



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

Naturschutzfachliche Wertigkeit ausgewählter Brachflächen im Raum Illmitz (Seewinkel)

Biodiversität auf Stilllegungsflächen der Äcker und Weingärten mit Fokus
auf Quantität und Qualität der darin befindlichen Pflanzenarten

verfasst von / submitted by

Janine Nutz, BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2022 / Vienna, 2022

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Masterstudium Naturschutz und
Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrbka

Inhalt

1. Abstract.....	5
1.1. Deutsche Zusammenfassung	5
1.2. English Abstract.....	6
2. Einleitung	7
2.1. Problemstellung	7
2.2. Forschungsfragen und Ziel der Arbeit.....	10
3. Konzepte und Begriffsdefinitionen	11
3.1. Brache	11
3.2. Geschichte der Brache	12
3.3. Einteilung der Brachen.....	13
3.4. Beschreibung der Vegetation auf Brachflächen	15
3.5. Naturschutzfachliche Wertigkeit von Brachflächen	17
3.6. Biodiversität	18
3.7. Konzepte der Erfassung der Diversität	19
3.8. Ökologische Zeigerwerte	20
3.9. Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (CSR)	20
4. Methoden	23
4.1. Untersuchungsgebiet.....	23
4.2. Flächensampling und Datenerhebung	25
4.2.1. Übersicht des Aufnahmegebietes am Seedamm:.....	27
4.3. Statistische Datenanalyse	36
5. Ergebnisse	40
5.1. Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit von Brachflächengruppen	40
5.2. Vergleich der Artenvielfalt der Brachflächengruppen	42
5.3. Vergleich der Artenzusammensetzung zwischen den Brachflächengruppen.....	43
5.4. Vergleich der Artenzusammensetzung in Bezug auf Arten-Dispersion	45
5.5. Indikatorarten & Strategietypen.....	46
5.5.1 Brachflächen außerhalb des Nationalparkgebietes (Group B)	46
5.5.2 Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (CSR-Strategen)	46

5.5.3 Brachflächen am Seedamm (NP Flächen)	47
5.6. Standortökologische Einflüsse	49
5.7. Artenschutz	52
5.8. Artenvielfalt 2018	54
5.9. Artenvielfalt 2013-2018	56
5.10. Pflanzengesellschaften 2018.....	56
6. Diskussion	58
6.1. Diskussion der Methoden	59
6.2. Diskussion der Ergebnisse.....	62
6.2.1. Vergleich der Artenvielfalt der Brachflächengruppen	62
6.2.2. Vergleich der Artenzusammensetzung zwischen den Brachflächengruppen.....	65
6.2.3. Arten-Dispersion und Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit von Brachflächengruppen.....	67
6.2.4. Indikatorarten und Strategietypen	68
6.2.5. Standortökologische Einflüsse	69
6.2.6. Bedeutung von Brachen für den Artenschutz.....	71
6.2.7. Artenvielfalt 2013-2018	73
6.3. Managementvorschläge	74
7. Literatur	80
8. Abbildungsverzeichnis	92
9. Tabellenverzeichnis.....	94
10. Anhang	95
Anhang I: Zusatz zu Tabelle 3 und 4.....	95
Anhang II: Zusatz zu Tabelle 5.....	99
Anhang III: Koordinatenübersicht der Aufnahmeflächen (2018).....	103
Anhang IV: Gesamtartenliste (2018).....	106

Ich möchte mich bei meinem Betreuer Thomas Wrbka für die Unterstützung während der Themenfindung, Korrekturvorschläge sowie Inspiration für die weiterführenden Forschungsfragen bedanken. Bei meinen lieben Kolleginnen Victoria Werner und Stefanie Rechnitzer möchte ich mich für ihre Unterstützung im Feld, bei der Identifizierung von Arten und ihre Literaturtipps bedanken. Bei Harald Grabenhofer möchte ich mich für seine Einführung in den Seedamm bedanken. Konrad Fiedler möchte ich für seine Zeit und Unterstützung bei sämtlichen statistischen Fragen danken. Elias Kapitany möchte ich für seine Unterstützung beim Korrekturlesen und Einteilung der Pflanzengesellschaften danken. Meinem lieben Freund Carim möchte ich für seine Expertise in EDV- und Statistikthemen danken. Meinen Freundinnen und Freunden, Studienkolleginnen und Kollegen danke ich für ihre Tipps und ihre Unterstützung.

Ganz besonders möchte ich aber vor allem meinem Lebensgefährten Bernhard danken. Du hast mir den Rücken nach einem stressigen Arbeitstag freigehalten, mich während turbulenten Zeiten zum Weitermachen motiviert und mich auch aktiv bei der Erstellung meiner Masterarbeit unterstützt. Ohne dich wäre diese Niederschrift wohl nie in ihrer jetzigen Form zustande gekommen.

„Wer den Weg zur Natur findet – findet auch den Weg zu sich selbst.“ (Klaus Ender)

1. Abstract

1.1. Deutsche Zusammenfassung

Brachgefallenen Acker- und Weinbauflächen wird in der öffentlichen Wahrnehmung meist eine geringe Attraktivität und Schutzwürdigkeit zugesprochen. Tatsächlich können diese Lebensräume hingegen einen hohen naturschutzfachlichen Wert darstellen, sind allerdings durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Im Rahmen dieser Arbeit wurden im Sommer 2018 vegetationsökologische Aufnahmen von Brachflächen auf ehemaligen Weinanbau- und Ackerbauflächen im Raum Illmitz (Seewinkel) durchgeführt, wobei der Fokus im Speziellen darauf lag, Brachflächen innerhalb und außerhalb des Nationalparks Neusieder See – Seewinkel gegenüberzustellen und zu vergleichen. Hierfür wurden im Rahmen von vegetationskundlichen Erhebungen insgesamt 20 Aufnahmeflächen à 4 Teilflächen mit einer Rastergröße von jeweils 2x5 Metern erhoben und die Gefäßpflanzenarten bestimmt sowie deren Abundanz anhand der Braun-Blanquet-Skala geschätzt. Es konnten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich Artenanzahl (α -Diversität) und β -Dispersion im Vergleich der Aufnahmeflächen innerhalb bzw. außerhalb des Nationalparkgebiets festgestellt werden. Durch die Aufnahmen konnte allerdings das Alter der beiden Brachflächengruppen gut eingeschätzt werden. Brachflächen außerhalb des Nationalparks mit vormals konventioneller Landwirtschaft sind jünger als jene im Nationalparkgebiet. Dies wird durch das Vorkommen von Pionierpflanzen und R-Strategen angezeigt. Die γ -Diversität konnte nur durch Extrapolation weiterer Aufnahmeflächen aus vergangenen Jahren wirklich einen Ausblick auf das Potential an möglich vorkommende Arten geben. Positive Effekte durch induzierte, intermediäre Störungen wie der Beweidung am Seedamm, fördern spezielle Sandgesellschaften und ihre Artenvielfalt, aber auch Insekten profitieren davon. Methoden um problematische monodominante Bestände (*Calamagrostis epigejos*) zurückzudrängen, erweisen sich als komplexes Problemfeld und benötigen daher individuelle und auf den Standort entsprechend abgestimmte Managementmaßnahmen. Brachflächen mit längerer Sukzessionszeit und diverser (mosaikartiger) Pflege werden deshalb auch als naturschutzfachlich wertvoller eingestuft werden. In Anbetracht aktueller politischer Thematiken wie der künftigen landwirtschaftlichen Nutzung von Brachflächen, der zunehmenden Bodenversiegelung und der fortschreitenden Lebensraumzerstörung nehmen Brachen eine wichtige naturschutzfachliche Funktion ein.

Schlagwörter: Biodiversität, Brachflächen, Strategietypen, Gefäßpflanzen, Neusiedler See – Seewinkel, Nationalpark, Seedamm, Managementmaßnahmen

1.2. English Abstract

In the public perception, fallow farmland and fallow vineyards are usually considered to be of low attractiveness and not worthy of protection. However, these habitats can represent a high conservation value, but are influenced by a variety of factors. In the context of this work, vegetation ecology surveys of fallow land on former vineyards and arable land in the Illmitz area (Seewinkel) were carried out in summer 2018, with a special focus on comparing and contrasting fallow land inside and outside the Neusiedler See - Seewinkel National Park. For this purpose, a total of 20 plots with 4 subplots each with a grid size of 2x5 meters were surveyed within the framework of vegetation surveys and the vascular plant species were determined and their abundance estimated using the Braun-Blanquet scale. No significant differences in terms of species number (α -diversity) and β -dispersion could be found when comparing the recording plots inside or outside the national park area. However, the recordings provided a good estimate of the age of the two types of fallow land. Fallow lands outside the national park with formerly conventional agriculture are younger than those in the national park area. This is indicated by the presence of pioneer plants and R-strategists. The γ -diversity could only really give an outlook on the potential of possibly occurring species by extrapolation of further recording areas from past years. Positive effects from induced, intermediate disturbances such as grazing at the 'Seedamm', promote specific sand communities and their species diversity, but insects also benefit. Methods to push back problematic monodominant stands (*Calamagrostis epigejos*) prove to be a complex problem area and therefore require individual management measures that are tailored to the site. Fallow land with a longer succession period and diverse (mosaic-like) maintenance will therefore also be classified as more valuable in terms of nature conservation. In view of current political issues such as the future agricultural use of fallow land, increasing soil sealing and progressive habitat destruction, fallow land assumes an important nature conservation function.

Keywords: Biodiversity, fallow areas, strategy types, vascular plants, Neusiedler See - Seewinkel, national park, Seedamm, management measures

2. Einleitung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit dem Thema Brachen auf landwirtschaftlichen Flächen im Nordburgenland. Nachfolgend werden einleitend die Problemstellung, Forschungsfragen, Ziele, Themenrelevanz und der Aufbau der Arbeit beschrieben.

2.1. Problemstellung

Die Spontanvegetation auf Brachflächen entspricht oft nicht den ästhetischen Vorstellungen von Landwirten oder Anrainern. Auch die Verbreitung von Tieren und Pflanzen kann von benachbarten Landwirten als problematisch empfunden werden. Insbesondere die Angst vor der Ausbreitung von Ackerunkräutern und Krankheiten spielt hier eine Rolle. Auch verschiedene Wildtiere, die beispielsweise in benachbarte Gärten eindringen, können als Gefahr wahrgenommen werden. Die un gelenkte Vegetationsentwicklung wird häufig als Mangel an Pflege und Nutzung angesehen. Brachflächen wird daher im Vergleich zu anderen Grünflächen eine geringe Attraktivität und Schutzwürdigkeit zugesprochen. Die Akzeptanzprobleme lassen sich durch Bewusstseinsbildung jedoch reduzieren und Brachflächen können sich hin zu artenreichen Lebensräume entwickeln, die von der Bevölkerung akzeptiert und manchmal auch genutzt werden können (Rieke et al., 2012, S. 28).

Eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst die Bedeutung von Brachflächen für den Naturschutz. Bei einer hohen Struktur- und Artenvielfalt ist es wahrscheinlich, dass solche Brachflächen auch seltene und gefährdete Arten beinhalten. Da die Vorkommen bestimmter Arten jedoch von den spezifischen Lebensraumansprüchen und den Besiedlungsmöglichkeiten lokaler Populationen aus den angrenzenden Gebieten abhängen, ermöglichen Standortmerkmale nur eine Abschätzung der Habitateignung für bestimmte Arten und keine Aussagen über tatsächliche Vorkommen (Rieke et al., 2012, S. 28).

Biodiversität im Grünland bietet Habitatfunktionen für eine Vielzahl der im Agrarland vorkommenden heimischen Pflanzen- und Tierarten. Im Hinblick auf die Biodiversität ergeben sich grobe Abstufungen für den Bereich Grünland: artenreiches Dauergrünland auf extensiv genutzten Flächen, mittel-artenreiches Dauergrünland mit typischen Charakterarten auf halbintensiv genutzten Standorten und intensiv genutztes,

artenarmes Dauergrünland. Massive Verluste fanden vor allem auf dem mittelartenreichen Dauergrünland fast unbemerkt statt (Gerowitt, 2013, S. 21). Naturnahe Grünlandflächen des gemäßigten Europas sind das Ergebnis menschlicher Landnutzung. Extensive Beweidung von geringer Intensität und die Heugewinnung haben Ökosysteme geschaffen, welche positive Auswirkungen auf die Biodiversität haben (Fiedler et al., 2017, S. 277).

Die Anlage kleiner agrarbegleitender Flächen wie z. B. Brachestreifen, Strukturelemente oder die Integration von Extensivflächen ohne Herbizideinsatz kann insbesondere in intensiv bewirtschafteten Ackerbaugebieten eine positive Wirkung auf die Artenvielfalt haben. Verschiedene Maßnahmen können also einen besonders wirksamen Beitrag für den Artenreichtum, speziell im Ackerbau bzw. in ackerbaulich dominierten Regionen leisten. Stoppelbrachen bieten etwa Nahrungsflächen außerhalb der Brutzeit für Greifvögel, Körner fressende Singvögel und Nager. Selbstbegrünte oder mit Blütmischungen eingesäte Brachflächen und Brachestreifen schaffen Brut- und Nistplätze, die Deckung und ein Nahrungsangebot für Vögel, Kleinsäuger, Niederwild und Insekten bieten. Brachflächen, auf denen standortsgerechte Blütmischungen gesät werden, bieten vielen Insekten ein hohes Angebot an blühenden Pflanzen über einen großen Teil der Vegetationsperiode. Auf Flächen mit Potenzial für seltene Ackerwildkräuter können diese durch Spontanbegrünung einen adäquaten Lebensraum finden (Nitsch et al., 2017, S. 26).

Um eine Fläche auf Artenebene zu bewerten, können typische Tier- und Pflanzenarten für Brachflächen erfasst werden. Da zum Teil seltene und gefährdete Arten auf Brachflächen vorzufinden sind, können in der Praxis übliche Bewertungsverfahren anhand der Seltenheit und/oder Gefährdung herangezogen werden. Artenreichtum ist ein weiteres wichtiges, aber oft schwer zu erfassendes Kriterium. Um das Potenzial für die Artenvielfalt einer Fläche zu erfassen, kann die Strukturvielfalt als Indikator herangezogen werden. Die Nähe zu vergleichbaren Freiräumen bzw. die Vernetzung mit diesen kann als weiterer Indikator genutzt werden, der insbesondere die Neubesiedlungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten für Arten abbildet. Die Größe einer Brache kann einen günstigen Einfluss auf die Strukturvielfalt darstellen. Das Alter kann die Vielfalt an Habitaten fördern, wobei sich allerdings frühe Sukzessionsstadien als besonders

artenreich erwiesen haben. Störungen und die aktuelle Nutzungsintensität haben einen immensen Einfluss auf Brachflächen und können die Strukturvielfalt sowohl reduzieren als auch fördern. Neben der Strukturvielfalt und der Vernetzung können aber auch weitere Indikatoren ergänzend verwendet werden. Viele Indikatoren sind für Aussagen zu seltenen und gefährdeten Arten weniger geeignet als für die Erfassung des Artenreichtums (Rieke et al., 2012, S. 28).

