und Stickstoff.

	Plotnummer	Gewässer	RW	HW	Höhe ü. NN	Wasserstand	Bewirtschaftung	Deckung (%)	Mittlere Höhe (cm)	ZW L	ZW F	ZW N	Gesamtartenzahl	Anzahl Zwergbinsen
1	Ela1	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	75	6	7	5,6	6,2	10	2
2	Ela10	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	90	5	7,1	6,3	6,5	15	1
3	Ela11	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	75	18	7,1	5,9	6,1	15	1
4	Ela12	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	d	70	46	7,2	6,1	6,3	10	2
5	Ela13	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kd	30	47	6,9	6,1	6,1	16	1
6	Ela14	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	85	15	7,2	6,4	6,6	13	2
7	Ela15	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	o	35	86	7	7	6,9	12	1
8	Ela16	S3	52°56.35	14°01.29	58	nnt	k	40	30	7,6	8,7	6,5	14	2
9	Ela17	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kd	90	110	7,1	6,2	6,8	7	1
10	Ela18	S6	52°56.23	14°01.53	63	nft	kd	70	61	7,5	8	5,4	13	3
11	Ela19	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kdh	75	4	7	6,3	6,6	13	4
12	Ela2	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	d	80	52	7	5,7	6,4	12	3
13	Ela20	S6	52°56.23	14°01.53	63	nft	k	75	61	7,5	8,5	5,7	15	2
14	Ela21	S6	52°56.23	14°01.53	63	nft	kd	70	47	7,4	8,5	5,6	14	2
15	Ela22	S6	52°56.23	14°01.53	63	nft	o	50	57	7,5	8,6	6,3	10	0
16	Ela23	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	d	55	72	7,6	8,8	6,4	12	1
17	Ela24	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	d	80	70	7,5	8,8	6,4	11	1
18	Ela25	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	k	80	70	7,5	8,9	6,2	10	0
19	Ela26	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	70	14	7,3	6,1	6,3	12	1
20	Ela27	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	d	85	54	7,2	5,9	6,7	11	0
21	Ela28	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	75	13	7,2	6,3	6,7	11	1
22	Ela29	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	d	80	51	6,8	5,6	6,8	10	0
23	Ela3	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	55	6	7,2	6,3	6,4	14	0
24	Ela30	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	kd	70	55	7,5	8,9	6,2	10	0
25	Ela31	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	k	75	60	7,5	8,8	6,4	11	1
26	Ela32	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kdh	15	7	7,2	5,7	5,9	11	0
27	Ela33	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kdh	20	5	7,1	5,4	6	7	1
28	Ela34	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kdh	10	7	7,1	5,3	5,9	10	0

	Plotnummer	Gewässer	RW	HW	Höhe ü. NN	Wasserstand	Bewirtschaftung	Deckung (%)	Mittlere Höhe (cm)	ZW L	ZW F	ZW N	Gesamtartenzahl	Anzahl Zwergbinsen
29	Ela35	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kd	50	66	7,3	5,1	6,3	8	2
30	Ela36	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kd	45	42	7,1	5,4	6,5	11	1
31	Ela37	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kdh	22	6	7,2	6	5,4	7	1
32	Ela38	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	h	80	72	NA	NA	NA	4	1
33	Ela39	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	o	75	58	7,4	6,9	6	10	0
34	Ela4	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kdh	30	8	7,1	5,9	6,3	10	0
35	Ela40	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	kd	70	75	7,5	9	6,2	10	2
36	Ela41	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	d	75	70	7,4	8,9	6,2	9	0
37	Ela42	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	d	65	73	7,4	9,1	6	7	1
38	Ela43	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	o	70	78	7,6	8,9	5,7	9	0
39	Ela44	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	o	70	67	7,6	9,3	6,4	7	0
40	Ela45	S6	52°56.23	14°01.53	63	nnt	d	80	70	7,5	9	6,8	8	1
41	Ela46	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	o	65	48	7	6,5	6,1	13	0
42	Ela47	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	dh	75	57	7,1	6,4	5,7	10	0
43	Ela48	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	kh	70	46	7,2	6,6	6,6	11	1
44	Ela49	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	dh	55	59	7,1	6	6,3	8	1
45	Ela5	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kd	45	48	7,1	6,7	6,3	11	0
46	Ela50	S6	52°56.23	14°01.53	63	nft	k	60	51	7,5	8,3	5,7	17	0
47	Ela51	S1	52°56.07	14°01.31	55	fnt	o	75	11	7,2	7	6,4	17	0
48	Ela52	S1	52°56.07	14°01.31	55	fnt	h	40	11	7	7	5,9	9	0
49	Ela53	S1	52°56.07	14°01.31	55	fnt	d	50	12	7,1	6,7	6,5	11	0
50	Ela54	S1	52°56.07	14°01.31	55	fnt	h	35	11	7,1	7,2	6,8	9	0
51	Ela55	S1	52°56.07	14°01.31	55	tft	o	85	18	7,1	7	5,7	17	0
52	Ela56	S1	52°56.07	14°01.31	55	tft	d	90	19	7,2	7,1	6,1	17	0
53	Ela6	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	kd	40	37	7,1	5,8	6,5	14	1
54	Ela60	S1	52°56.07	14°01.31	55	tft	h	80	34	7,2	7,8	6,1	12	0
55	Ela61	S1	52°56.07	14°01.31	55	tft	dh	70	37	7,3	7,3	6,1	15	0
56	Ela62	S1	52°56.07	14°01.31	55	tft	o	70	17	7,4	7,4	6,7	15	0
57	Ela63	S1	52°56.07	14°01.31	55	tft	h	50	13	7,3	7,4	6,3	16	0
58	Ela67	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	d	25	11	6,9	6,7	6,3	13	1
59	Ela68	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	dh	90	45	7	6,2	6,5	12	0
60	Ela69	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	o	80	42	6,7	5,6	6,2	10	1
61	Ela7	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	85	7	6,9	6,2	6,4	12	0
62	Ela70	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	h	60	34	7,1	6,3	6,3	8	0
63	Ela71	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	h	95	40	NA	NA	NA	5	1
64	Ela72	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	k	45	40	7	6,7	5,3	14	2
65	Ela73	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	kdh	60	67	7,2	6	6,2	6	2
66	Ela74	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	kh	70	74	6,6	5,3	7	7	2
67	Ela75	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	dh	95	89	7,1	6,4	6,3	7	1