Die Biodiversität von Ackerbegleitflächen wie Brachen, hat neben der naturschutzfachlichen auch eine wirtschaftliche Bedeutung. Biodiversität ist die Grundlage vieler Ökosystemleistungen, die auch dem Menschen zugutekommen. Beispielsweise spielen viele Insekten- und Feldvogelarten eine wichtige Rolle in der Schädlingskontrolle in landwirtschaftlichen Kulturen. Außerdem wird die Bestäubung vieler Wild- und Kulturpflanzen, der von Bestäubung durch Insekten anhängigen Agrarproduktion, durch eine Vielzahl von Insektenarten gesichert. Geeignete Habitate für diese Insekten müssen erhalten bzw. wieder belebt werden und Forschungsergebnisse weisen zudem darauf hin, dass artenreiche Ökosysteme in der Regel resilienter sind und so Veränderungen, etwa durch den Klimawandel, besser begegnen können (Nitsch et al., 2017, S. 26).

Brachflächen haben auch eine immense Bedeutung für den Naturhaushalt. Sie haben die Fähigkeit, Regenwasser aufzunehmen und natürliche Bodenbildungsprozesse zu fördern. Das sind wichtige Funktionen im Wasser- und Feststoffhaushalt. Diese Funktionen können insbesondere in stark versiegelten Gebieten relevant sein, wobei neben dem Schutz des Grundwassers auch mögliche Schadstoffbelastungen und Altlasten zu berücksichtigen sind. Weitere Vorteile finden sich im Erosionsschutz und in der Bodenqualität. Insbesondere die klimatischen und lufthygienischen Funktionen sind für ihre Auswirkungen auf die Vegetationsstruktur relevant. (Rieke et al., 2012, S. 28 & Nitsch et al., 2017, S. 26).

Die Arbeit soll einen regionalen Beitrag dazu leisten, den Zusammenhang zwischen Biodiversität und brachgefallenen Acker- und Weinbauflächen im Raum Illmitz im Burgenland herzustellen.

2.2. Forschungsfragen und Ziel der Arbeit

Durch den Strukturwandel der Landwirtschaft fanden in den letzten Jahren verstärkt Flächenstilllegungen statt. Dadurch stellt sich unter anderem die Frage, inwieweit Flächenstilllegungen, die vor allem aus landwirtschaftlich-ökonomischen Gründen durchgeführt und finanziell unterstützt wurden, auch für den Naturschutz in der Agrarlandschaft nützlich sind. Denn unumstritten ist, dass der Schutz der Ackerwildflora und -fauna nicht allein in Schutzreservaten oder anderen Schutzgebieten erfolgen kann und auch Ackerrand- und Blühstreifenprogramme nur eine Hilfsmaßnahme darstellen (Pötsch, 1994, S. 50).

Das in dieser Arbeit umfasste Aufnahmegebiet wurde seit dem Ende des 2. Weltkriegs bis in die späten 1980er Jahre landwirtschaftlich nicht sehr intensiv genutzt. Eine Ausnahme stellt hier allerdings der Weinbau dar. Mit der Gründung des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel im Jahr 1993 kam es zur weiteren Aufgabe vielzähliger weinbaulich genutzter Flächen und wurden als Teil des Nationalparkgebiets eingegliedert. Einige dieser Flächen sind im Zeitrahmen rund um die Nationalparkgründung brachgefallen und sind Teil des gegenständlichen Untersuchungsgebietes. Um herauszufinden, ob und in welchem Ausmaß diese Brachflächen von naturschutzfachlichem Interesse sind, werden folgende Forschungsfragen formuliert (Zolda & Háněš, 2007, S. 112f. & Tiefenbach, 1998, S. 54f.):

Die Forschungsfragen lauten daher:

- Im Zuge der Aufnahmen wurden Brachflächen innerhalb und außerhalb des Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (und somit zwei Brachflächengruppen) untersucht. Wie heterogen sind diese Brachflächengruppen in Bezug auf die Diversität der Arten und welchen naturschutzfachlichen Wert kann man daraus ableiten?
- Ist die eine Brachflächengruppe in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung homogener als jene der anderen Brachflächengruppe?
- Gibt es unterschiedliche Verteilungsmuster (Dispersion) von Arten zwischen den beiden Brachflächengruppen und hat diese Dispersion einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung?

- Sind Brachflächen innerhalb des Nationalparks in Bezug auf ihre Artzusammensetzung homogener als jene außerhalb des Nationalparks?
- Gibt es gewisse ökologische Strategien von Pflanzen in den beiden Brachflächengruppen und können diese als diagnostische Arten (Indikatorarten) der jeweiligen Brachflächengruppe gesehen werden? Sind in jüngeren, ruderalen Flächen vor allem Pflanzenarten zu finden, die eine hohe Fortpflanzungsrate und kurze Lebensdauer (r-Strategen) aufweisen?
- Welchen Einfluss hat die Beweidung auf Brachen in Sandpionierstandorten?
- Welche Managementmaßnahmen können den Schutz der Biodiversität (i.S. von Artenreichtum) und den Schutz von Arten nährstoffarmer Standorte gewährleisten?

3. Konzepte und Begriffsdefinitionen

3.1. Brache

Der Begriff „Brache“ wird sehr unterschiedlich angewendet. Allen Definitionen ist jedoch der Bezug auf eine Fläche, die nicht mehr wirtschaftlich genutzt wird, gemein. Das brachgefallene Grundstück hat allerdings in der Vergangenheit eine Nutzung erfahren, die zumindest teilweise von Bedeutung ist. Der aus der Landwirtschaft stammende Begriff „Brache“ bezeichnet Felder, die gegenwärtig nicht genutzt werden. Die Gründe für dieses „Brachfallen“ können in Regenerationszwecken liegen, um den Boden- und Wasserhaushalt zu verbessern. Der Begriff beinhaltet jedoch auch die Absicht, die Fläche zeitlich versetzt wieder zu kultivieren und mit einer Nutzung zu belegen. Das Element der Nutzungsaufgabe oder des Nutzungsstillstandes, findet sich auch in der Begriffsanwendung für gewerbliche, industrielle oder infrastrukturelle Bereiche. Brachen im Siedlungsgebiet unterscheiden sich z. B. stark von der sie umgebenden Bebauungsstruktur. Neben industriellen Arealen kann der Begriff „Brache“ auch auf ehemalige Infrastrukturflächen wie Bahnareale zutreffen. Aus ökonomischer Perspektive sind Brachen funktionslose Flächen, von denen sich etwaige Nutzer zurückgezogen haben. Gründe dafür können wirtschaftlicher Strukturwandel, mangelnde

Raumnachfrage oder Spekulationsabsichten der Flächeneigentümer sein. Aus handlungsorientierter Sicht sind Brachen Flächen, die zum Beispiel wegen ihrer Lage oder Nutzung unwirtschaftlich geworden sind und einer qualifizierten Planung bedürfen, um sie für neue Nutzungen zu revitalisieren (GV NRW, zit. n. Austermann, 2012, S. 26 & Plüss, 2007, S. 4f.).

3.2. Geschichte der Brache

Oftmals entstanden Brachen entweder durch Auflassung bäuerlicher Betriebe oder durch temporäre Verbrachung von Ackerflächen (Geißelbrecht-Taferner & Mucina, 1995, S. 25). Bereits während der Stein-, Bronze- und Eiszeit wurde in Europa ein Wechsel von Getreideanbau und zwischengeschalteten Brachen gepflogen. Außerdem gab es immer wieder Flächen, auf denen nach zeitweiliger, später wieder aufgegebenen Anbaunutzung rasch Sekundärwaldwuchs entstand (Wytrzens, 2002, S. 39). Einerseits praktizierten die Römer in Teilgebieten des Imperiums eine Zweifelderwirtschaft mit einer abwechselnden Folge zwischen Getreide und Brache. Auf der anderen Seite traten während bestimmter Phasen der römischen Geschichtsentwicklung, insbesondere zur Zeit des sich bereits anbahnenden Niedergangs des römischen Reiches im zweiten Jahrhundert nach Christus Sozialbrachen in größerem Umfang auf. Brachen, die aus ökologischen oder ökonomischen Gründen gezielt angelegt wurden einerseits und solche, die aus sozialen Umständen heraus entstanden andererseits, zeigten sich auch während des Mittelalters. Während dieser Periode dominierte das um 800 eingeführte System der Dreifelderwirtschaft. Es hatte die Brache als eigenes Fruchtfolgeglied. Das heißt, die Äcker wurden im regelmäßigen Turnus mit Winter- sowie anschließend mit Sommergetreide unter Einschaltung eines Brachejahres bewirtschaftet. Infolge von Epidemien um 1350 verstarben viele Menschen. Dies hatte zur Folge, dass deutlich weniger Äcker zur Deckung des Ernährungsbedarfs benötigt und auch bewirtschaftet werden konnten. Das führte zu einer teilweisen Verödung einzelner Landstriche. Auch anhaltende Kriege führten zu Verwüstungserscheinungen und infolgedessen zu Sozialbrachen. Während des 18. Jahrhunderts und zu Beginn der Industrialisierung, kam es unter dem Einfluss physiokratischer Ideen zum vermehrten Zurückdrängen der Brache. In der verbesserten Dreifelderwirtschaft wurden vermehrt Klee und Futterpflanzen angebaut und auf Brachfolgen verzichtet. Die technischen Fortschritte

fürten zu einer vermehrten landwirtschaftlichen Produktivität, aber auch zu mehr Umweltbelastungen. Infolgedessen setzte die Agrarpolitik wiederum auf die Strategie, Brachen anzulegen. In Österreich bewegte sich das Ausmaß der Brachen, ohne zusätzliche Förderungen, zwischen 1955 bis 1999 meist im Bereich von etwa 1 % der Gesamtagrarfläche. Ab 1987 kamen spezifische Subventionen der österreichischen Agrarpolitik für Grünbrachen zu Tragen und führten zu einer deutlichen Expansion der Brachflächen. Zusätzliche Subventionen für Brachen und Flächenstilllegungen kamen mit dem EU-Beitritt 1995. Seit der unmittelbaren Nachkriegszeit ist eine Reduktion im Ausmaß des Ackerlandes in Österreich zu beobachten. Darunter fallen auch Flächen, die beispielsweise aufgrund von Aufforstung oder Verbauung nicht mehr zur landwirtschaftlichen Produktion beitragen. Aber auch Felder, die von Landwirten nicht mehr genutzt werden und als Sozialbrache gelten könnten, sind in diesen Flächen enthalten (Wytrzens 2002, S. 36ff.).

Seit Beginn des Österreichischen Programms für umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) im Jahr 1995 werden in ganz Österreich auch Brachen als Naturschutzmaßnahmen gefördert. Die Programmpunkte teilen sich dabei auf in wertvolle Flächen und Wiesen, Stilllegungsflächen sowie wichtige Strukturen oder Kleinteiligkeit. Die Vorteile solcher Vertragsnaturschutzmaßnahmen bestehen in der räumlichen und inhaltlichen Treffsicherheit der Maßnahmen durch eine bessere fachliche Grundlage seitens der Bearbeiter der Naturschutzbehörden. Naturschutzfachliche Ziele können differenziert auf die räumliche und betriebliche Situation abgestimmt werden und fördern das Bewusstsein der Landwirte für den naturschutzfachlichen Wert von Brachflächen durch speziell aufbereitete Informationen. Naturschutzfachliche Begleitforschung in Form eines Monitorings der Strukturen und Arten für Brachflächen in Österreich fehlt jedoch noch (Wrbka, 2002, S. 30f.).

3.3. Einteilung der Brachen

Die Bestimmung der Brachbiotoptypen erfolgt durch ihre frühere oder aktuelle Funktion oder Nutzung z. B. als Ackerfläche oder Mähwiese (Prach et al., 2007 & Geißelbrecht-Tafener & Mucina, 1995). Der Sukzessionsverlauf von Brachen verläuft unterschiedlich je nach Standorttyp und geografischem Gebiet. Eine detaillierte Vorhersage der spontanen Vegetationsveränderung und weitergehende Empfehlungen zur

Beeinflussung der Sukzession sind daher generell schwierig. Eine Vielzahl an Einflussfaktoren und ihr künftiger Einfluss, wie Feuchtigkeits- und Nährstoffgradienten, vorherige Bewirtschaftung, Wechselwirkungen mit anderen trophischen Ebenen, aber auch der Charakter der umgebenden Landschaft wirken auf das Erscheinungsbild und den Sukzessionsverlauf von Brachen (Prach et al., 2007, S. 197).

Bei jungen Brachflächen ist zumindest die vorherige Nutzung meist noch deutlich erkennbar (Geißelbrecht-Taferner & Mucina, 1995, S. 19). Die wichtigsten Unterscheidungsmerkmale von Brachen sind:

- Alter bzw. Dauer der Brache

Einjährige Brachen werden üblicherweise in Fruchtfolgen eingegliedert und gezielt mit Kulturpflanzen begrünt. Auf mehrjährigen Brachen entwickeln sich je nach Ausgangsbedingungen der Fläche, den Pflanzen auf angrenzenden Flächen und den Standortbedingungen unterschiedliche Pflanzenbestände. In der Regel können vier Besiedlungswellen unterschieden werden, die sich durch bestimmte Pflanzenarten unterscheiden. Der Artenbestand einer Brachfläche ist stark abhängig vom Alter der Brache. So dominieren bei Brachen im ersten Jahr einjährige Ackerunkraut- und Ruderalarten, bei älteren Brachen zweijährige Ruderalarten oder Übergänge zu ruderalen Hochstaudenfluren treten hervor. Hervorzuheben ist, dass insbesondere in den ersten Jahren der Stilllegung, die Flächen vielfarbig und artenreich sind, diese allerdings in weiterer Folge durch die Übernahme einiger weniger dominanter Arten minimiert werden. Das optische Erscheinungsbild der Brachen ändert sich jährlich (Geißelbrecht-Taferner & Mucina, 1995, S. 25).

- Begrünung

Hier wird zwischen Spontanbegrünung und Ansaat unterschieden. Bei der Spontan- bzw. Selbstbegrünung wird die Artenzusammensetzung durch den Samenvorrat des Bodens, Samenverbreitung aus der Luft (Anemochorie) und weitere Sameneintragsmöglichkeiten, wie etwa Zoochorie bestimmt. Eine künstliche Begrünung kann entweder mit Kulturpflanzen oder Wildpflanzen erfolgen. Das Ziel

sollte stets der rasche Aufbau eines standortspezifischen, autochtonen Pflanzenbestandes sein (Glauninger, 2022, S. 17).

- Pflegemaßnahmen

In Bezug auf eventuelle Pflanzenschutzprobleme kommt Pflegemaßnahmen auf Brachen eine große Bedeutung zu, wie etwa der Zeitpunkt von Mulchung, Mahd oder der Verzicht auf Pflanzenschutz, Bodenbearbeitung und Umbruch (Schwarz-Brachestreifen) und Dünger (Hilbig, 1997, S. 309f.).

3.4. Beschreibung der Vegetation auf Brachflächen

Die Einteilung der Pflanzengesellschaften erfolgt stets nach ihrer Artenzusammensetzung: Die Artenzusammensetzung wird durch die standörtlichen Gegebenheiten sowie Nutzung und Management bestimmt und spiegelt sich somit auch im syntaxonomischen System wider. Die erste Gruppe der Segetalvegetation (von lat. segetum — Getreide) oder Ackerbeikräuter, beschreibt also jene Arten, die vor allem auf Ackerland und anderen landwirtschaftlichen Kulturen auftreten. Die zweite Gruppe wird Ruderalvegetation (von lat. rudaris — Schutt) genannt. Diese anthropogen geprägten Standorte umfassen neben Misthaufen, Müllhalden und Wegrändern eben auch Acker- und Gartenbrachen. Segetalarten sind Opportunisten und können auch auf Ruderalstandorten wachsen (Holzner, 1994, S. 17f.). Segetalpflanzen stammen größtenteils aus offenen, vor allem lichten, spärlich bewachsenen Standorten. Ein Großteil dieser Pflanzen wurde mit dem Getreidebau aus Vorderasien eingeführt. Segetalarten sind demzufolge auf offene Agrarstandorte angewiesen (Pötsch 1991, Pötsch und Scheel 1991). Die Anzahl jener Pflanzengesellschaften, die nur auf Ruderalstellen vorkommen, ist aufgrund der insgesamt größeren Diversität von Ruderalstandorten wesentlich höher als für Pflanzengesellschaften auf Segetalstandorten. Dies ist hauptsächlich dem größeren Druck auf die Segetalvegetation durch die Konkurrenz von Ackerkulturpflanzen und landwirtschaftlichen Verfahren wie Unkrautentfernung oder Bodenbearbeitung geschuldet (Holzner, 1994, S. 17f.). Segetalvegetation wird also durch ihren Bedarf an Licht und offenen Standorten durch fortschreitende Sukzession von Ruderalgesellschaften abgelöst. Auf Brachflächen konnte eine Zunahme der Segetal-Diasporenzahl innerhalb der ersten drei Jahre

beobachtet werden (Albrecht, 2004). Für diesen Anstieg sind hauptsächlich annuelle Arten mit geringer Bestandsdeckung verantwortlich. Im zweiten Stilllegungsjahr sind annuelle Arten bereits reduziert und werden fast vollständig durch mehrjährige Arten ersetzt. Der Lichtmangel führt zum Rückgang der annuellen Segetalflora, im Diasporenvorrat nehmen sie dagegen nur langsam ab. Eine mögliche Ursache für den späteren Rückgang der Diasporendichte ist, dass die meisten Segetalarten kurzlebige Diasporen besitzen. Auch weitere Studien zeigen, dass der Diasporenvorrat der Segetalarten auf Brachen über einen längeren Zeitraum exponentiell abnimmt. Mit der Reduktion der Diasporenzahl geht auch eine Abnahme der Artenzahl einher. Andere Studien, wie von Kurtz und Heinken (2011), zeigen hingegen noch bei 20-jährigen Brachen relativ viele lebensfähige Samen von annuellen Arten im Diasporenvorrat. Ebenso beobachteten Wäldchen et al. (2005), dass die Keimfähigkeit vieler Segetalarten auch unter älteren Brachen (>50 Jahre) erhalten blieb. Die Studien von Kurtz und Heinken (2011) wie auch von Wäldchen et al. (2005) deuten einen Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Stilllegung und der Größe des Segetalartenspektrums im Diasporenvorrat an. Eine geringe Keimlingszahl unter annuellen Segetalarten könnte auf Herbizideinsatz in der vergangenen Nutzungsperiode zurückzuführen sein (Kurtz & Heinken, 2011, S. 117).

Einjährige Arten

Vor allem nach dem Umbruch von Rotationsbrachen kommen einjährige Arten vermehrt durch ihre hohe Samenproduktion auf. Die Anzahl jener Arten, die durch Windverbreitung eine zusätzliche Gefahr für bewirtschaftete Nachbarkulturen bedeuten, ist hingegen als gering einzuschätzen. Ausnahmen sind jedoch *Conyza canadensis* (Kanadisches Berufskraut) und *Lactuca serriola* (Kompaßlattich), welche sich stark räumlich durch Anemochorie ausbreiten. Einjährige dikotyle Arten, die auf Brachen vorkommen sind z.B. *Chenopodium album* (Weißer Gänsefuß), *Galium aparine* (Kletten-Labkraut), *Matricaria* s.p. (Kamillenarten), *Fallopia convolvulus* (Windknöterich), *Viola arvensis* (Ackerstiefmütterchen), *Capsella bursa-pastoris* (gewöhnliche Hirtentäschel), *Lamium* s.p. (Taubnessel-Arten), *Centaurea cyanus* (Kornblume) und *Conyza canadensis* (Kanadisches Berufskraut). Unter den einjährig monokotylen Unkräutern dominieren *Apera spica-venti* (Gemeine Windhalm), *Bromus* s.p. (Trespen) und *Alopecurus*

myosuroides (Ackerfuchsschwanz). Für Landwirte sind vor allem jene Arten bedeutsam, die spezielle Bekämpfungsmaßnahmen für aktiv bewirtschaftete Flächen erfordern (Geißelbrecht-Taferner & Mucina, 1995, S. 25).

Mehrjährige Arten

Nach etwa 4 Jahren dominiert häufig die zweijährige *Carduus acanthoides* (Weg-Distel), die später von mehrjährigen Ruderalarten, wie *Elymus repens* (Gemeine Quecke) und *Artemisia vulgaris* (Gemeine Beifuß), abgelöst wird. Nach etwa zwölf Jahren beginnen dann mehrjährige Gräser wie *Arrhenatherum elatius*, später *Festuca rupicola* und *Poa angustifolia* zu dominieren (Prach et al., 2007, S. 183f.). Mehrjährige Arten können durch vegetative Pflanzenteile oder Samen die Bewirtschaftung sowohl nach dem Umbruch von Brachflächen als auch in Nachbarkulturen erschweren. In mehrjährigen Brachen kennzeichnen sie die dritte Besiedelungswelle. Zu nennen wären hier *Cirsium arvense* (Ackerkratzdistel), *Convolvulus arvensis* (Ackerwinde), *Calystegia sepium* (Echte Zaunwinde) oder auch *Elymus repens* (Gemeine Quecke). Extensivierungsmaßnahmen innerhalb eines Betriebes werden oft als Treiber für Probleme mit mehrjährigen Arten gesehen. *Cirsium arvense* (Ackerkratzdistel) zählt zu jenen mehrjährigen Unkrautarten, stellt aber auch für zahlreiche Organsimen eine wichtige Lebensgrundlage dar und wird deshalb im Naturschutz sehr geschätzt. Der Artenbestand einer Brachfläche ist auch stark abhängig vom Alter der Brache. Im ersten Jahr dominieren einjährige Ackerunkraut- und Ruderalarten, wohingegen bei älteren Brachen zweijährige Ruderalarten oder Übergänge zu ruderalen Hochstaudenfluren überwiegen. Augenscheinlich ist, dass insbesondere in den ersten Brachejahren die Flächen besonders artenreich sind, der Artenreichtum nimmt allerdings in weiterer Sukzessionsfolge durch die Übernahme einiger weniger dominierender Arten ab (Geißelbrecht-Taferner & Mucina, 1995, S. 25).

3.5. Naturschutzfachliche Wertigkeit von Brachflächen

Die naturschutzfachliche Wertigkeit des Grünlandes nimmt EU-weit ab. Finanzierungsprobleme der gefährdeten und naturschutzfachlich wertvollen Offenlandlebensräume konnten im Rahmen der ersten Säule der 1962 eingeführten gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) noch nicht zufriedenstellend geklärt werden. Flächen erhalten weiterhin ihren Grünlandstatus, wenn sie mit Einsaat oder Selbstbegrünung zum Anbau von Gras oder anderen Futterpflanzen bewirtschaftet

werden und seit fünf Jahren kein Bestandteil der Fruchtfolge sind. Dies schließt prinzipiell mehrjährige Brachen, die mit Gras und/oder anderen Futterpflanzen bewachsen sind, aber auch z. B. Blühstreifen mit ein (Lange, 2017, S. 107). Vor allem mehrjährige Ackerbrachen werden besonders im Hinblick auf die Entwicklung von Arthropoden und bodenbrütenden Vögeln wie Feldlerche (*Alauda arvensis*), Schafstelze (*Motacilla flava*) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) naturschutzfachlich positiv bewertet. Mehrjährige und einjährigen Rotationsbrachen, welche bei Selbstbegrünung vornehmlich konkurrenzschwachen Segetalarten Entwicklungsmöglichkeiten bieten, sind mit ihrer Pflanzendiversität ein ökologisch wertvolles Glied von Kulturlandschaften (Pötsch, 1994, S. 53). Nährstoffarme Brachen ohne gelenktem Sukzessionsmanagement in traditionell extensiv landwirtschaftlich genutzten Bereichen, die nicht durch Überdüngung oder Entwässerung tiefgreifend verändert wurden und (halb-)natürliche Lebensräume in der Nähe, sind von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung. Ungelenkte Sukzession in einem Zeitraum von etwa zwanzig Jahren, führt laut Prach et al. (2007) zu naturnahen Stadien.

3.6. Biodiversität

Der Begriff der Biodiversität wird im deutschen Sprachgebrauch häufig zur Artenvielfalt verkürzt, bezieht aber auch die Ebene der Gene (genauer: der Allele, also unterschiedlicher Varianten eines Gens), die Ebene der Ökosysteme, die Vielfalt von Organen oder Geweben und die Vielfalt von Lebensgemeinschaften oder Ökosystemen mit ein (Lanzerath et al., 2008 S. 25ff. & Beteriuhnlet, 2003, S. 328 & Potthast & Berg, 2016, S. 240). Die Ebene der Ökosysteme geht allerdings über die biologische Diversität hinaus, da auch die physikalische Umgebung miteinbezogen wird. Statt von Ökosystemen (Biogeozönosen) wäre daher korrekt von der Ebene der Lebensgemeinschaften (Biozönosen) zu reden (Potthast & Berg, 2016, S. 240).

Die meisten wissenschaftlichen Definitionen der biologischen Diversität unterscheiden also zwischen der Diversität der genetischen Ausstattung, der Arten und der Ökosysteme sowie innerhalb und zwischen Systemen sowie der Diversität der Systeme selbst (α - und β - und γ -Diversität) (Job et al., 2016, S. 483f).

Der Begriff Biodiversität entstand erst in den 1980er Jahren und hat sich zu einem der Paradigmen der Naturschutz- und Umweltpolitik im Kontext globaler Nachhaltigkeit entwickelt. Bedingt durch die Politisierung des Begriffes, als Folge der United Nations

Conference on Environment and Development (UNCED)-Konferenz 1992 in Rio de Janeiro, ist seine Bewahrung inzwischen Gegenstand zahlreicher sowohl nationaler als auch internationaler politischer Bestimmungen geworden (Lanzerath et al., 2008 S. 25ff. & Potthast & Berg, 2016, S. 240 & Job et al., 2016, S. 484 & Beteriuhnlet, 2003, S. 328).

Die Entstehung des Begriffes zeigt, wie sich die Sorge über den Verlust der biologischen Diversität zu einem politischen Antrieb für Schutz- und Wiederherstellungsbemühungen gewandelt hat (Job et al., 2016, S. 484). „Auch in ökonomischer und soziologischer Hinsicht spielt Biodiversität eine wichtige Rolle, da sie stark vom Menschen beeinflusst wird und der Mensch in vielfältiger Abhängigkeit von ihr steht“ (Wittig & Niekisch, 2014, S. 3).

3.7. Konzepte der Erfassung der Diversität

Diversität ist die Vielfalt von Arten in einer Lebensgemeinschaft, wobei nicht nur die Artenzahl, sondern auch die relative Abundanz der Arten (Arten-Individuen-Relation; Arten-Rang-Relation) berücksichtigt wird (Schaefer, 2012, S. 66). Auf verschiedenen räumlichen Skalen kann nun die Artenvielfalt verglichen werden (Baur, 2021, S. 97):

Die Alpha (α) Diversität ist flächen- oder typenbezogen und betrachtet einzelne Lebensgemeinschaften. Ihr Wert wird durch einfaches Zählen der Individuen oder durch Schätzung ihrer Abundanz erhalten. Die Artenvielfalt (Anzahl der Arten) und der Shannon Diversitätsindex stellen zwei Maße für die α -Alpha Diversität dar (Baur, 2021, S. 97 & Wittig & Niekisch, 2014, S. 15).

Die Beta (β) Diversität bezeichnet den Unterschied zwischen verschiedenen Biozönosen entlang eines standörtlichen Gradienten und kann nicht durch einfaches Zählen ermittelt werden. Sie bezeichnet das Ausmaß, in welchem sich die Artenzusammensetzung entlang eines Umweltgradienten oder zwischen Standorten einer größeren Region verändert (Wittig & Niekisch, 2014, S. 15 & Baur, 2021, S. 97).

Die Gamma (γ) Diversität bezieht sich auf Biotope einer größeren Landschaft und umfasst daher die Artenzahl in einer großen geografischen Region, etwa einer Landschaft, die aus verschiedenen Lebensräumen mit unterschiedlichen Umweltbedingungen besteht. Die γ -Gamma Diversität ist aus diesem Grund immer

größer als die α - Alpha Diversität, wird doch die Diversität aus verschiedenen Lebensräumen zusammengefasst (Baur, 2021, S. 97 & Wittig & Niekisch, 2014, S. 15).

3.8. Ökologische Zeigerwerte

Die ökologischen Zeigerwerte einer Art nach Landolt (1977) beschreiben durch eine nummerierte Skala von eins bis fünf die Ausprägung von Standortfaktoren wie zum Beispiel Bodenfeuchtigkeit (Gigon et al., 2004, S. 28). Der Pflanzenökologe Heinz Ellenberg entwickelte schließlich ein System von Zeigerwerten, in dem jeder mitteleuropäischen Art der höheren Pflanzen, Moose und Flechten gemäß ihrem Vorkommen im Freiland, also unter Bedingungen der Konkurrenz mit anderen Arten, ein Zahlenwert zugeordnet wird. Dabei gibt die Ziffer 1 die jeweils geringste und die Ziffer 9 die stärkste Ausprägung des entsprechenden Umweltfaktors an (Thomas, 2018, S. 105f.). Bei dieser Skala handelt es sich also um empirische Werte, die angeben, unter welchen Bedingungen eine Art konkurrenzfähig ist. Die Konkurrenz ist für das Verbreitungsmuster der Arten von immenser Bedeutung. Die Werte geben jedoch nicht unbedingt Auskunft über die rein physiologische Toleranz der Arten (in Reinkultur) gegenüber den Standortfaktoren (Gigon et al., 2004, S. 28). Neben den verschiedenen Umweltfaktoren, wie Licht, Temperatur, Kontinentalität, Bodenfeuchte, Säuregrad des Bodens bzw. Bodenreaktion oder Salzkonzentration des Bodens, ist vor allem der Stickstoff- bzw. Nährstoffwert von Pflanzen gerade für Brachen ausschlaggebend. Auf der Grundlage systematischer Aufnahmen von Pflanzengesellschaften in einem Ökosystem lassen sich aus den Zeigerwerten der dort vorgefunden Arten Mittelwerte berechnen, die wiederum Aussagen über die dort herrschenden ökologischen Standortfaktoren ermöglichen. Allerdings können Ergebnisse nach dem Zeigerwerteverfahren deutlich detailliertere Resultate als physikalisch-chemischen Analysen nicht ersetzen (Thomas, 2018, S. 105f.).