	Plotnummer	Gewässer	RW	HW	Höhe ü. NN	Wasserstand	Bewirtschaftung	Deckung (%)	Mittlere Höhe (cm)	ZW L	ZW F	ZW N	Gesamtartenzahl	Anzahl Zwergbinsen
68	Ela76	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	d	70	39	6,9	6,9	6,3	12	2
69	Ela8	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	d	80	44	7,2	5,7	5,8	12	5
70	Ela81	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	dh	80	59	7,2	6,6	6,3	13	0
71	Ela82	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	kd	70	50	7,4	7,1	5,6	14	0
72	Ela83	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	k	75	47	7,3	6,5	5,6	12	1
73	Ela84	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	kd	80	69	7,3	6,8	5,6	12	2
74	Ela85	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	d	80	76	7,4	7	4,7	9	2
75	Ela86	S4	52°56.45	14°01.35	64	ttt	dh	75	74	7,2	6	5,6	6	4
76	Ela87	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	d	80	110	7	5	6,4	6	3
77	Ela88	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kd	90	90	6,8	5,6	6,3	7	3
78	Ela89	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kdh	90	64	6,7	6	6,3	6	4
79	Ela9	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	d	70	41	7,5	6,3	6,6	10	1
80	Ela90	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kh	30	54	6,7	5	6,3	6	4
81	Ela91	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kd	85	96	6,9	4,8	6,5	8	3
82	Ela92	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	k	85	73	6,9	6	6,3	9	4
83	Ela93	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kh	50	23	7,2	6,9	7	9	3
84	Ela94	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	k	70	95	7,3	6,3	6,9	9	3
85	Ela95	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kdh	60	46	7	6,2	6,4	7	3
86	Ela96	S3	52°56.35	14°01.29	58	nnt	k	45	28	7,5	8,3	7,6	10	4
87	Lim25	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	h	95	42	7,5	7,4	6,5	10	4
88	Lim26	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	dh	90	38	7,7	7,2	6	6	2
89	Lim27	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	h	90	25	7,3	7,4	5,8	9	0
90	Lim28	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	o	60	36	7,3	7,2	5,9	12	1
91	Lim29	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	d	70	81	7,2	7,2	5,9	13	0
92	Lim67	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	d	80	42	6,9	5,6	6,6	8	0
93	Lim68	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	o	90	36	7,2	6,3	5,9	9	0
94	Lim69	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	d	90	46	6,6	5,4	6,5	8	0
95	Lim70	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	dh	30	32	7	6,5	6,6	9	0
96	Lim71	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	kd	80	44	6,8	5,6	5,9	13	1
97	Lim72	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	h	25	11	6,8	6,3	5,9	9	0
98	Lim73	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	dh	45	52	7,3	6,7	5,9	17	0
99	Lim74	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	d	80	52	6,9	6,1	6,1	16	0
100	Lim75	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	o	55	37	7,1	6,4	6,1	11	0
101	Lim76	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	h	45	29	7	6,3	6,4	12	0
102	Lim85	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	k	40	56	7,1	6,9	5,7	17	0
103	Lim86	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kdh	90	34	7	6,7	6	12	1
104	Lim87	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	k	70	44	7,1	7	5,8	14	1
105	Lim88	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kd	75	67	7,2	7,1	6,1	15	3
106	Lim89	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	k	50	51	7,1	7	6,5	16	3

	Plotnummer	Gewässer	RW	HW	Höhe ü. NN	Wasserstand	Bewirtschaftung	Deckung (%)	Mittlere Höhe (cm)	ZW L	ZW F	ZW N	Gesamtartenzahl	Anzahl Zwergbinsen
107	Lim91	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kd	75	60	7,2	7,2	6,3	15	3
108	Lim93	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	d	65	43	7,1	7	6	14	1
109	Lim94	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	h	80	17	7,1	6,8	6,3	14	0
110	Lim96	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	o	50	13	7,1	6,8	6,9	14	1
111	Myo15	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	d	75	52	7,7	5,6	6,2	9	2
112	Myo16	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	73	15	7,1	6	6,6	12	1
113	Myo17	S2	52°55.92	14°01.00	53	ttt	dh	75	11	7,3	6	6,5	13	1
114	Myo27	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	h	90	35	7,4	7,4	6,7	9	0
115	Myo28	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	dh	90	38	7,6	7,5	7,1	7	0
116	Myo29	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	o	95	34	7,3	7,1	6,8	12	0
117	Myo30	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	h	90	29	7,3	6,9	6,4	12	0
118	Myo31	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	kd	20	52	7,1	6	6,4	14	1
119	Myo32	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	k	25	51	7,1	6,5	6,8	14	1
120	Myo33	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	kd	15	50	7,1	6,3	7,1	14	0
121	Myo34	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	k	30	45	7	6,7	7	13	0
122	Myo35	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	kd	15	50	6,8	5,4	6,4	12	0
123	Myo36	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	kh	20	16	7	5,9	6,6	10	5
124	Myo37	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	k	20	44	7,1	6,4	6,6	13	5
125	Myo38	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	d	95	73	7,7	7,9	6,6	9	3
126	Myo39	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	d	95	64	7,6	7,7	6,9	9	3
127	Myo40	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	o	90	64	7,9	7,5	6,9	7	3
128	Myo41	S6	52°56.23	14°01.53	63	ttt	o	80	55	7,6	7,6	6,9	11	5
129	Myo44	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	d	80	31	7,1	6,9	6,2	14	2
130	Myo45	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	h	65	13	7	6,5	5,5	11	0
131	Myo46	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	o	70	24	7,2	6,5	5,8	14	3
132	Myo47	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	kdh	65	20	7,3	6,9	5,6	7	1
133	Myo48	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	kdh	70	16	7,2	6,9	5,4	9	1
134	Myo49	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	k	80	21	7,1	6,8	5,6	16	1
135	Myo50	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	k	80	23	7,2	6,9	6	15	1
136	Myo51	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	kdh	68	17	7,2	7	5,3	12	2
137	Myo52	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	k	85	22	7,3	7,2	5,6	12	1
138	Myo53	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	d	90	30	7,3	7,1	6,3	16	1
139	Myo54	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	o	85	26	7,3	7,2	5,9	13	2
140	Myo55	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	h	60	4	7,1	7,5	5,4	12	1
141	Myo56	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	dh	45	4	7,4	7,7	5,9	9	0
142	Myo57	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	o	55	13	7,2	7,3	5,6	11	4
143	Myo58	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	kdh	55	19	7,3	7,1	5,9	12	4
144	Myo59	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	k	90	20	7,3	8,1	6,3	12	5
145	Myo60	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	kh	70	17	7,3	7	5,9	12	3