3.9. Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (CSR)

Sukzessionsreihen werden durch ökologische Strategietypen charakterisiert. Konkurrenzarme Standorte werden rasch von r-Strategen, also kurzlebigen Arten, besiedelt. Sie zeichnen sich durch effektive Ausbreitungsformen wie Anemochorie und ihre hohe Samenproduktion aus. Aufgrund der geringen Wuchshöhen sind sie empfindlich gegenüber Beschattung und damit Schattentoleranten, den K-Strategen als

langlebigen Arten, unterlegen. Beide Typen stellen Extreme jeweils eines Kontinuums dar und sind deshalb nicht für sämtliche Pflanzenarten zuordenbar. Denn abiotische Faktoren wie Temperatur, Feuchtigkeits-, Nährstoff- und Salzgehalt im Boden sind genauso entscheidend für das Vorkommen von Pflanzenarten. Stresssituationen, die aus diesen abiotischen Faktoren resultierten, wurden nach Grime (1974, 1979) im Dreiecksmodell der ökologischen Primärstrategien dargestellt. Aufbauend auf dem r-K-Modell wurde die Stresstoleranzstrategie als dritter Strategietyp definiert und der Intensität des Stresses eine gleichberechtigte Position eingeräumt.

Die Hauptstrategietypen lassen sich in einer der drei folgenden Kategorien aufgliedern und beschreiben:

C-Strategen (Konkurrenzstrategen) zeichnen sich durch ihre Langlebigkeit aus und sind auf standortbegünstigten Flächen zu finden. Jene konkurrenzstarken Arten besiedeln vor allem nährstoffreiche Brachflächen (Dierschke & Peppler-Lisbach, 2009, S. 172). Dabei findet sich keiner der Umweltfaktoren an den äußersten Enden des Spektrums, sodass davon auszugehen ist, dass so gut wie keine Stressbedingungen einwirken. Die ebenfalls oft langlebigen, allerdings sehr reproduktionsschwachen S-Strategen (Stresstoleranzstrategen) existieren unter extremen Standortbedingungen und können demgemäß auf nur sehr begrenzte Ressourcen zurückgreifen. Hierunter fallen unter anderem jene Arten, welche an Salzstandorten beheimatet sind. Als dritter Typus werden die oftmals krautigen R-Strategen (Ruderalstrategen) geführt, welche sich durch ihre Kurzlebigkeit Ressourceninvestition in ihre generative Reproduktion auszeichnen. Diese Strategen existieren häufig an von vielfältigen und vermehrten Störungen geprägten Standorten und reproduzieren weitgehend selbstbestäubend oder als Windausbreiter. Trotz des hohen Vorkommens der oft durch Menschenhand beeinflussten konkurrenzarmen Standorte, ist die Häufigkeit der R-Strategen (Ruderalstrategen) oftmals durch einen zum Beispiel hohen Stockstoffanteil auf landwirtschaftlich genutzten Flächen begrenzt. Da eine Einordnung bestimmter Pflanzenarten in eine dieser Strategietypen oftmals diffizil und uneindeutig ist, wurden durch Grime weitere Übergangstypen beschrieben: neben Konkurrenz-Ruderalstrategen (CR-Strategen), Konkurrenz-Stressstrategen (CS-Strategen) und Stress-Ruderalstrategen (SR-Strategen) sind insbesondere die Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (CSR-Strategen)

hervorzuheben, welche sich oft räumlich und zeitlich stark eingeschränkte Nischenstandorte zunutze machen und als Zwischenglied zu allen oben beschriebenen Hauptstrategietypen fungieren. (Klotz & Kühn, 2002, S. 197f.).

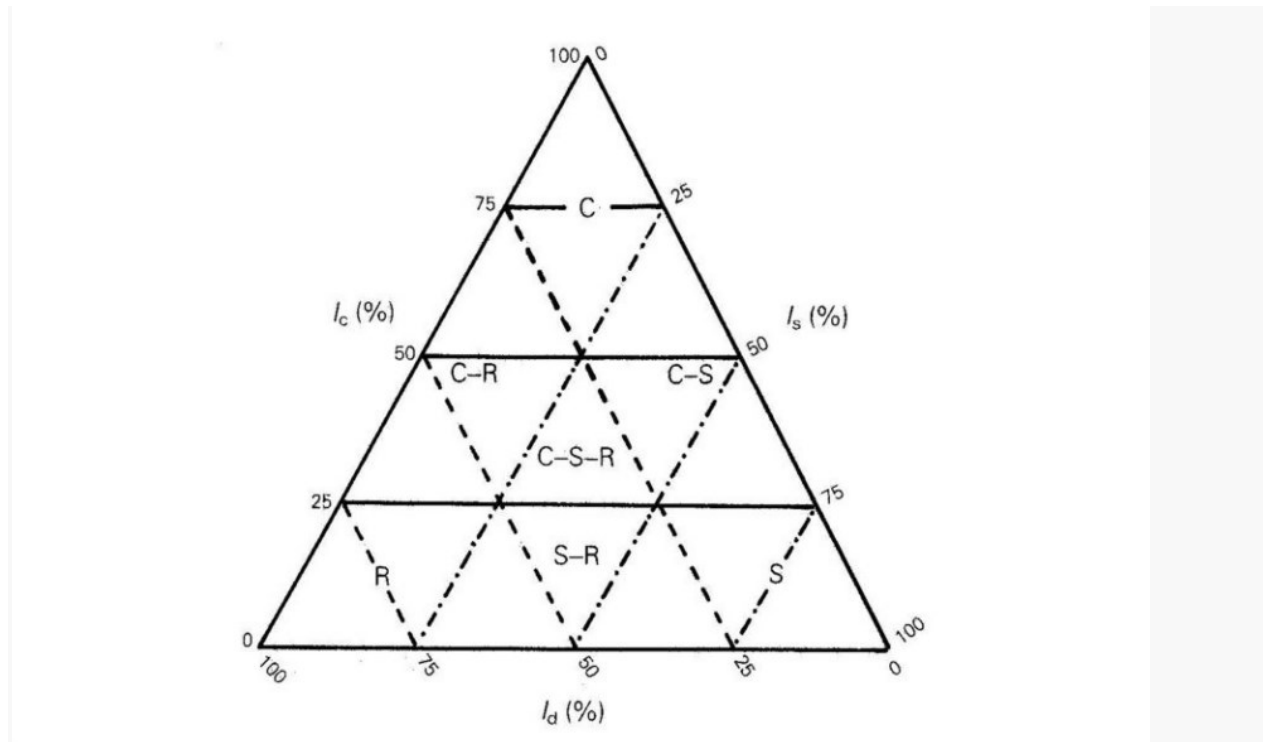


Abbildung 1: Dreiecksmodell der ökologischen Primärstrategien: C=Konkurrenzstrategen, S=Stress-Strategen, R=Ruderalstrategen und Übergangstypen mit relativer Bedeutung von Konkurrenz (IC), Stress (IS) und Störung (IR) (nach Grime et al., 1988).

Tabelle 1: Strategietypen nach Grime (Kühn & Klotz, 2002)

C	Konkurrenz-Strategen:	krautige Arten mit hoher Konkurrenzkraft
R	Ruderal-Strategen:	meist einjährige, krautige Pflanzen mit kurzer Lebensdauer und hoher Samenproduktion; besiedeln Pionierstandorte
S	Stress-Strategen:	Arten mit geringem Zuwachs und Anpassungen an Faktoren wie Salzgehalt, Staunässe oder Trockenheit

CR	Konkurrenz-Ruderal-Strategen:	Übergangstyp zwischen Konkurrenz- und Ruderal-Strategen
CS	Konkurrenz-Stress-Strategen:	Übergangstyp zwischen Konkurrenz- und Stress-Strategen
SR	Stress-Ruderal-Strategen:	Übergangstyp zwischen Stress- und Ruderal-Strategen
CSR	Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen:	Intermediärer Typ durch Rosetten oder kleinwüchsige Pflanzenorgane gekennzeichnet. Weisen eine mittlere Lebensdauer auf.

4. Methoden

4.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasste Brachflächen im Raum Illmitz-Apetlon, Brachflächen entlang des Seedammes, welcher sich von Weiden am See bis in das Sandeck südwestlich von Illmitz erstreckt und im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel liegt.

Im Gelände rund um die Ortschaft Illmitz wechseln sich trockene Kuppen und sandige Rücken mit ausgedehnten, mehr oder weniger salzigen, nassen bis überschwemmten Senken ab (Korner et al., 2008, S. 6). Der Jahresniederschlag beträgt circa 600 mm bei einer mittleren Jahrestemperatur von rund 10 °C (Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel, 2018). Der Raum um den Neusiedler See ist die klimatisch wärmste Region Österreichs mit Temperaturen über 25 °C an 61 Tagen im Jahresmittel (Herzig, 2014, S. 101).

Die Landschaft im Osten Österreichs ist durch einzigartige Trockenrasen-Ökosysteme des Puzsta-Typs gekennzeichnet. Mit Ausnahme des Weinbaus wurde dieses Gebiet von 1945 bis 1989 relativ wenig landwirtschaftlich genutzt. Seit 1989 sind viele Weinbaugebiete aufgegeben worden, da sie ein Teil des Nationalparks Seewinkel wurden (Zolda & Háněl, 2007, S. 112f.). Seit Mitte der 1980er Jahre wurde die

Weidewirtschaft als Mittel zur ökologischen Wiederherstellung wieder eingeführt, während die gleichzeitig wirtschaftliche Entwicklung zur Aufgabe zahlreicher Weinbaugebiete führte (Fiedler et al., 2017, S. 278).

Als Bodentypen treten westlich von Illmitz fruchtbare Tschernoseme, Para-Tschernoseme sowie versalzte Feuchtschwarzerden, in der Seerandzone meist Solontschak-Solonetze sowie Sandböden entlang des Seedammes auf (Nelhiebel, 1980, S. 43). Der Großteil der naturschutzfachlich wertvollen Trockenrasen im Seewinkel wurde im 20. Jahrhundert zu Weingärten umgewandelt. Erst in den letzten Jahren kam es bei wenigen Flächen davon zur Nutzungsaufgabe und sie fielen brach (Euller et al., 2014, S. 42). Die Bracheflächen im Untersuchungsgebiet weisen sehr unterschiedliche Nutzungs- und Sukzessionsabfolgen auf. Die Weingartenbrachen und Ruderalwiesen der Weinbaulandschaft werden fallweise durch Mahd gepflegt, jedoch meist gemulcht (Korner et al, 2008, S. 1).

Seedamm

Der Seedamm ist ein floristisch und faunistisch interessanter Bereich am Ostufer des Neusiedler Sees. Der etwa zwei Meter hohe und 25 Meter breite Brandungswall der hauptsächlich aus Sanden und Schottern aufgebaut ist, wurde vor rund 2.000 Jahren durch mächtige Eisstöße gebildet. Durch die geringen Niederschlagsmengen und die relativ hohen Temperaturen konnte sich am Seedamm eine dünne Bodenschicht mit Pionierpflanzen entwickeln (Nelhiebel, 1980, S. 43 & Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, 2018). Wein gedeiht in diesem Bereich besonders gut. Deshalb wurde bereits früh mit dem Weinanbau begonnen. Heute wechseln sich aktiv bewirtschaftete mit brachgefallenen Weingärten ab (Nelhiebel, 1980, S. 44).

Gerade offene Sandflächen wie am Seedamm sind in der Landschaft selten geworden, weisen jedoch eine charakteristische und speziell angepasste Fauna auf. Verschiedene Insektenarten wie etwa Grabwespenarten sind als Sandbewohner an Umlagerungen angepasst. Brachen auf Sandstandorten sind daher in jedem Fall naturschutzfachlich höchst wertvoll. Unter den Wegwespenarten ist speziell *Aporinellus sexmaculatus* auf den Seedamm angewiesen und ist im Besonderen (wie *Bembix rostrata*) ist auf

Weingartengartenbrachen für den Nestbau angewiesen (Wiesbauer & Mazzucco, 1999, S. 26f.).

4.2. Flächensampling und Datenerhebung

Insgesamt 20 Aufnahmeflächen wurden im Sommer 2018 erhoben und anschließend miteinander verglichen. Die Brachflächen teilen sich auf jeweils zehn Brachflächen im Gebiet des Seedammes und zehn Brachflächen aus dem Stratum der FOEK2018_Illmitz auf (dieses Stratum wurde im Rahmen der Übungen zur funktionellen Ökologie im Jahr 2018 erhoben). Der Hauptteil der Brachflächen des Nationalparks liegt im Bereich des Seedammes, deshalb wurden 10 Flächen entlang eines ungefähr einen Kilometer langen Abschnitts am Seedamm gewählt. Um Vergleiche zwischen Brachflächen am Seedamm mit Brachflächen außerhalb zu ziehen, wurden auch die Daten aus den Jahren 2013 bis 2017 herangezogen und ausgewertet. In jenem Stratum wurden die Brachflächen jedes Jahr während einer Woche im Juni aufgenommen.

Bei allen wissenschaftlichen Erhebungen ist die exakte Festlegung der Grundgesamtheit als eine genau begrenzte und eindeutig definierte Menge der Untersuchungsobjekte von Bedeutung. Da eine Vollerhebung aller Brachflächen nicht möglich, oder zumindest nicht ökonomisch ist, muss die Untersuchung auf einen Teil der Grundgesamtheit, die sogenannte Stichprobe, beschränkt werden. Ausgehend von der Stichprobe lässt sich durch eine Hochrechnung der Ergebnisse auf die Grundgesamtheit schließen. Die Grundgesamtheit ist im vorliegenden Fall identisch mit dem Stichprobenraum und kann bei sehr allgemeiner Fassung als die Menge aller Brachflächen eines Standorttyps definiert werden (Pötsch, 1994, S. 50).

Pro Rasterzelle (Aufnahmefläche) wurden daher vier Teilstichproben in der Größe von 2x5m erfasst (siehe Abbildung 2). Zwischen den einzelnen Teilflächen wurde ein Abstand von 30 m eingehalten. Die Aufnahmen erfolgten im Zeitraum zwischen 01. und 27. Juli 2018. Um Einflüsse aus angrenzenden Flächen oder Weg- und Schotterbereiche auszuschließen, wurde ein Abstand von 30 m vom Rande der Aufnahmefläche, z. B. zum Wegrand hin eingehalten. Gefäßpflanzenarten wurden laut Fischer et al. (2008) sowie nach dem Flora Vegetativa laut Eggenberg und Möhl (2013) bestimmt und deren Abundanz wurde anhand der Braun-Blanquet-Skala (1964) geschätzt (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Abundanz-/Dominanz Skala nach Braun Blanquet. Quelle: eigene Darstellung, 2021

Symbol	Individuenzahl	Deckung
R	selten, ein Exemplar	(deutlich < 1 %)
+	wenige (2 bis 5) Exemplare	(bis 1 %)
1	viele (6 bis 50) Exemplare	(bis 5 %)
2	sehr viele (über 50) Exemplare	(bis 5 %)
	(oder beliebig)	5 bis 25 %
3	(beliebig)	26 bis 50 %
4	(beliebig)	51 bis 75 %
5	(beliebig)	76 bis 100 %

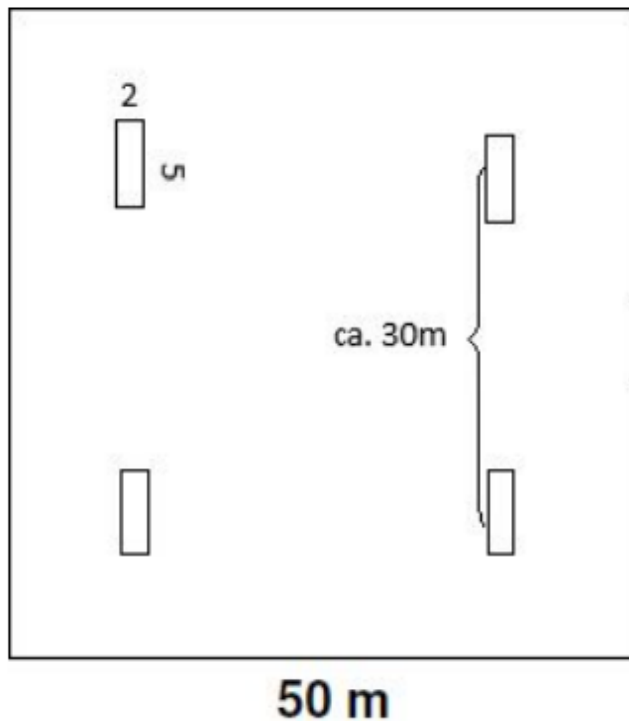


Abbildung 2: Skizze der Gefäßpflanzendatenerhebung: 4 Braun-Blanquet Aufnahmen (4 Teilstichproben in der Größe von 2x5m).
Quelle: Eigene Darstellung, 2021

Im Nationalparkgebiet wurde ein zehn Kilometer langer Streifen vom Standpunkt Illmitz Hölle entlang der östlichen Seite des Dammes bis in den Süden aufgenommen.

Stichprobenartig wurden dabei Brachflächen auf jedem Kilometerabschnitt erhoben. Somit wurden zehn Flächen im Nationalparkgebiet vegetationsökologisch erschlossen.

Die Bestimmung der Brachflächengruppen erfolgte durch ihre frühere oder aktuelle Nutzung z. B. als Acker- oder Weinanbaufläche. Bei jungen Brachflächen ist eine Nutzungstyp-Festlegung durch den visuellen Eindruck meistens einfach nachvollziehbar, da ihre Geschichte noch deutlich zu erkennen ist. Bei Ackerbrachen ist vor allem an den Ackerbeikräutern noch das erste Brachejahr ersichtlich (Geißelbrecht-Taferner & Mucina, 1995, S. 19). Um sekundäre Sukzession von Gehölzen zu verhindern, wird ein Großteil der Brachflächen (auch ehemalige Weingärten) in diesem Gebiet etwa einmal pro Jahr gemäht. Diese Brachflächen grenzen sich durch ihre Artenzusammensetzung deutlich von den übrigen Wiesen ab. Die Brachflächen entstanden innerhalb der letzten 10 bis 20 Jahre aus Ackerflächen und Weingärten und weisen daher noch viele Arten auf, die auf ihren Ursprung hinweisen wie z. B. *Papaver rhoeas*, *Anthemis arvensis*, *Apera spica-venti* (Fiedler et al., 2017, S. 282f.).

4.2.1.Übersicht des Aufnahmegebietes am Seedamm:

Der Seedamm ist wie in der Bodenkarte des BFW ersichtlich (Abbildung 3), durch humusreiche Schwarzerdeböden und Salzböden gekennzeichnet. Die für das Gebiet des Seedammes besonders charakteristischen Sandböden (Regosole) werden in Abbildung 3 als untypische Böden gelistet. Untersuchungen auf den Sandflächen des Seedammes ergaben einen Schluff- und Tonanteil von bis zu 4 % und einen pH-Wert von 7,7 (Wiesbauer & Mazzucco, 1999, S. 12f. & Don & Prietz, 2019, S. 23f.).

Oft findet man unter dem Dammsand begrabene Salzböden oder anmoorige Feuchtschwarzerden (Nelhiebel, 1980, S. 41). Diese Schwarzerdeböden zeichnen sich durch einen mächtigen Humushorizont aus und werden deshalb auch landwirtschaftlich genutzt.

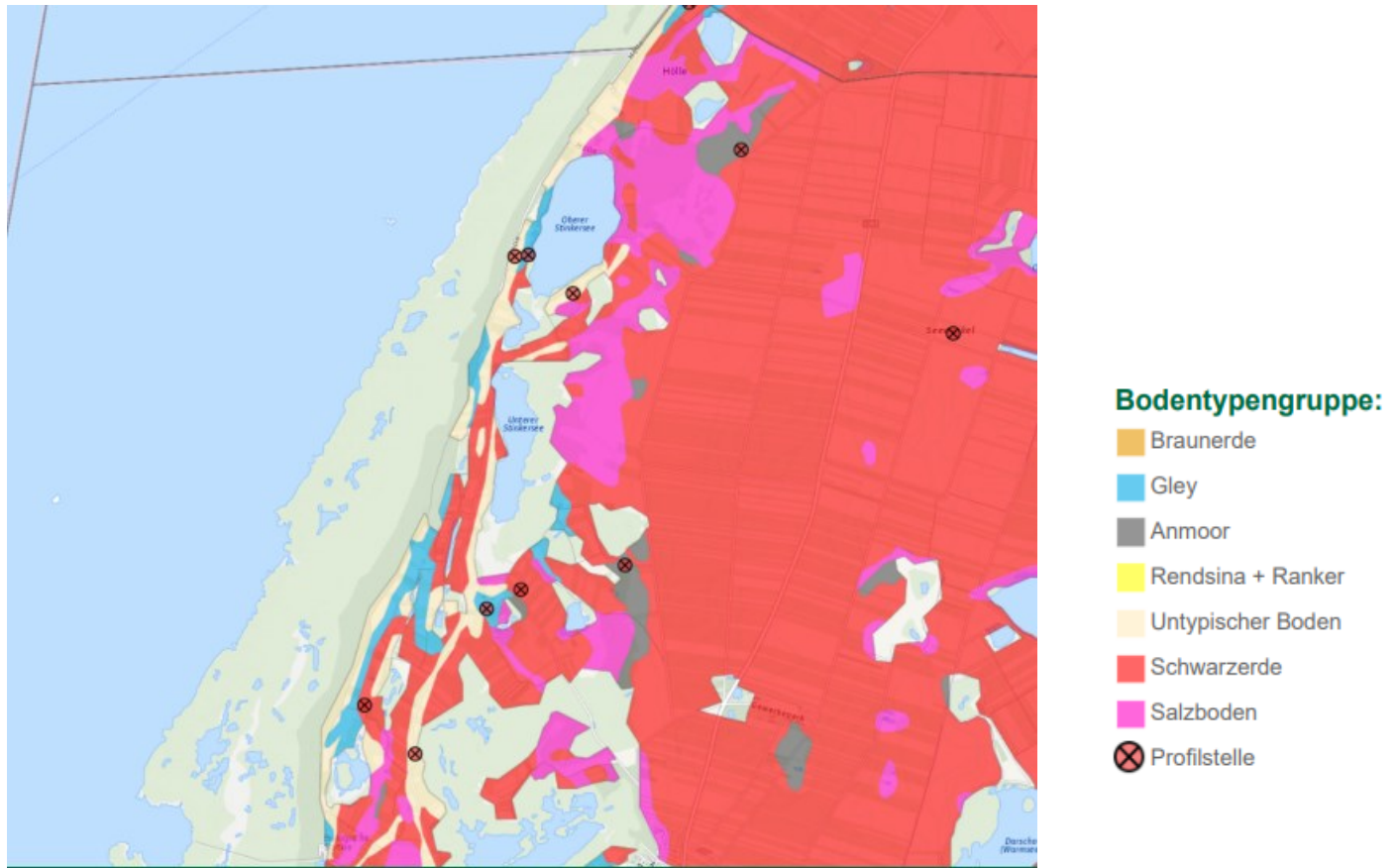


Abbildung 3: Übersichtskarte der Bodentypen am Seedamm (abgerufen am 30.09.2021, BFW, 2018)

Wie in Abbildung 4 ersichtlich, kommen Salzböden in unmittelbarer Nähe von Salzlacken vor. Die Böden bei Illmitz und Apetlon sind durch sandige Feuchtschwarzerden gekennzeichnet. Verhältnismäßig weite Flächen nehmen im Raum Illmitz sogenannte “Graue Böden” ein. Dieses Material mit teilweise erhöhten Salzgehalten wird landwirtschaftlich genützt (Nelhiebel, 1980, S. 42f.).

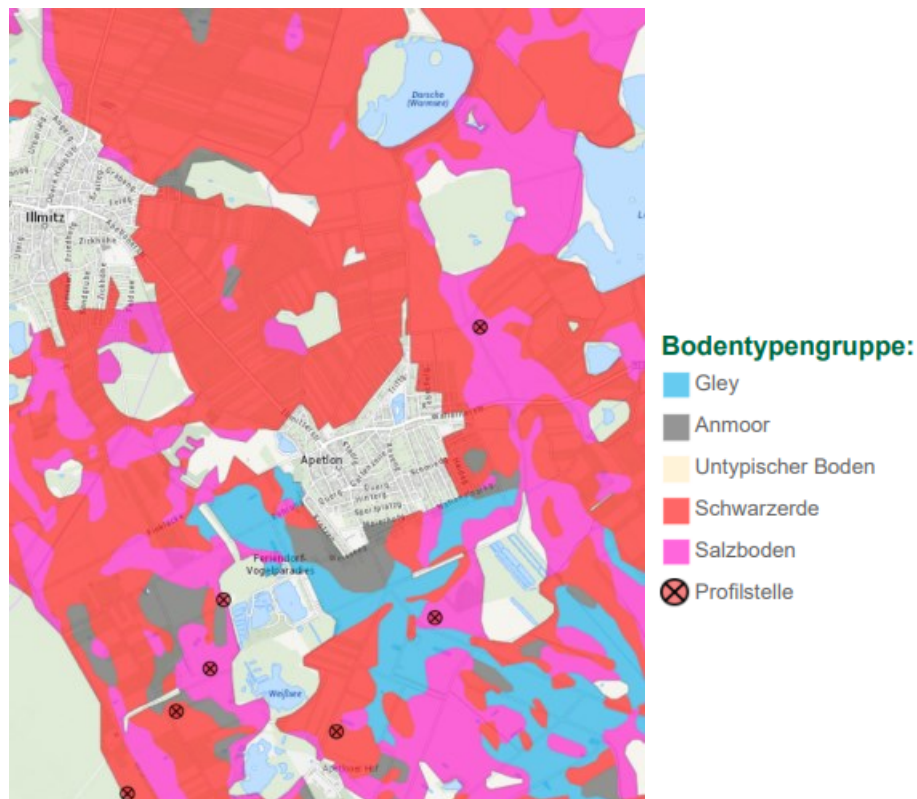


Abbildung 4: Übersichtskarte der Bodentypen bei Illmitz und Apetlon (abgerufen am 30.09.2021, BFW, 2018)

Die nachstehende Abbildung (Abbildung 5) zeigt eine grafische Übersicht des Aufnahmegebietes Seedamm.



Abbildung 5: Seedamm Illmitz. Quelle: Google, 2021

Die folgenden Abbildungen (Abbildung 6, Abbildung 7, Abbildung 8) zeigen die Flächen entlang des Seedammes mit den Bezeichnungen NP01 bis NP10.