	Plotnummer	Gewässer	RW	HW	Höhe ü. NN	Wasserstand	Bewirtschaftung	Deckung (%)	Mittlere Höhe (cm)	ZW L	ZW F	ZW N	Gesamtartenzahl	Anzahl Zwergbinsen
146	Myo61	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	kdh	75	17	7,3	6,9	6,2	10	5
147	Myo62	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	k	90	27	7,3	6,9	6	12	5
148	Myo63	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	kdh	75	15	7,1	7,2	5,4	11	3
149	Myo64	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	d	85	21	7,1	7,2	6,5	18	3
150	Myo65	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	o	80	34	7,1	7,3	6,1	14	3
151	Myo66	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	h	60	24	7,1	7,6	6,1	14	2
152	Myo67	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	dh	55	18	7,1	7,3	6	10	4
153	Myo68	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	d	60	23	7,2	7,4	5,6	12	3
154	Myo69	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	h	55	8	7,1	7,5	5,4	12	2
155	Myo70	S7	52°56.11	14°01.53	60	fnt	d	55	25	7,2	7,4	6,2	13	3
156	Myo73	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kd	35	64	6,8	5,4	6,3	8	5
157	Myo74	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kd	45	96	7,1	6,1	5,6	8	4
158	Myo75	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kdh	55	34	7,3	6,4	6,8	6	6
159	Myo76	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	k	65	68	6,9	5,6	6,4	10	4
160	Myo77	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kh	30	11	6,9	5,8	6	7	3
161	Myo78	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kh	60	36	7,3	6,5	6,6	7	5
162	Myo79	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	h	75	47	7,2	6,3	6,5	10	5
163	Myo80	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kh	60	102	6,9	6	5,9	9	2
164	Myo81	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kdh	40	84	7	5,6	6	10	2
165	Myo82	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	kdh	40	93	7,2	6	6,6	11	2
166	Myo83	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	dh	60	81	7	6	6,2	7	2
167	Myo84	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	o	55	70	7	5,7	5,7	8	4
168	Myo85	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	d	70	68	7,2	6,7	6,4	12	3
169	Myo86	S5	52°56.37	14°01.53	64	ttt	d	60	69	6,9	5,6	6	11	3
170	Myo87	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	kd	75	47	6,8	6,2	6,7	8	4
171	Myo88	S1	52°56.07	14°01.31	55	ttt	kh	80	17	6,9	6,1	6,4	8	4
172	Myo91	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	dh	60	95	7,2	5,5	6,2	6	4
173	Myo92	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	d	70	73	7,1	5,2	5,6	10	5
174	Myo94	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	k	60	64	7,2	5,3	6,1	10	3
175	Myo95	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kh	43	24	7	5,6	6,1	10	3
176	Myo96	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	kh	55	26	7,2	6,5	6,9	10	5
177	Pep53	S3	52°56.35	14°01.29	58	ttt	h	50	18	7	5,8	6,6	6	3

A4 Vegetationsaufnahmen aller Plots mit den Wasserständen feucht–feucht–feucht im April–Juli–August 2013 (Kap. 5.3.2).

Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Plotnummer	Lim85	Lim73	Lim89	Lim88	Lim91	Ela82	Lim29	Lim74	Ela72	Lim87	Lim93	Lim28	Myo41	Lim25	Lim27	Ela13	Ela10	Ela3	Lim94	Lim96	Ela67
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	1	.	1	.	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1
<i>Alopecurus aequalis</i>	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1
<i>Anagallis arvensis</i>	.	1	1	1
<i>Apera spica-venti</i>	1	.	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	.	.
<i>Bidens frondosa</i>	1	.	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>
<i>Chenopodium album</i>	.	1	1	1	.	1	.	1	1
<i>Cirsium arvense</i>
<i>Conyza canadensis</i>	1	1	.	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	1	1	1	1	1	.	1	1	.	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Elatine alsinastrum</i>	.	1	.	.	.	1
<i>Elymus repens</i>	1	.	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	.	1	1	.
<i>Epilobium parviflorum</i>
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	.	.	1	.	.	1	1
<i>Geranium dissectum</i>	1	1	1	.	.	.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1	.	1	1	.	1	.	.	1	1	1	1	1	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	1	1
<i>Juncus bufonius</i>	1
<i>Limosella aquatica</i>	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1	.	.	.	1	.	1
<i>Lycopus europaeus</i>	1	1	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	1
<i>Matricaria recutita</i>
<i>Medicago lupulina</i>	1
<i>Myosurus minimus</i>	1	.	1	1	1	1	1	.	1	1	.	1	1	.	.	1	1	1	.	.	.
<i>Oenanthe aquatica</i>	1	.	.	.	1	1
<i>Papaver rhoeas</i>
<i>Peplis portula</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	.	.	.	1	1	.
<i>Persicaria amphibia</i>	1	1
<i>Persicaria lapathifolia</i>	1	1	.	1	.
<i>Persicaria maculosa</i>	.	1	1	1
<i>Persicaria minor</i>	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	1	1	1	.	1	.	.	.	1	1	.
<i>Plantago major subsp. intermedia</i>	1	1	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	.	.	1	1	.	1	1	1	1
<i>Poa annua</i>	1	1	1	.	1	.	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	.
<i>Poa trivialis</i>	1	1	1	.	.	.	1
<i>Polygonum aviculare</i>	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	.	1	.	.	1	1	1	1	1	.
<i>Ranunculus sardous</i>	1	.	1	.	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	.	1	1	1	1	1	.	.	1	1	1	.	.	1	1
<i>Rumex crispus</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Rumex maritimus</i>	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.
<i>Rumex palustris</i>	1
<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Stellaria aquatica</i>	1	.	.	1
<i>Stellaria media agg.</i>
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	1
<i>Trifolium hybridum</i>	1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1	1	1	.	1	1
<i>Urtica dioica</i>
<i>Veronica arvensis</i>
<i>Vicia hirsuta</i>	1
<i>Viola arvensis</i>	1	.	1	1	.	.	1	.	1	1	.	1	1	.	.