Abbildung 6: Flächen NP01 und NP02. Quelle: Google, 2021

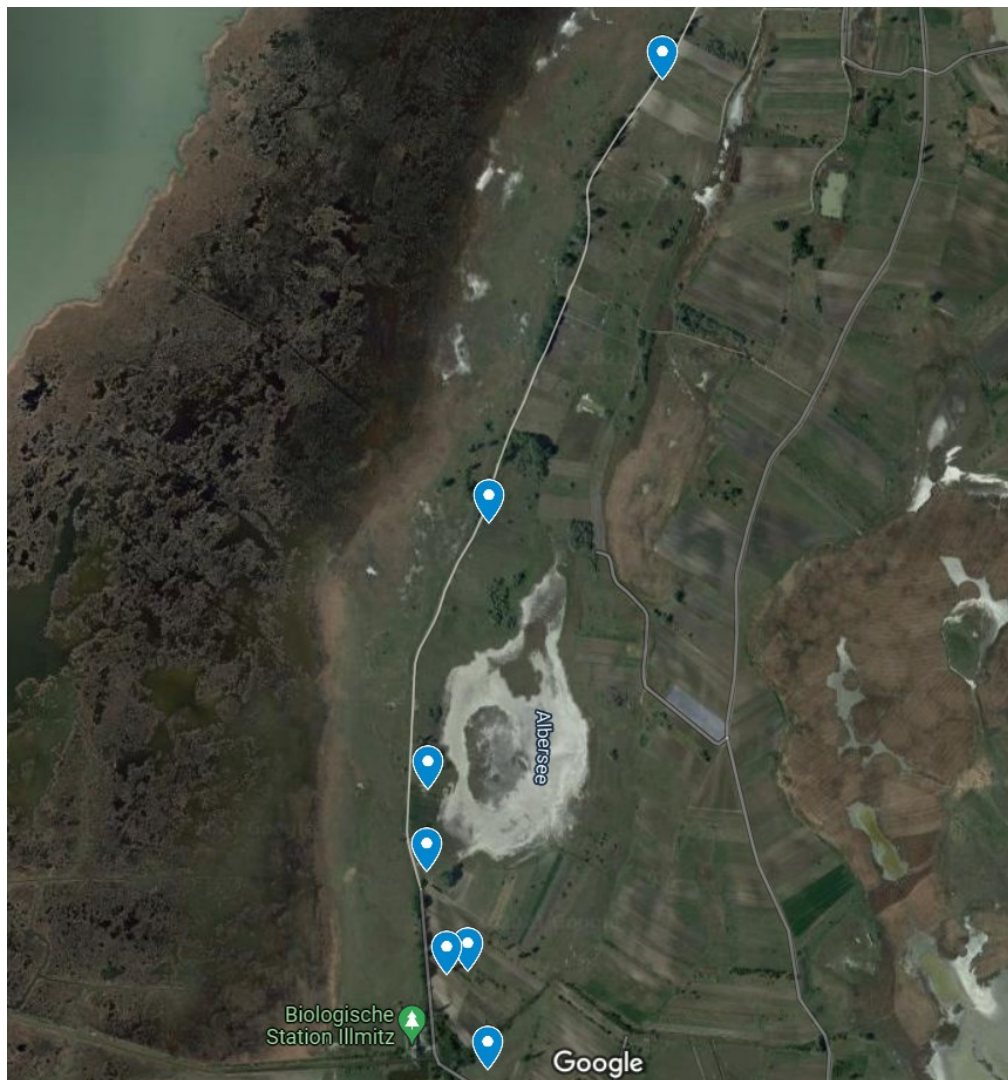


Abbildung 7: Flächen NP03-NP09. Quelle: Google, 2021

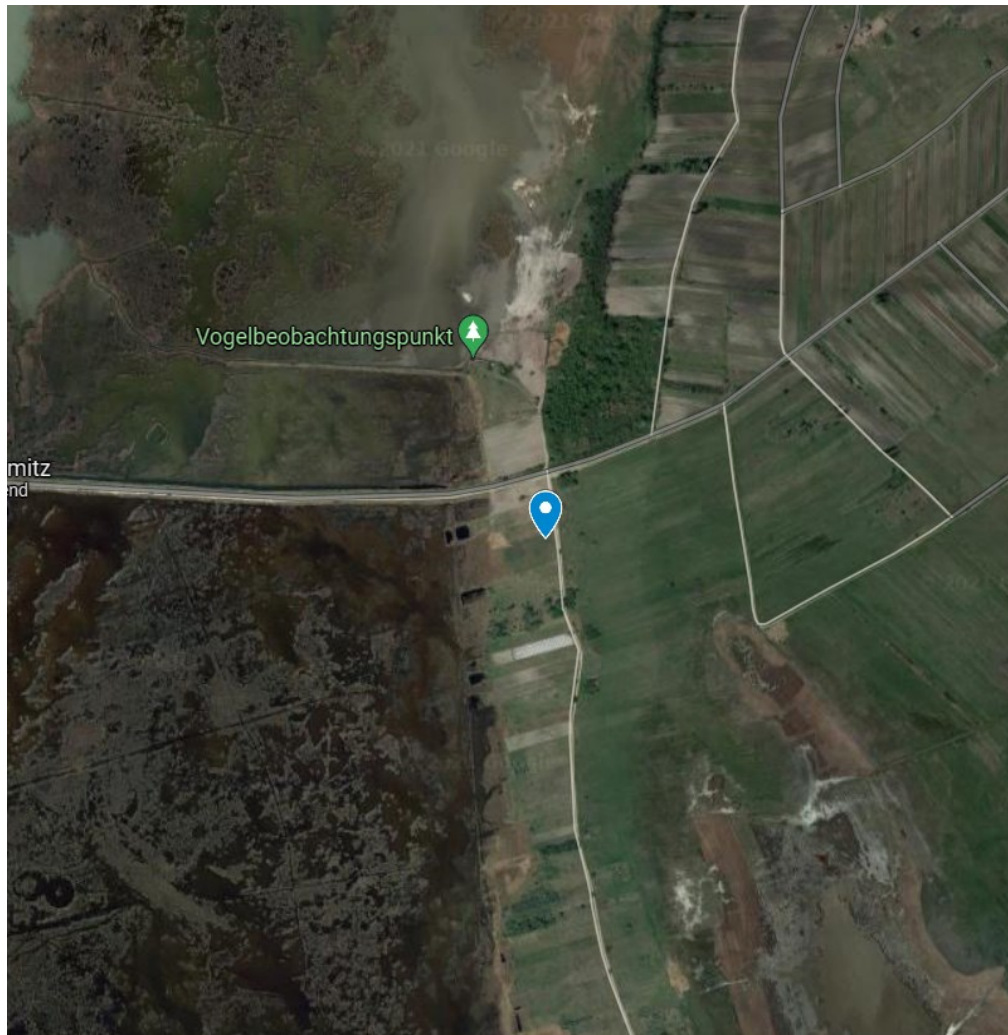


Abbildung 8: NP10. Quelle: Google, 2021

Abbildung 9 zeigt einen Überblick über jene Flächen, deren Nutzungsrechte von den Grundbesitzern vertraglich an das Nationalparkmanagement abgetreten wurden.

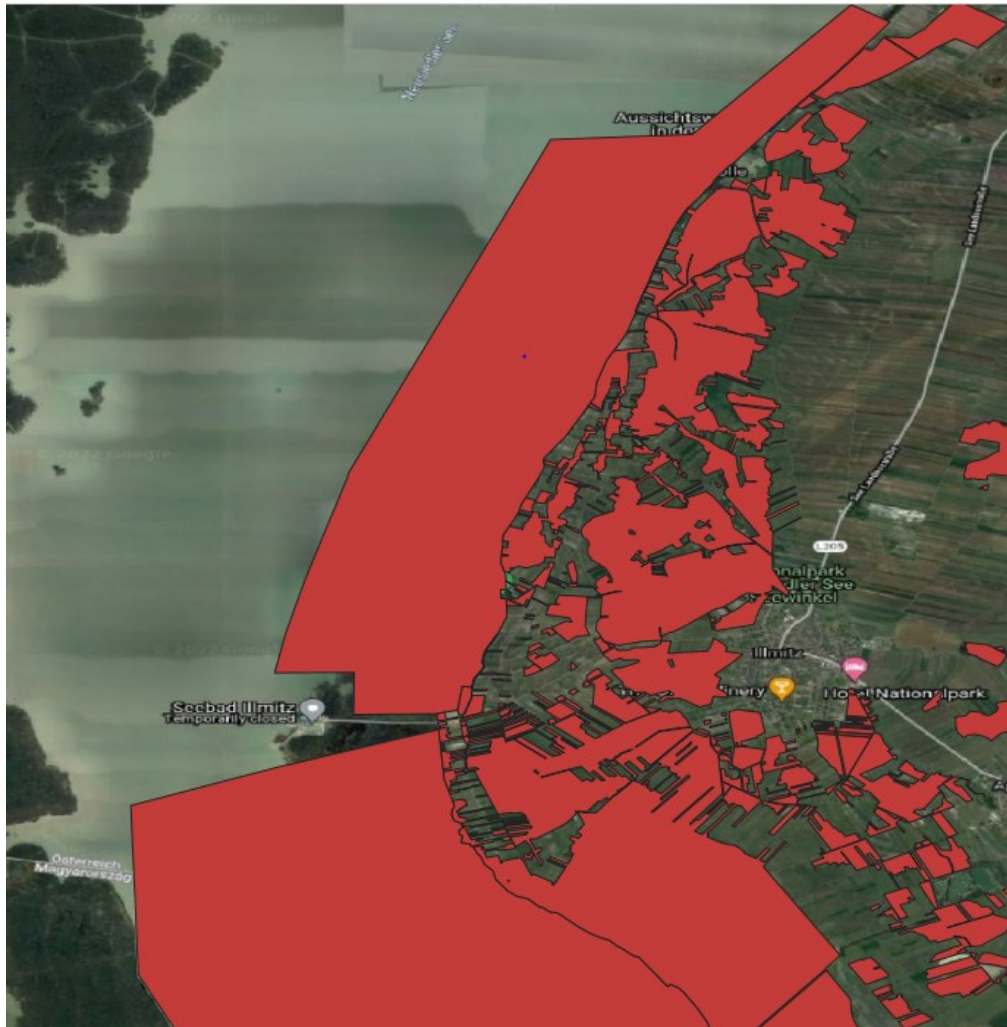


Abbildung 9: Übersicht über die Flächen in Nationalpark-Besitz, Quelle: Nationalpark-Neusiedlersee-Seewinkel

Die Brachflächen außerhalb des Nationalparks, aus dem Stratum FOEK_2018_Illmitz wurden rund um Illmitz und Apetlon aufgenommen.

B07 befindet sich im Ortgebiet Illmitz, der Rest der B Flächen liegt im Ortsgebiet Apetlon.

Die folgende Übersicht (Abbildung 10) zeigt den Gesamttraum der aufgenommen Brachflächen (in den Aufnahmebögen mit B bezeichnet) der Marktgemeinden Illmitz und Apetlon.



Abbildung 10: Gebiet der Brachflächen in Illmitz und Apetlon. Quelle: Google, 2021

4.3. Statistische Datenanalyse

Die Dateneingabe erfolgte mit Turboveg (Hennekens & Schaminee 2001), die weitere Datenanalyse mit R (R Core Team 2018) unter Verwendung der Pakete vegan (Oksanen et al. 2020), labdsv (Roberts 2016), indicpecies und iNEXT (Chao et al. 2020). Für alle Hypothesen-Tests wurde die Information der vier erhobenen Teilflächen in einen Gesamtdatensatz pro Plot zusammengefasst.

Braun-Blanquet Klasse	r	+	1	2	3	4	5
mittlerer Prozent-Wert	0.1	0.5	2.5	15	37.5	62.5	87.5

Abbildung 11: Ersatzwerte für Braun-Blanquet-Werte in Prozent, eigene Darstellung, 2021

Um Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den beiden Brachflächengruppen innerhalb und außerhalb des Nationalparks zu testen, wurden die Braun-Blanquet-Werte durch die mittleren Deckungswerte einer Kategorie in Prozent ersetzt (Abbildung 11: Ersatzwerte für Braun-Blanquet-Werte in Prozent), gemittelte Deckungswerte pro Plot berechnet und als Basis einer ANOSIM (Distanzmaß Bray-Curtis, 999 Permutationen) verwendet.

Weiters wurden für jeden Brachetyp Indikatorwerte berechnet (Indikatorwert = Relative Frequenz * Relative Abundanz; Dufrene & Legendre, 1997), deren Signifikanz über ein Permutationsverfahren berechnet wurde.

Die Ergebnisse wurden mittels zwei-dimensionalem Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) dargestellt. Bei der rang-basierten NMDS Analyse wurde das Bray Curtis Distanzmaß verwendet, welches mit ihrer Distanz bzw. Nähe zwischen den beiden Gruppen, Auskunft über die Ähnlichkeit bzw. Differenz der beiden Gruppen abbildet.

Anschließend wurde mittels PERMANOVA analysiert, ob Unterschiede in den Dispersionen der zwei Gruppen festgestellt werden können.

Zur Überprüfung der wesentlichen Voraussetzung der PERMANOVA kam die Beta-Dispersionsanalyse zum Einsatz (Anderson et al., 2006), welche überprüft, ob die Dispersionen (Varianzen) innerhalb der Gruppen gleich groß waren (in diesem Sinne

homogen). Hierbei wird als Maß für die multivariate Dispersion für eine Gruppe, der mittlere Abstand der Gruppenmitglieder zum räumlichen Median der Gruppe verwendet. Zur Berechnung der Abstände zwischen den Flächen wurde wieder das Bray-Curtis Distanzmaß verwendet bzw. enthält die Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix bereits alle relevanten Distanzen. Die statistische Signifikanz wurde anhand eines Permutationstests ermittelt, wobei hier in der Nullhypothese von keinen Unterschieden in den Dispersionen der Gruppen ausgegangen wird. Dabei handelt es sich um ein multivariates Analogon des Levene-Tests auf Homogenität der Varianzen, wenn die Abstände zwischen Gruppenmitgliedern und Gruppenschwerpunkten mit dem euklidischen Abstandsmaß bestimmt werden. Zur Veranschaulichung der Ähnlichkeitsstrukturen bzw. der Abstände zu dem räumlichen Median innerhalb einer Gruppe diente ein Boxplot aufgeteilt in die zwei Gruppen.

Es folgte eine Permutationsbasierte Varianzanalyse (PERMANOVA) als Alternative zur ANOSIM. Die PERMANOVA testet, ob sich die Zentren (bezogen auf Ähnlichkeit/Unähnlichkeiten der Arten), in jeder Gruppe signifikant voneinander unterscheiden. Auch für die Analyse werden die Bray-Curtis Distanzen wieder verwendet. Außerdem wurde die statistische Signifikanz anhand von 999 Permutationen der Gruppenzugehörigkeiten ermittelt, was jedoch bereits der Name vermuten lässt.

Ein Maß für die multivariate Streuung (Varianz) einer Gruppe von Stichproben ist die Berechnung des durchschnittlichen Abstands der Gruppenmitglieder zum räumlichen Median im multivariaten Raum. Dies wird im Folgenden als "centroid", also Schwerpunkt im multivariaten Raum bezeichnet. Um zu prüfen, ob die Streuungen (Varianzen) einer oder mehrerer Gruppen unterschiedlich waren, wurden die Abstände der Gruppenmitglieder zum Gruppenschwerpunkt einer PERMANOVA unterzogen (Oksanen et al., 2020).

Um die Ergebnisse der PERMANOVA zu interpretieren, kam die F-Verteilung zum Einsatz. Diese ergibt sich aus dem Quotienten von zwei Chi-Quadrat Verteilungen, welche wiederum durch ihre jeweiligen Freiheitsgrade geteilt wurden. Die Bray-Curtis-Unähnlichkeit liegt zwischen 0 und 1, wobei 0 bedeutet, dass die beiden

Brachflächengruppen die gleiche Zusammensetzung haben (d. h. sie teilen alle Arten), und 1 bedeutet, dass die beiden Brachflächengruppen keine Arten teilen.

Die Formel für die Berechnung des Bray Curtis Distanzmaß ist folgend dargestellt:

Berechnung Bray Curtis Distanzmaß:

$$BC_{ij} = 1 - \frac{2C_{ij}}{S_i + S_j}$$

(Clarke et al., 2006)

Für die Artenzusammensetzung innerhalb der jeweiligen Brachflächengruppe (β -Diversität) wurde eine Präsenz-Absenz-Matrix erstellt. Danach erfolgte die Berechnung des Simpson-Index für alle Aufnahmepaare innerhalb der jeweiligen Brachflächengruppe B und NP. Es folgte die Berechnung eines „compositional dissimilarity“-Index (Komplement des Simpson-Index: $1 - \frac{a_{jk}}{(a_{jk} + \min(b_j, c_k))}$ wobei a_{jk} – Anzahl der Arten, die in beiden Aufnahmen j und k auftraten, b_j – Anzahl der Arten, die nur in Aufnahme j vorkamen und c_k – Anzahl der Arten, die nur in Aufnahme k vorkamen) für jedes Aufnahme-Paar, welches innerhalb eines Stratums verwendet wurde. Alle paarweisen Ähnlichkeiten wurden berechnet und dann, aufgeteilt nach den zwei Gruppen, in einem Boxplot dargestellt. Ähnlich wie zuvor wurde eine Dispersionsanalyse, hier jedoch für die Beta Diversität, mittels der Funktion betadisper durchgeführt.

Die Gesamtartenzahl pro Plot (α -Diversität) wurde zwischen den Brachflächengruppen verglichen. Hierzu wurde zur Testung auf signifikante Unterschiede in der α -Diversität der Wilcox rank sum test gewählt. Die Schätzung der Effektgröße erfolgte nach Vargha und Delaney (2000): klein 0.56 bis 0.64 und 0.34 bis 0.44 sowie mittel 0.64 bis 0.71 und 0.29 bis 0.34, groß wenn größer gleich 0.71 oder kleiner gleich 0.29.

Für die Untersuchung der Repräsentanz gefährdeter Gefäßpflanzenarten wurden Gesamtartenlisten aller Aufnahmen des jeweiligen Brachetyps erstellt und Arten der drei Kategorien „vom Aussterben bedroht“, „stark gefährdet“ und „gefährdet“ (Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer, 1999, S. 39) identifiziert. Die Gesamtzahl der Arten der beiden Brachekategorien wurde untersucht und in die Auswertung wurden sowohl die Anzahl der

als „gefährdet“ eingestuften Arten als auch die Anzahl an „stark gefährdeten“ Arten miteinbezogen. Der Fishers exact Test wurde aufgrund geringer Besetzung gewählt.

Um die Größe des Gesamtpools an Arten (γ -Diversität) abzuschätzen, wurden Arten-Akkumulationskurven (Chao et al., 2020) für die Brachflächengruppen des Jahres 2018 sowie für den Gesamt-Artenpool der Jahre 2013 bis einschließlich 2018 berechnet und mittels Chao-Schätzer (Chao, 1987) extrapoliert.

Unterschiede im Vorkommen oligotropher Arten in den zwei Brachflächengruppen wurden unter Verwendung der N-Zeigerwerte (Ellenberg 1991) untersucht. Pro Aufnahme wurde ein (ungewichteter) mittlerer Zeigerwert aller Arten (ausgenommen indifferente Arten) berechnet und ein t-test zum Vergleich der mittleren Zeigerwerte zwischen den zwei Gruppen, wobei der t-test angewendet werden konnte, weil die mittleren Zeigerwerte als intervallskalierte Messgrößen betrachtet werden. Um die unterschiedliche Gewichtung der Oligotrophie der beiden Brachflächengruppen zu verdeutlichen, wurde ein Boxplot verwendet. Simper wurde angewandt, um Ähnlichkeiten in Prozent anzugeben. Simper gibt die Anteile der einzelnen Arten zur mittleren Bray Curtis Unähnlichkeit zwischen den zwei Brachflächengruppen an. Somit bieten Arten mit einem hohen Simper Wert eine Möglichkeit zur besseren Unterscheidung der Brachflächengruppen (Clarke, 1993 & Warton et al., 2012).

5. Ergebnisse

Während der Erhebungen im Jahr 2018 wurden auf 20 Aufnahmeflächen insgesamt 136 Arten gefunden. Auf den Brachflächen außerhalb des Nationalparks wurden dabei 93 Arten und auf den Flächen im Nationalpark und 91 Arten erfasst.

5.1. Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit von Brachflächengruppen

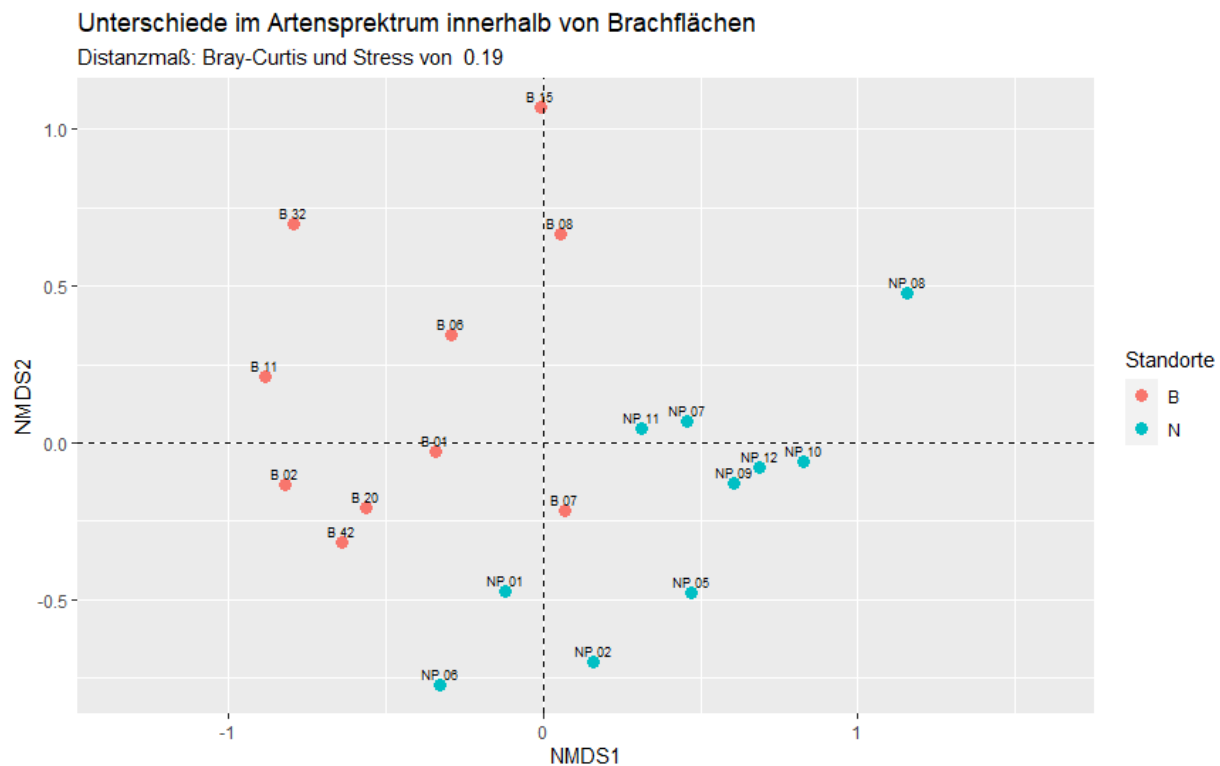


Abbildung 12: NMDS Analyse der Brachflächen 2018, Quelle RStudio Team (2020)

Die NMDS-Grafik stellt die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen Brachflächen außerhalb und Brachflächen innerhalb des Nationalparks dar. Die Ergebnisse wurden mittels zwei-dimensionalem Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) abgebildet. Bei der rang-basierten NMDS Analyse wird das Bray Curtis Distanzmaß verwendet, welches mit ihrer Distanz bzw. Nähe zwischen den beiden Gruppen, Auskunft über die Ähnlichkeit bzw. Differenz der beiden Gruppen gibt.

Abbildung 12 verdeutlicht, dass sich die Brachflächen innerhalb des Nationalparks von den Brachflächen außerhalb des Nationalparks unterscheiden. Das Artenspektrum innerhalb einer Gruppe der jeweiligen Brachfläche ist sich ähnlich. Die NMDS-Darstellung

liegt mit einem Stress-Wert von 0.19 unter dem definierten Schwellenwert von 0.20 und repräsentiert die Ergebnisse daher ausreichend (Mair et al., 2016).

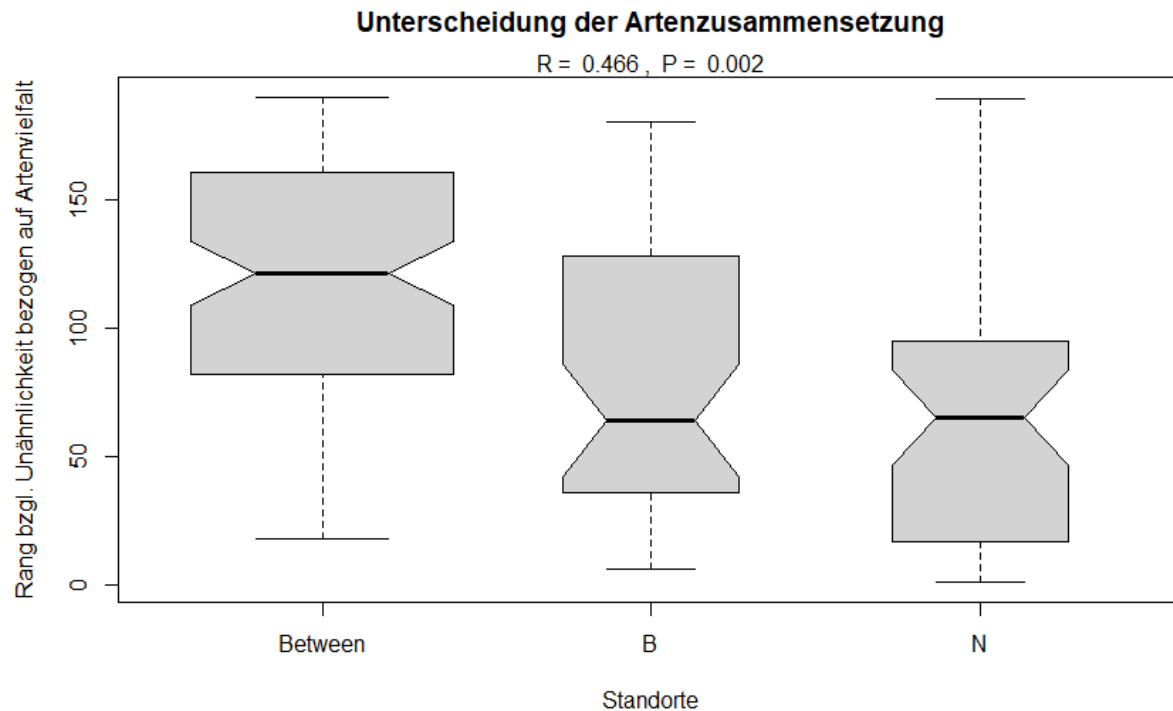


Abbildung 13: Unterschiede der Artenzusammensetzung in Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020)

Abbildung 13 verdeutlicht die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Brachflächengruppen außerhalb und jenen innerhalb des Nationalparks.

In dem dargestellten Between Bereich werden die Ergebnisse der Vergleiche der Aufnahmepaare, nämlich aus einer B und einer N Fläche dargestellt, um Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit der Brachflächengruppen hervorzuheben.

Der höher gelegene Between Bereich verdeutlicht also den Unterschied der Brachflächen innerhalb des Nationalparks und jenen außerhalb des Nationalparkbereiches. Die Distanzen zwischen den Brachflächengruppen sind also größer als innerhalb eines Stratus (nur positive R-Werte der ANOSIM). Der p-Wert von 0,002 ist sehr klein. Dies deutet auf messbare Unterschiede der Artenvielfalt zwischen den Brachflächen innerhalb und denen außerhalb des Nationalparks hin. Die Unterschiede zwischen den Gruppen

sollten größer sein als innerhalb der Gruppen, dies wird also getestet. Unterschiede zwischen den Gruppen sind größer als innerhalb der Gruppen (Unterschiede in Bezug auf Ähnlichkeit der Arten).

Die Nullhypothese lautet: Artenzusammensetzungen innerhalb der Brachflächengruppe außerhalb des Nationalparks und der Brachflächengruppe innerhalb des Nationalparks ähneln sich. Der R-Wert von 0,466 und p-Wert von 0,002 deutet also auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung innerhalb der jeweiligen Brachflächengruppen hin.

5.2. Vergleich der Artenvielfalt der Brachflächengruppen

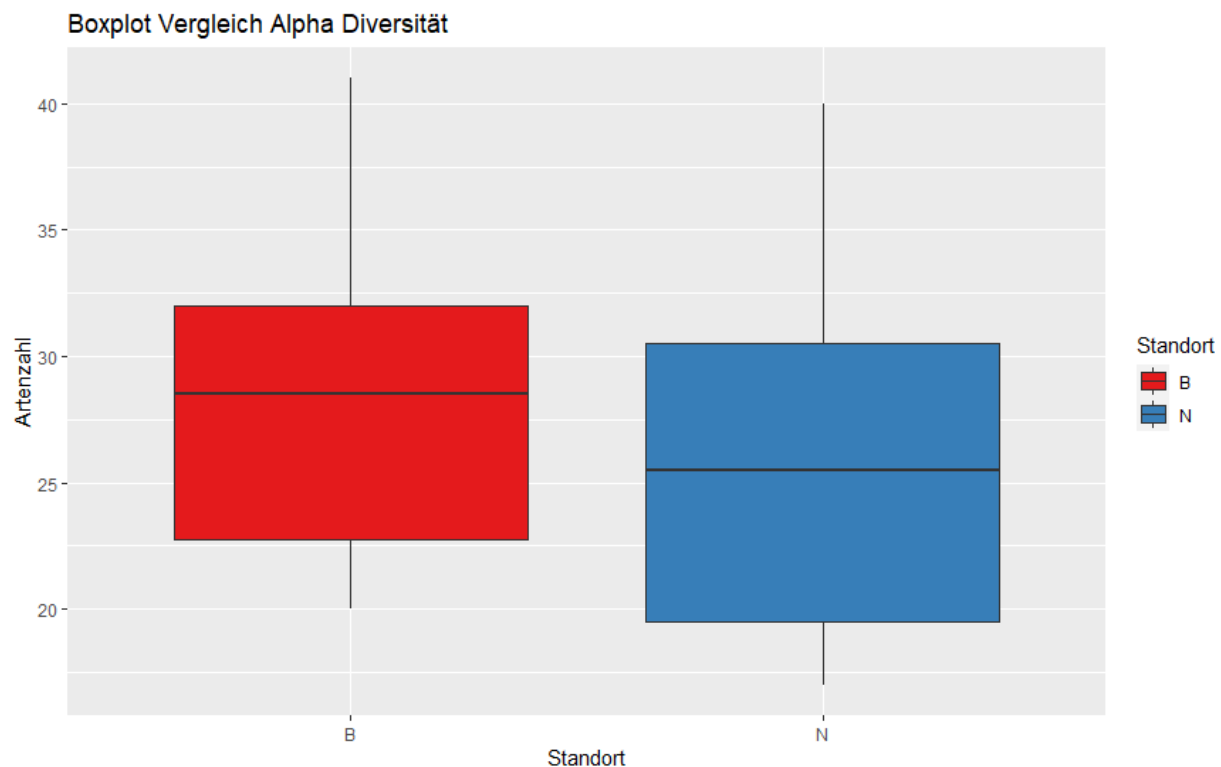


Abbildung 14: Alpha Diversität der Brachflächengruppen in 2018, RStudio Team (2020)

Abbildung 14 zeigt, dass sich die Artenzahl pro Fläche (α -Diversität) mit einem p-Wert von 0,3066 nicht signifikant zwischen den Brachflächengruppen unterscheidet. Die Brachflächen außerhalb des Nationalparks wiesen mit 29 Arten den höchsten Medianwert auf. Die Brachflächen am Seedamm zeigen einen etwas niedrigeren Medianwert mit ca. 26 Arten pro Plot. Die Gesamtspannweite der Brachflächen am Seedamm zeigt allerdings ein breiteres Artenspektrum als jene außerhalb des Nationalparks.

Die Nullhypothese lautet, dass es keine signifikanten Unterschiede der Artenvielfalt zwischen den Brachflächengruppen gibt. Die Brachflächengruppen außerhalb des Nationalparks weisen mehr Arten auf als Flächen im Seedammgebiet im Nationalpark. Aufgrund des p-Wertes von 0,3066 wird die Nullhypothese beibehalten, da es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen gibt.

5.3. Vergleich der Artenzusammensetzung zwischen den Brachflächengruppen

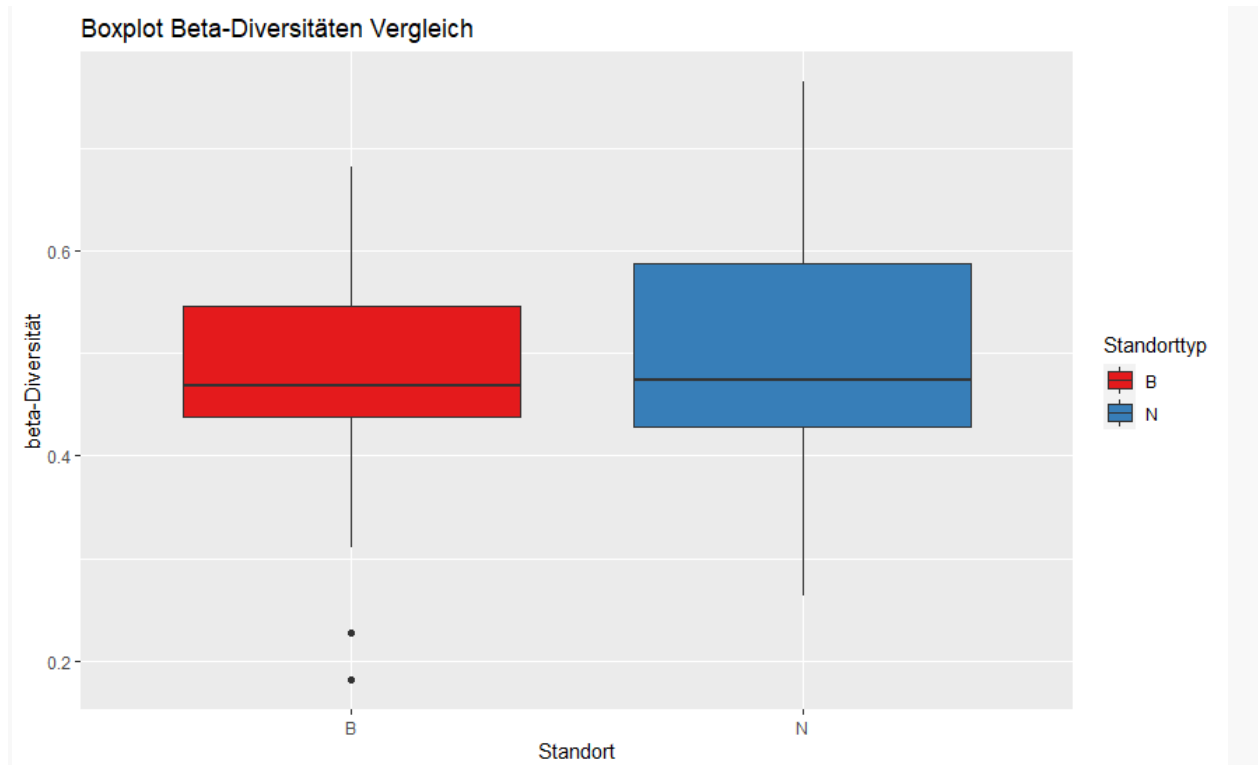


Abbildung 15: Differenz der Artenzusammensetzung der Brachflächengruppen in 2018, N=90

Abbildung 15 zeigt einen sehr ähnlichen Median von 0,4688 für Brachflächen außerhalb des Seedammes und 0,4737 für Brachflächen am Seedamm. Das Artenspektrum weist für Flächen am Seedamm und für Flächen außerhalb des Nationalparks breite Interquartilsabstände auf. Die Flächen am Seedamm besitzen einen Interquartilsabstand von 0,1596 (0,5882 - 0,4286). Das breite Artenspektrum für Brachflächen außerhalb des Nationalparks weist einen Interquartilsabstand von 0,108 (0,5455-0,4375) auf.