Spalte	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42
Plotnummer	Ela76	Ela84	Myo29	Myo30	Myo27	Myo38	Ela46	Ela81	Ela14	Ela83	Ela26	Ela7	Ela5	Ela39	Ela85	Myo39	Ela11	Myo32	Myo17	Myo37	Ela19
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	.	.
<i>Alopecurus aequalis</i>	.	.	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	.
<i>Anagallis arvensis</i>
<i>Apera spica-venti</i>	1	1	1	.	.	.	1	1	.	1	1	1	1	.	.	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	1
<i>Bidens frondosa</i>	.	.	1	.	1	.	1	.	1	.	.	1	1	.	.	.	1	1	.	1	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1	.	1	.
<i>Chenopodium album</i>	1	1	.	1	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	1
<i>Conyza canadensis</i>	1	.	1	1	1	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	.	.	.	1	1	.	.	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1
<i>Elatine alsinastrum</i>	1
<i>Elymus repens</i>	1	1	.	.	.	1	1	1	.	1	.	1	.	1	1	1
<i>Epilobium parviflorum</i>	1	.
<i>Fallopia convolvulus</i>	.	1	1	.	1	1	.	1	1	1	.	1	1
<i>Geranium dissectum</i>	1	.	.	1	1	.	.	.	1	.	1	.	1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1	.	1	.	.	1
<i>Juncus articulatus</i>
<i>Juncus bufonius</i>
<i>Limosella aquatica</i>	.	1	1
<i>Lycopus europaeus</i>	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	.	.	1	1
<i>Matricaria recutita</i>	1	1
<i>Medicago lupulina</i>
<i>Myosurus minimus</i>	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oenanthe aquatica</i>
<i>Papaver rhoeas</i>
<i>Peplis portula</i>	1	1	.	1	.	.	.	1	.	1	.	.	.	1	1
<i>Persicaria amphibia</i>	1
<i>Persicaria lapathifolia</i>
<i>Persicaria maculosa</i>
<i>Persicaria minor</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	1	1	1	1	.	1	1	1	.	1	1	.	1	1	1	.	1	1	1	1	.
<i>Poa annua</i>	1	.	1	1	.	.	1	1	1	1	.	.	.	1	.	.	1	1	1	.	1
<i>Poa trivialis</i>	1	1	1	1
<i>Polygonum aviculare</i>	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	.	1	1	.	1	1	1	1	1
<i>Ranunculus sardous</i>	1	1
<i>Rorippa palustris</i>	1	1	1	1	.	.	.	1	.	.	1	1	1	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Rumex crispus</i>	1	.	.	.	1	1	1
<i>Rumex maritimus</i>	.	1	1	1	1	1	.	1	1	1	.	1	.	1	.	.	.
<i>Rumex palustris</i>	1	1
<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Stellaria aquatica</i>	1	1
<i>Stellaria media agg.</i>	1
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	1	.
<i>Trifolium hybridum</i>	1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1	1	.	.
<i>Veronica arvensis</i>	1	.	1	.	1
<i>Vicia hirsuta</i>	1	.	.	.	1
<i>Viola arvensis</i>	.	.	1	1	.	.	1	1	.	1	.

Spalte	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62
Plotnummer	Myo34	Lim76	Lim86	Ela68	Ela15	Myo85	Lim75	Ela28	Ela48	Ela47	Myo28	Myo40	Ela6	Myo33	Myo31	Lim71	Ela8	Myo16	Ela27	Ela12
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1	1	.	1	1
<i>Alopecurus aequalis</i>	1	1	1	1	.	1	1	1	1	.	1	1	.	1	1	.	.	1	1	1
<i>Anagallis arvensis</i>	1	1
<i>Apera spica-venti</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	.	.
<i>Bidens frondosa</i>	.	1	1	1	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1
<i>Chenopodium album</i>	.	.	.	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cirsium arvense</i>	1
<i>Conyza canadensis</i>	1	.	.	.	1	.	1	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	1	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	.	1	1	1	.	.	1	1	.
<i>Elatine alsinastrum</i>
<i>Elymus repens</i>	.	.	1	.	.	1	.	.	1	1
<i>Epilobium parviflorum</i>	1
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1
<i>Geranium dissectum</i>	1	1	.	1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	.	1	1	1
<i>Juncus articulatus</i>
<i>Juncus bufonius</i>
<i>Limosella aquatica</i>	.	.	1
<i>Lycopus europaeus</i>	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Matricaria recutita</i>	1	.	.
<i>Medicago lupulina</i>
<i>Myosurus minimus</i>	1	.	.	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oenanthe aquatica</i>
<i>Papaver rhoeas</i>	1	1
<i>Peplis portula</i>	.	.	1	.	.	.	1	.	.	1
<i>Persicaria amphibia</i>	1	1
<i>Persicaria lapathifolia</i>
<i>Persicaria maculosa</i>	1	1	1
<i>Persicaria minor</i>	.	.	.	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	1	.	1	1
<i>Plantago major subsp. intermedia</i>	.	1	.	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	.	.
<i>Poa annua</i>	.	1	1	.	.	.	1	.	1	1	1	1	.	1	.	.
<i>Poa trivialis</i>	.	.	.	1	1	.	.	1	.
<i>Polygonum aviculare</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	.	1	1	1	1	1
<i>Ranunculus sardous</i>	1	.	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	1	.	.	.	1	1	.	1	1	1	1	.	1	1	.	.
<i>Rumex crispus</i>	1
<i>Rumex maritimus</i>	1	.	.	.	1	1	1	.	1
<i>Rumex palustris</i>	1	.	1
<i>Scutellaria galericulata</i>	1
<i>Stellaria aquatica</i>
<i>Stellaria media agg.</i>	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	1
<i>Trifolium hybridum</i>	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1	1	.
<i>Veronica arvensis</i>	1	1	1
<i>Vicia hirsuta</i>	.	1	1
<i>Viola arvensis</i>	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1

Spalte	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	
Plotnummer	Ela4	Ela9	Lim70	Lim68	Lim72	Ela93	Ela37	Lim26	Ela2	Ela32	Myo82	Ela1	Ela34	Ela69	Myo79	Myo96	Ela94	Myo15	Ela70	Myo88	
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	.	1	.	1	.	1	1	1	.	.
<i>Alopecurus aequalis</i>	.	1	1	1	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.	1	1	1	1	1	1	.
<i>Anagallis arvensis</i>	.	.	.	1	1	1
<i>Apera spica-venti</i>	1	1	.	.	.	1	1	1	.	.	1	.
<i>Artemisia vulgaris</i>
<i>Bidens frondosa</i>	1	.	1	1	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>
<i>Chenopodium album</i>	.	1	1	.	1	.	.	1	1	1	.	.	1	1	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	1
<i>Conyza canadensis</i>	.	1	1	.	1	1	1	.	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	1	.	1	.	1	.	1	.	1	1	.	1	1	1	.	1	.	.	1	1	.
<i>Elatine alsinastrum</i>
<i>Elymus repens</i>	1	1	1	1
<i>Epilobium parviflorum</i>
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	1	.	.	1	1	1	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.
<i>Geranium dissectum</i>	1	1	1	.	.	1	1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1	.
<i>Juncus articulatus</i>
<i>Juncus bufonius</i>	1
<i>Limosella aquatica</i>	.	.	1	.	1	.	1
<i>Lycopus europaeus</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Matricaria recutita</i>
<i>Medicago lupulina</i>
<i>Myosurus minimus</i>	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1
<i>Oenanthe aquatica</i>
<i>Papaver rhoeas</i>	1
<i>Peplis portula</i>	.	.	.	1	.	.	.	1
<i>Persicaria amphibia</i>
<i>Persicaria lapathifolia</i>
<i>Persicaria maculosa</i>	.	.	1	1
<i>Persicaria minor</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	.	.	1	1	1	.	1	.	.	1	.	1	1	1	1	1	.
<i>Poa annua</i>	.	.	1	1	1	.	.	1	.	1	1	1	.	.	1	1	.	.	1	1	.
<i>Poa trivialis</i>	1
<i>Polygonum aviculare</i>	1	.	1	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ranunculus sardous</i>	1	1	1
<i>Rorippa palustris</i>	1	1
<i>Rumex crispus</i>	1
<i>Rumex maritimus</i>	1	1
<i>Rumex palustris</i>
<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Stellaria aquatica</i>
<i>Stellaria media</i> agg.	.	1	1	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	1	.	1
<i>Trifolium hybridum</i>	1	.	.	.	1	1	.	.
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	.	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1	1	1	1	.	.
<i>Veronica arvensis</i>
<i>Vicia hirsuta</i>	1	1	1	.	.
<i>Viola arvensis</i>	1	1	.	1

Spalte	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	101	102
Plotnummer	Myo74	Ela75	Myo78	Ela71	Myo35	Ela36	Myo86	Myo92	Ela29	Myo36	Myo76	Myo81	Myo95	Ela92	Myo80	Lim67	Lim69	Ela35	Myo84	Myo87
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	1	1	1	.	1	1	.	.	.	1	1	1	1	.
<i>Alopecurus aequalis</i>	.	.	1	1	1	.	.	.
<i>Anagallis arvensis</i>	1	1	.	1
<i>Apera spica-venti</i>	1	.	1	.	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1	1
<i>Artemisia vulgaris</i>
<i>Bidens frondosa</i>	1	.	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1	.	.	.	1	1
<i>Chenopodium album</i>	1	1	1	.	1	.	1	1	.	.	.	1	1	1	1	.
<i>Cirsium arvense</i>	1	1
<i>Conyza canadensis</i>	1	.	1	1	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	1	1	.	.	1	1	.	.	1	.	.	1	1	1	.	.
<i>Elatine alsinastrum</i>
<i>Elymus repens</i>	.	1	.	1	.	.	1	1	.	.	.	1	.	1	1
<i>Epilobium parviflorum</i>	1
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Geranium dissectum</i>	1	1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>
<i>Juncus articulatus</i>
<i>Juncus bufonius</i>	1
<i>Limosella aquatica</i>	.	.	.	1
<i>Lycopus europaeus</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Matricaria recutita</i>	1
<i>Medicago lupulina</i>	1
<i>Myosurus minimus</i>	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	.	.	1	1	1
<i>Oenanthe aquatica</i>
<i>Papaver rhoeas</i>
<i>Peplis portula</i>	1	.	.	1
<i>Persicaria amphibia</i>
<i>Persicaria lapathifolia</i>
<i>Persicaria maculosa</i>	1	1	1	.	.	.
<i>Persicaria minor</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Plantago major</i> subsp. <i>intermedia</i>	.	1	1	1	1	1	1	.	.	.
<i>Poa annua</i>	.	1	1	.	1	1	1	.	1	.	1	1	.	.	1	1
<i>Poa trivialis</i>
<i>Polygonum aviculare</i>	1	1	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.
<i>Ranunculus sardous</i>
<i>Rorippa palustris</i>	.	1	1	1	1
<i>Rumex crispus</i>	1
<i>Rumex maritimus</i>
<i>Rumex palustris</i>
<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Stellaria aquatica</i>
<i>Stellaria media</i> agg.	1	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	1	1	1	.	.
<i>Trifolium hybridum</i>	1	1	1	.	1	.	.	.	1	.
<i>Tripleurospermum</i> <i>perforatum</i>	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1
<i>Veronica arvensis</i>	1	.	.	1	.	1
<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Viola arvensis</i>	.	.	1	.	1	.	1	1	1	1	1	.	.	1	1	.	.	.	1	.

Spalte	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	
Plotnummer	Ela33	Ela17	Ela95	Myo77	Myo83	Ela73	Ela86	Myo75	Ela38	Myo94	Ela49	Myo73	Ela88	Ela89	Myo91	Pep53	Ela91	Ela74	Ela87	Ela90	
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	1	1	1	1	1	.	1
<i>Alopecurus aequalis</i>	.	1	1	1
<i>Anagallis arvensis</i>
<i>Apera spica-venti</i>	.	1	1	1	1	.	1	1	.	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1
<i>Artemisia vulgaris</i>
<i>Bidens frondosa</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	.	1
<i>Chenopodium album</i>	1	.	.	.	1
<i>Cirsium arvense</i>	1	1	.	.	.	1	.	1	.	1	.	.
<i>Conyza canadensis</i>	1	1
<i>Echinochloa crus-galli</i>	1	.	.	1	1	1	.	.	.
<i>Elatine alsinastrum</i>
<i>Elymus repens</i>	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1
<i>Epilobium parviflorum</i>
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1
<i>Geranium dissectum</i>
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1
<i>Juncus articulatus</i>
<i>Juncus bufonius</i>
<i>Limosella aquatica</i>
<i>Lycopus europaeus</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Matricaria recutita</i>
<i>Medicago lupulina</i>
<i>Myosurus minimus</i>	1	.	.	1	1	1	.	1	.	1	.	1	.	.	1
<i>Oenanthe aquatica</i>
<i>Papaver rhoeas</i>	1
<i>Peplis portula</i>	1	.	1
<i>Persicaria amphibia</i>
<i>Persicaria lapathifolia</i>
<i>Persicaria maculosa</i>
<i>Persicaria minor</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>
<i>Poa annua</i>	1	.	.	.	1	1	1	1	1	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>
<i>Polygonum aviculare</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ranunculus sardous</i>
<i>Rorippa palustris</i>	.	1
<i>Rumex crispus</i>
<i>Rumex maritimus</i>	.	.	1
<i>Rumex palustris</i>
<i>Scutellaria galericulata</i>	1	.	1	1
<i>Stellaria aquatica</i>
<i>Stellaria media</i> agg.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	1
<i>Trifolium hybridum</i>	1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	.	1	1	1	.	.	.	1	.	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>
<i>Veronica arvensis</i>
<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Viola arvensis</i>	.	.	1	1	1	1	1	.	1	.	1	1	1	.	1	1

Nur einmal aufgetreten: 11: *Sonchus arvensis* 14: *Chenopodium polyspermum* 21: *Vicia sepium* 47: *Tussilago farfara* 61: *Phragmites australis* 80: *Leontodon autumnalis*.

A5 Vegetationsaufnahmen aller Plots mit den Wasserständen feucht–staunass–feucht im April–Juli–August 2013 (Kap. 5.3.2).

Spalte	1	2	3	4	5	6
Plotnummer	Ela56	Ela55	Ela63	Ela61	Ela62	Ela60
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	1	.	.	1	.
<i>Alisma lanceolatum</i>	.	1	1	1	.	1
<i>Alopecurus aequalis</i>	1	1	1	1	1	.
<i>Anagallis arvensis</i>	1	1
<i>Bidens cernua</i>	1	.	1	1	1	1
<i>Chenopodium album</i>	.	1	.	1	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Elatine alsinastrum</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Epilobium parviflorum</i>	1	1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1	1	1	.	.	.
<i>Juncus bufonius</i>	1	1	1	.	.	.
<i>Lycopus europaeus</i>	1	1	1	1	.	1
<i>Oenanthe aquatica</i>	.	.	.	1	1	1
<i>Peplis portula</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Persicaria maculosa</i>	1	1	1	1	1	.
<i>Persicaria minor</i>	1	1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Polygonum aviculare</i>	1	.	1	1	1	1
<i>Rorippa palustris</i>	1	.	1	1	1	1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	1	1	1	.	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1	.	.	.	1	.

Nur einmal aufgetreten: 1: *Poa trivialis*, *Sonchus arvensis*. 4: *Juncus articulatus*, *Taraxacum officinale*. 5: *Rumex maritimus*.

A6 Vegetationsaufnahmen aller Plots mit den Wasserständen überflutet–staunass–feucht in April–Juli–August 2013 (Kap. 5.3.2).

Spalte	1	2	3	4	5
Plotnummer	Ela50	Ela20	Ela21	Ela18	Ela22
<i>Alisma lanceolatum</i>	1	1	1	1	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	1	1	1	1
<i>Alopecurus aequalis</i>	1	1	1	1	1
<i>Elatine alsinastrum</i>	1	.	1	1	.
<i>Juncus tenageia</i>	1	1	1	.	.
<i>Limosella aquatica</i>	1	1	1	1	1
<i>Myosotis scorpioides</i>	1	1	1	1	.
<i>Myosurus minimus</i>	1	1	.	1	.
<i>Oenanthe aquatica</i>	1	1	1	1	.
<i>Peplis portula</i>	1	1	1	1	1
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	1	1	1	1	1
<i>Polygonum aviculare</i>	1	.	.	1	.
<i>Rorippa palustris</i>	.	1	1	.	1
<i>Rumex crispus</i>	1	1	1	1	.
<i>Rumex palustris</i>	.	.	1	.	1
<i>Sparganium erectum</i>	1	1	1	.	.
<i>Typha latifolia</i>	.	1	.	.	1

Nur einmal aufgetreten: 1: *Cirsium arvense*. 2: *Eleocharis palustris*. 4: *Stellaria aquatica*. 5: *Bolboschoenus maritimus*, *Epilobium parviflorum*, *Ranunculus sceleratus*.

A8 Vegetationsaufnahmen aller Plots mit den Wasserständen überflutet-überflutet-feucht in April-Juli-August 2013 (Kap. 5.3.2).

Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
	Ela16	Ela23	Ela24	Ela31	Ela40	Ela25	Ela30	Ela41	Ela43	Ela96	Ela45	Ela42	Ela44
Plotnummer													
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	.	1	.	.
<i>Alisma lanceolatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Alopecurus aequalis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bidens cernua</i>	1	1	.	.	.
<i>Bidens frondosa</i>	1	1	.	.	.
<i>Elatine alsinastrum</i>	1	.	.	.	1	.	.	.	1
<i>Eleocharis palustris</i>	1	1
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1	.
<i>Oenanthe aquatica</i>	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Peplis portula</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1	1
<i>Persicaria amphibia</i>	1	.	1	1	.	1	1	.	.	1	.	.	.
<i>Polygonum aviculare</i>	1	1	.	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	.	1	1	1	1	1	.	.	.
<i>Rumex crispus</i>	.	.	1	1	.	1	1	1	.	.	1	.	.
<i>Rumex maritimus</i>	1	1	1	.	.	.
<i>Rumex palustris</i>	.	1	1	1	1	1	1	1	.	.	1	.	1
<i>Sparganium erectum</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1

Nur einmal aufgetreten: 1: *Lycopus europaeus*, *Scutellaria galericulata*. 2: *Phalaris arundinacea*. 3: *Epilobium parviflorum*, *Limosella aquatica*, *Plantago major* ssp. *intermedia*, *Typha latifolia*.

A9 Ermittlung der Samenproduktion der Zielarten

Auf den Flächen des Bewirtschaftungsversuchs bei Parstein wurden im Sommer 2012 Pflanzen der Zielarten Quirl-Tännel (N = 16; 15 davon an einem Gewässer), Schlammling (N= 20 an fünf Gewässern), Mäuseschwänzchen (N = 10 an vier Gewässern) und Sumpfqüendel (N = 18 an fünf Gewässern) gesammelt. Alle Pflanzen wurden luftgetrocknet und bis zur Verwendung trocken gelagert.

Für das Mäuseschwänzchen wurde an jeder Pflanze die Länge des längsten Fruchtstandes gemessen und die Anzahl von Samen pro Fruchtstand von insgesamt 92 Fruchtständen gezählt. Unreife, kranke oder Fruchtstände mit abgebrochener Spitze wurden nicht gezählt.

Beim Schlammling wurden die Anzahl der Kapseln pro Pflanze und von insgesamt 173 Kapseln die Anzahl der Samen pro Kapsel bestimmt. Unreife oder bereits geöffnete Kapseln wurden nicht gezählt.

Beim Quirl-Tännel und Sumpfqüendel wurden die Anzahl der Kapseln pro Pflanze gezählt und an jeder Pflanze die Anzahl der Samen aus fünf Kapseln gezählt und daraus die mittlere Samenzahl pro Kapsel bestimmt.

Für alle vier Arten wurde das Tausendkorngewicht bestimmt.

Tab. 17: Statistische Kenngrößen aus der Bestimmung der Samenproduktion von den vier Zielarten. Es sind Minimum- (Min) und Maximumwerte (Max), sowie Mittelwert \pm Standardabweichung (MW \pm Stabw) für die Anzahl an Kapseln/ Fruchtständen pro Pflanze und Anzahl an Samen pro Kapsel/ Fruchtstand angegeben, sowie das Tausendkorngewicht (TKG).

	Anzahl an Kapseln/ Fruchtständen			Anzahl an Samen pro Kapsel/Fruchtstand			TKG (mg 1000 Samen ⁻¹)
	Min	MW \pm Stabw	Max	Min	MW \pm Stabw	Max	
Quirl-Tännel	3	16,4 \pm 13,5	47	11	42,4 \pm 22,6	92	15
Schlammling	5	46,7 \pm 61,5	233	1	68,5 \pm 34,2	144	14
Mäuseschwänzchen	1	6 \pm 3	16	69	270 \pm 74	474	139
Sumpfqüendel	14	153,9 \pm 173,4	557	16,8	27,2 \pm 7,1	41,4	28

A10 Ergebnisse der Bodenanalysen der Standorte in der regionalen Vegetationsanalyse (Kap. 4.2)

	pH	Gesamtstickstoff (mg kg ⁻¹)	Ammonium (mg kg ⁻¹)	Nitrat (mg kg ⁻¹)	Gesamtphosphor (mg kg ⁻¹)	Natrium (mg kg ⁻¹)	Kalium (mg kg ⁻¹)	Calcium (mg kg ⁻¹)	Magnesium (mg kg ⁻¹)
Berge 1	6,08	1152	38,7	84,4	5,607	109	762	1036	684
Berge 2	7,45	815	54	24,91	3,347	101	959	1333	884
Cedynia 1	7,32	937,8	59,4	52,64	0,248	246	1830	3164	2065
Cedynia 2	6,91	938,2	86,4	35,76	0,277	91,6	1659	2221	1975
Groß Kreutz	5,9	945,8	27	3,06	4,344	130	610	700	624
Manker 1	6,01	2038	16,2	67,34	2,776	86,4	816	2118	900
Manker 2	5,49	748,7	21,6	103,8	4,962	464	767	706	800
Neuenhagen 1	7,76	1276	35,1	34,12	0,111	226	2254	4679	3057
Neuenhagen 2	7,75	1074	20,7	20,36	0,033	129	2277	13829	3483
Niesulow 1	6,6	1031	70,2	18,31	1,465	116	1528	2384	1707
Niesulow 2	7,69	1062	25,2	65	0,659	513	2428	4509	2452
Parstein 1	5,58	904,2	49,5	111,8	0,232	81,2	846	556	980
Parstein 2	6,98	1175	54,9	35,03	0,01	123	1226	1826	1466
Sarbinowo 1	6,66	940,2	18	22,55	2,241	83	902	1646	1041
Sarbinowo 2	6,11	743,9	41,4	43,03	0,16	223	489	558	575

	S	S2.5	S2.15	S2.40	S8.5	S8.15	S8.40	Sp.5	Sp.15	Sp.40
<i>Sparganium erectum</i>	129	95	113		55			180		
<i>Stellaria media</i> agg.			213	111	58					
<i>Tolypella prolifera</i>								191	245	
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	5984	4656	6215	4095	1629	1490	1144			
<i>Typha latifolia</i>				72	181					
<i>Urtica dioica</i>	447		328				114			
<i>Viola arvensis</i>					108					

A13 mittlere Samenzahlen pro m² aller aus Bodenproben des unteren Uferbereichs aufgelaufenen Arten im Überstauungsversuch (Kap. 5.5).

Die Abkürzungen der Probenummern geben die Herkunft der Probe an (A = untere Uferzone; S = obere Uferzone), Dauer der Überstauung (2 = 2 Wochen; 8 = 8 Wochen; p = permanent) und Wasserstand über Flur (5, 15 oder 40 cm) an.

	A	A2.5	A2.15	A2.40	A8.5	A8.15	A8.40	Ap.5	Ap.15	Ap.40
<i>Agrostis stolonifera</i>	695	2361	925	1320	1407	645	475	283		
<i>Alisma plantago-aquatica</i> agg.	273	3823	3682	3054	3963	3822	3229	4508	2743	1281
<i>Alopecurus aequalis</i>	369			102	36	56				
<i>Anthemis arvensis</i>	110			172						
<i>Arabidopsis thaliana</i>	152	503								
<i>Bidens cernua</i>			160							
<i>Bidens tripartita</i>		365	184	73			90			
<i>Bolboschoenus maritimus</i>		104	375	128	179	108	195			
<i>Butomus umbellatus</i>				102						
<i>Cerastium holosteoides</i>	465				77		1009			
<i>Chara globularis</i>			265						65	363
<i>Chenopodium album</i>	76	191		73						
<i>Chenopodium polyspermum</i>	233	552	549	284	72	138	388			
<i>Cirsium arvense</i>	86	760	171	175	77	221				
<i>Conyza canadensis</i>	381	91	92	145	36		1273			
<i>Echinochloa crus-galli</i>	314	607	586	1022	657	297	1542	205		
<i>Elatine alsinastrum</i>	637	2261	1302	461	1369	327		408		176
<i>Eleocharis palustris</i>	241									
<i>Galium palustre</i> agg.		116	98	70			105			
<i>Geranium pusillum</i>	110									
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	3191	3752	4411	2930	912	643	1655			
<i>Iris pseudacorus</i>			129		198	127		328		
<i>Juncus articulatus</i>	5445	1986	3242	2051	1249	132	863	80		
<i>Juncus bufonius</i>	121693	85266	88441	59734	12924	3085	15436	2576	604	
<i>Juncus tenageia</i>	5735	7349	4114	4050	2577	920	2189	2691	582	
<i>Limosella aquatica</i>	1701	2011	3198	2160	1026	909	2736	1124	935	346
<i>Lycopus europaeus</i>	589	563	68	73	116					
<i>Matricaria recutita</i>	81	126		102			105			
<i>Mentha arvensis</i>			98							
<i>Myosurus minimus</i>	2211	2355	1413	2130	409	341	59	96		
<i>Nitella mucronata</i>									146	504
<i>Oenanthe aquatica</i>	745	2295	2789	2566	4468	1264	1400	272	171	
<i>Peplis portula</i>	18384	26759	26688	20677	20205	8996	7052	10008	1890	504
<i>Persicaria minor</i>	86		68	128						
<i>Persicaria dubia</i>				697						
<i>Phalaris arundinacea</i>			92	216	188		181			
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	2268	3313	1857	1900	303	819	701			
<i>Poa annua</i>	93		92	283		108	375			
<i>Poa trivialis</i>	662	2906	564	553	198					

	A	A2.5	A2.15	A2.40	A8.5	A8.15	A8.40	Ap.5	Ap.15	Ap.40
<i>Persicaria amphibia</i>		96		244	36		209			
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	612	283	640	309	359		336			
<i>Persicaria lapathifolia</i>			171	209	36		1271			
<i>Persicaria maculosa</i>		88	103	424						
<i>Potentilla supina</i>	611	245	276		252	78	299			
<i>Ranunculus sceleratus</i>	3731	5715	4053	4223	780	701	1974	109		
<i>Rorippa palustris</i>	4993	4642	7902	6623	2269	2376	2793	96		
<i>Rumex crispus</i>	314	129	168			78	105			
<i>Rumex maritimus</i>	440	710	797	899	213		550			
<i>Rumex obtusifolius</i>				71						
<i>Sparganium erectum</i>	196	336	228	211	192	66	279	299		
<i>Stellaria aquatica</i>	196									
<i>Stellaria media</i> agg.	499	864	594	630		134	74			
<i>Symphytum officinale</i> agg.							97			
<i>Tolypella prolifera</i>					834			1384	196	189
<i>Trifolium repens</i>		195								
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	931	1940	477	338	198	309				
<i>Typha latifolia</i>						66		80		
<i>Urtica dioica</i>	1430	646	1605	848	184	78	596			
<i>Veronica</i> sp.		304								
<i>Vicia tetrasperma</i>		304	92	70	112	66	253			

A14 Ablauf des leitfadengestützten Interviews (Kap. 6.3.2)

Die Informationen, die Sie uns geben werden im Rahmen einer Doktorarbeit zu eben diesen Ackersenken verwendet. Sie sollen dabei helfen Managementempfehlungen für diese Standorte zu entwickeln. Es ist uns wichtig, Ihre Erfahrungen und Probleme bei dem bisherigen Management von Ackersenken zu berücksichtigen. Die Doktorarbeit von Frau Altenfelder befasst sich mit der Vegetation von Söllen und die Auswirkungen von verschiedenen Bearbeitungsformen auf und um diese Ackersenken (Bsp. Herbizide, Dünger, Mahd, Pflügen ...). Mithilfe dieser Informationen soll dann eine Managementempfehlung für Sölle entwickelt werden.

Dabei kommen jetzt auch Sie ins Spiel: In der Doktorarbeit werden die wissenschaftlichen Rahmenbedingungen untersucht. Aber die Erfahrungen und Meinungen zum bisherigen Umgang mit Söllen kann nicht gemessen werden. Deswegen dieses Interview.

Für Sie sind die Sölle auch aufgrund der neuen Greening-Verordnung der EU ab nächstem Jahr von Bedeutung. Sie können als wertvolle Landschaftselemente auf Äckern gewertet werden und ihnen dabei helfen, eine zusätzliche Zahlung zu erhalten.

- Wussten Sie, dass Sölle als Landschaftselemente anerkannt sind und somit als Ausgleichsflächen gelten können?
 - *Nein? Haben Sie sich schon mit dem Greening auseinandergesetzt?*
 - *Welche Einstellung haben Sie gegenüber der neuen Greening Verordnung?*

Die wertvollen Landschaftselemente, in diesem Fall die Sölle, können als Teil der geforderten 5% ökologischen Vorrangflächen auf Äckern genutzt werden.

- Können Sie sich im Rahmen der neuen Regelungen des Greenings einen veränderten Umgang mit Söllen auf ihren Schlägen vorstellen?
- Würden Sie dabei die Ackersenken als Teil der 5% ökologische Vorrangfläche verwenden?
 - *Warum würden Sie Sölle anderen ökologischen Vorrangflächen vorziehen?*
 - *Aus welchem Grund käme es für Sie nicht infrage Sölle als ökologische Vorrangfläche auf Ihren Schlägen zuzulassen?*
- Gesetzt dem Fall, Sie würden Sölle auf ihren Schlägen erhalten wollen... Wie würde sich ihr Umgang mit Söllen im Vergleich zur jetzigen Behandlung verändern?
- Haben Sie schon einmal Erfahrung mit Söllen auf ihren Äckern gemacht? Wenn ja, in welcher Art und Weise?
 - *Würden Sie eine durchschnittliche Angabe der flächigen Ausbreitung von Söllen auf ihrem Schlag machen?*
 - *Haben die Sölle Auswirkungen auf Ihren Ertrag? Können sie eine Einschätzung der Verluste angeben?*

Die Doktorarbeit von Frau Altenfelder und andere Untersuchungen haben ergeben, dass die Sölle einige sehr schützenswerte Arten, sowohl der Flora, als auch der Fauna beherbergen. (*Elatine alsinastrum* Quirltännel, *Limosella aquatica* Schlammling, *Myosurus minimus* Kleiner Mäuseschwanz *Peplis portula* Sumpfquendel, *Montia fontana* Acker-Quellkraut, *Peplis portula* Sumpfquendel) Zusätzlich sind diese Standorte wichtig für Amphibien und Insekten.

Deswegen sind diese Lebensräume so wichtig für einige Naturschützer und Wissenschaftler. Die Arten werden durch Herbizide, Dünger und Störungen in ihrem Lebenszyklus beeinträchtigt. Deswegen wird auch die Managementempfehlung ausgearbeitet. Es wird auf keinen Fall so sein, dass Sie diese Ackerteile nichtmehr anrühren dürfen, eine gewisse Bewirtschaftung gehört quasi zum Naturschutz dazu.

Einige wichtige Teile des Managements wären, verringerte Dünger- und Herbizidgaben im Randbereich der Pfuhe und weiterhin eine Bodenbearbeitung und Mahd, der Trockengefallen Abschnitte auf Ihrem Schlag.

- Hätten Sie Interesse an genaueren Informationen zu der Artenvielfalt und dem naturschutzfachlichen Wert von Söllen?
- Wäre es für Sie vorstellbar, die oben genannten Teile des Managements, wie zum Beispiel Randstreifen, kein Dünger- oder Herbizideinsatz und Mahd im Bereich der Sölle auf Ihren Schlägen einzusetzen?
 - *Wäre es für Sie vorstellbar, nach dem Austrocknen der Sölle eine nachträgliche Behandlung durch Herbizide/Dünger/Pflügen auf den Söllen zu 41 unterlassen? Also die Wildkräuter in diesem Bereich zu tolerieren? Wobei eine Mahd in Höhe von 10cm möglich ist!*
 - *Aus welchen Gründen würden sie von einer solche Behandlung der Sölle abraten?*
 - *Würden sie Managementempfehlungen für Sölle in der Landwirtschaft unterstützen?*
 - *Wären Sie bereit eine Managementempfehlung und die damit verbundenen Nutzungsänderungen der Söllen in Ihrem Betrieb umsetzen?*
 - *Weshalb halten Sie ist eine solche Managementempfehlung für unzulänglich?*

Weitere Fragen zum Betrieb:

- Haben sie Interesse an weiteren Informationen zu diesem Thema in Form einer Informationsveranstaltung?
- Wir hätten noch Interesse an einigen Angaben zu Ihrem Betrieb, würden Sie uns Informationen dazu geben?
 - *Welche Betriebsart liegt bei Ihnen vor?*
 - *Wie groß ist Ihr Betrieb in der Fläche und wie viele Mitarbeiter arbeiten bei ihnen?*
 - *Wie sieht bei Ihnen eine typische Fruchtfolge aus?*
- Haben Sie noch unabhängig von den gestellten Fragen Anmerkungen oder Erfahrungen zu diesem Thema haben