Die Nullhypothese lautet, dass sich Flächen im Nationalpark und jene Flächen außerhalb des Nationalparks in ihrer Betadiversität nicht unterscheiden.

Abbildung 15 zeigt die Ähnlichkeit der jeweiligen Aufnahmepaare in ihrer Artenzusammensetzung. Eine Heterogenität der Aufnahmeflächen konnte durch den compositional dissimilarity index basierend auf Simpson-Index, nicht festgestellt werden. Die Aufnahmeflächen innerhalb des Nationalparks weisen eine deutlich breitere Streuung auf als Aufnahmeflächen außerhalb des Seedammgebietes. Die Ausreißer bzw. die augenfälligen Ausnahmen am unteren Ende der Skala sind die „Ergebnisse der Vergleiche zwischen den Aufnahmepaaren“. Der Median ist bei beiden Brachflächengruppen auf fast gleicher Stelle situiert. Der p-Wert von 0,73 bestätigt das Ergebnis, dass es hier keine Unterschiede zu geben scheint. Auch der permutierte p-Wert von 0,77 bestätigt die Annahme, dass sich Flächen im Nationalpark und jene Flächen außerhalb des Nationalparkes in ihrer Betadiversität nicht unterscheiden. Lediglich die Streuung bei den Flächen am Seedamm ist etwas höher, aber ohne statistisch signifikante Unterschiede hervorzubringen.

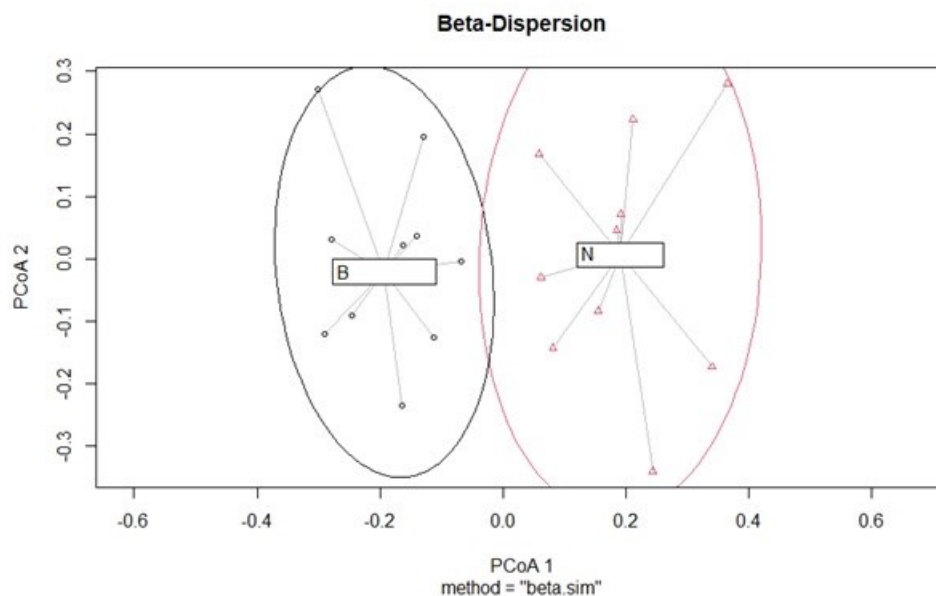


Abbildung 16: Beta-Dispersion (Artenzusammensetzung) in den Brachflächengruppen in 2018, RStudio Team (2020)

In Abbildung 16 werden Flächen außerhalb des Nationalparkgebietes mit „B“ und Flächen im Nationalpark mit „N“ bezeichnet. Klar erkennbar sind die zwei Cluster, die einen deutlichen Unterschied in der Artenzusammensetzung der beiden Gruppen erkennen lassen.

Die Beta Dispersion ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppenstreuungen und nur einen kleinen Überlappungsbereich (siehe Abbildung 16). Dies bedeutet, dass sich die Gruppenstreuung bzw. die Varianz nicht voneinander unterscheidet und deshalb eine homogene Gruppenstreuung zwischen den Gruppen angenommen werden kann. Es gibt keine signifikanten Unterschiede in der Artendispersion der Brachflächengruppen. Der p-Wert liegt näher bei 1 und das Konfidenzintervall enthält 0. Damit ergeben sich keine signifikanten Unterschiede. Die Beta Diversitäten unterscheiden sich nicht in den Plots.

5.4. Vergleich der Artenzusammensetzung in Bezug auf Arten-Dispersion

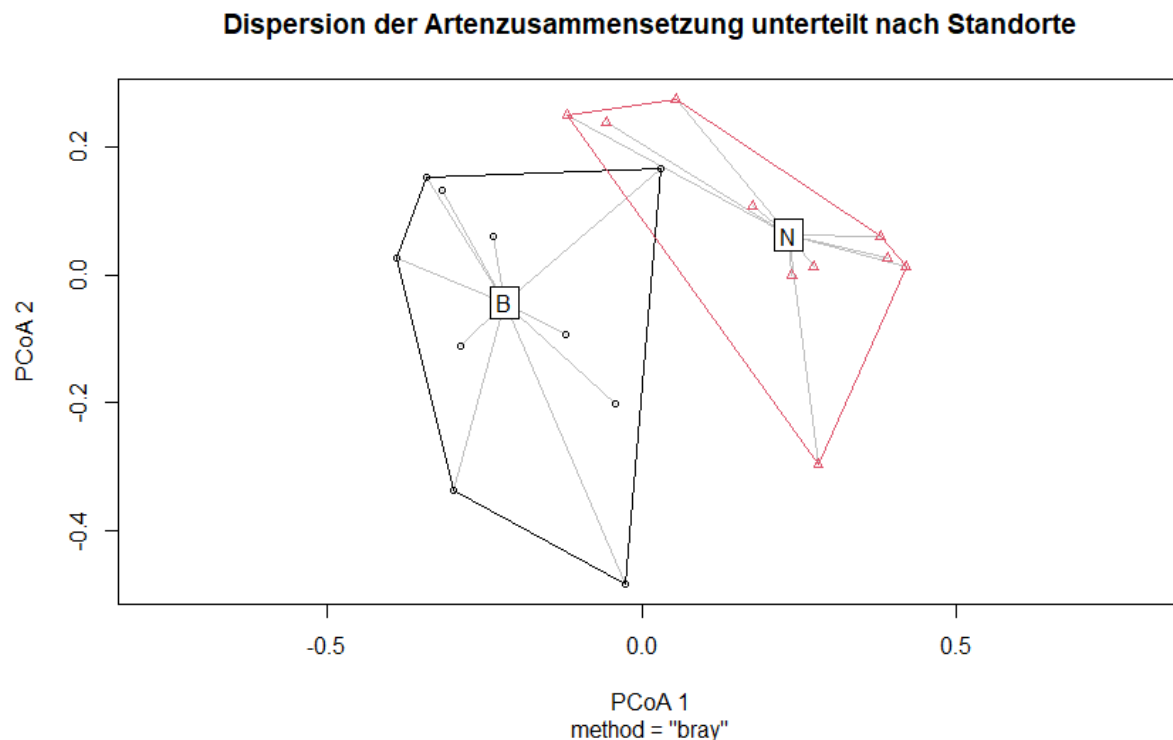


Abbildung 17: Darstellung der Arten-Dispersion der Brachflächengruppen in 2018, RStudio Team (2020)

Mittels Dispersionsanalyse wurde die Voraussetzung der Homogenität der Dispersion geprüft.

Abbildung 17: Darstellung der Arten-Dispersion der Brachflächengruppen in 2018 zeigt keine großen Unterschiede in der Dispersion zwischen den Flächen außerhalb und innerhalb des Nationalparks. Die Annahme, dass es sich um keine signifikanten

Unterschiede handelt, wird durch den p-Wert von 0,518 untermauert. Die Nullhypothese lautet: die Dispersion der beiden Gruppen ist homogen, das heißt die Gruppen sind ähnlich variabel. Die Streubreite der beiden Brachflächengruppen B und NP sind sich ähnlich. Dennoch ist festzuhalten, dass es klare Unterschiede in der Artenzusammensetzung gibt (Darstellung der zwei Cluster).

5.5. Indikatorarten & Strategietypen

Aus insgesamt 136 Arten wurden die Leitarten für die Brachflächen außerhalb des Nationalparks und für die Flächen des Seedammes im Nationalparkgebiet erhoben.

Ausgewählt wurden im Folgenden jene Arten, welche unter dem Signifikanzniveau von 0,05 liegen.

Für Brachflächen außerhalb des Nationalparks wurden insgesamt 4 statistisch signifikante Indikatorarten errechnet (Tabelle 3). Für Brachflächen am Seedamm konnten 5 Indikatorarten genannt werden (Tabelle 5).

5.5.1 Brachflächen außerhalb des Nationalparkgebietes (Group B)

Tabelle 3: Indikatorarten außerhalb des Nationalparks, 2018, Quelle: eigene Darstellung

Art	stat	p.value
Carduus acanthoides	1.000	0.0001 ***
Achillea millefolium	0.898	0.0117 *
Cirsium arvense	0.818	0.0089 **
Knautia arvensis	0.707	0.0317 *

Die Brachflächen außerhalb des Seedammes scheinen jüngere Flächen zu sein oder es scheint erst kürzlich ein Umbruch stattgefunden zu haben (Pionierpflanzen wie Carduus acanthoides, Achillea millefolium und Cirsium arvense, eine Art die an regelmäßig auftretende Störung angepasst ist).

5.5.2 Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (CSR-Strategen)

Die Einteilung der Arten erfolgte mit dem Attribut „Ökologischer Strategietyp nach Grime (1979)“, abrufbar unter der Biolflor Datenbank von Kühn & Klotz (2002).

Brachflächen außerhalb des Nationalparkgebietes weisen vor allem Arten der Klassifizierung Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (CSR) auf (siehe Abbildung 1 und Tabelle 1). Dieser intermediäre Typ steht zwischen den Haupttypen C, S und R und zeichnet sich durch meist relativ kleinwüchsige, kurzlebige und ausdauernde Rosettenpflanzen aus. CSR-Strategen nutzen meist räumlich-zeitlich eng limitierte Nischen (Klotz & Kühn, 2002, S. 199f.). Die CSR Strategen der Brachflächen außerhalb des Nationalparks sind zahlreich als Individuen, aber weisen geringe Deckungswerte (Abundanzen) auf.

Tabelle 4: Indikatorarten außerhalb des Nationalparks mit dazugehörigen Strategietypen, 2018, Quelle: eigene Darstellung

Art	stat	p.value	Strategietyp
Carduus acanthoides	1.000	0.0001 ***	C-R-Strategie
Achillea millefolium	0.898	0.0117 *	C-Strategie
Poa pratensis	0.822	0.0108 *	k.a. (Weidezeiger)
Cirsium arvense	0.818	0.0089 **	C-Strategie
Galium verum	0.742	0.0520	C-S-Strategie
Knautia arvensis	0.707	0.0317 *	C-Strategie

5.5.3 Brachflächen am Seedamm (NP Flächen)

Tabelle 5: Indikatorarten am Seedamm, 2018, Quelle: eigene Darstellung

Art	stat	p.value	Strategietyp/Lebensraum
Cynodon dactylon	0.949	0.0004 ***	(Weingärten, trockene Ruderalstellen, Licht- und Wärmezeiger, im pannonischen Gebiet in Österreichs häufig, Weidezeiger, Sandzeiger) C-S-Strategie
Centaurea stoebe	0.835	0.0064 **	(Archeophyt) C-S-R-Strategie
Chondrilla juncea	0.775	0.0108 *	(Brachland, halbruderal Standorte) C-S-Strategie
Vitis vinifera	0.707	0.0327 *	k.a.

Die Flächen am Seedamm im Nationalpark sind durch die vier Indikatorarten Cynodon dactylon (Hundszahngras), einem typischen Licht- und Wärmezeiger sowie Weide- und Sandzeiger im pannonischen Weingebiet, Centaurea stoebe (Rispen-Flockenblume), Chondrilla juncea (Großer Knorpellattich) und Vitis vinifera (Weinrebe) als Weingartenbrachen gekennzeichnet.

Bei den Brachflächen der Gruppe innerhalb des Nationalparks (entlang des Seedammes) könnte es sich einerseits um jüngere (Conyza canadensis) Flächen mit Sandpionierarten (Cynodon dactylon) und C4-Pflanzen handeln. Andererseits dauern Pionierstadien auf Sandstandorten länger an, als bei Brachflächen auf anderen Standorten und deshalb kann bei diesen Flächen am Seedamm nicht automatisch auf das tatsächliche Alter der Brachen geschlossen werden.

Der C4-Weg ist eine zusätzliche Anpassungsstrategie an die Sandstandorte des Seedamms, welche von einigen im Pannonikum verbreiteten Arten (u.a. Cynodon

dactylon) genutzt wird. Diesen Pflanzen ist es einerseits möglich, CO₂ sehr effizient zu absorbieren und so weniger Wasser im Vergleich zur Masse der einheimischen Pflanzen (C3-Pflanzen) zu verlieren, dies allerdings um den Preis eines gesteigerten Wärmebedarfs, wofür am Seedamm beispielhafte Bedingungen vorliegen (Raven, 1985, S. 116f. & Schwentenwein, 2017, S. 4f.).

Durch die Beweidung am Seedamm entstehen Lücken, die bienne und annuelle Arten fördern. Weidezeigende Arten wie *Eryngium campestre* (Feld-Mannstreu), *Setaria viridis* (Grüne Borstenhirse), *Chondrilla juncea* (Großer Knorpellattich) und *Euphorbia cyparissias* (Zypressen-Wolfsmilch) sind vor allem in diesen Flächen entlang des Seedammes häufig vertreten.

5.6. Standortökologische Einflüsse

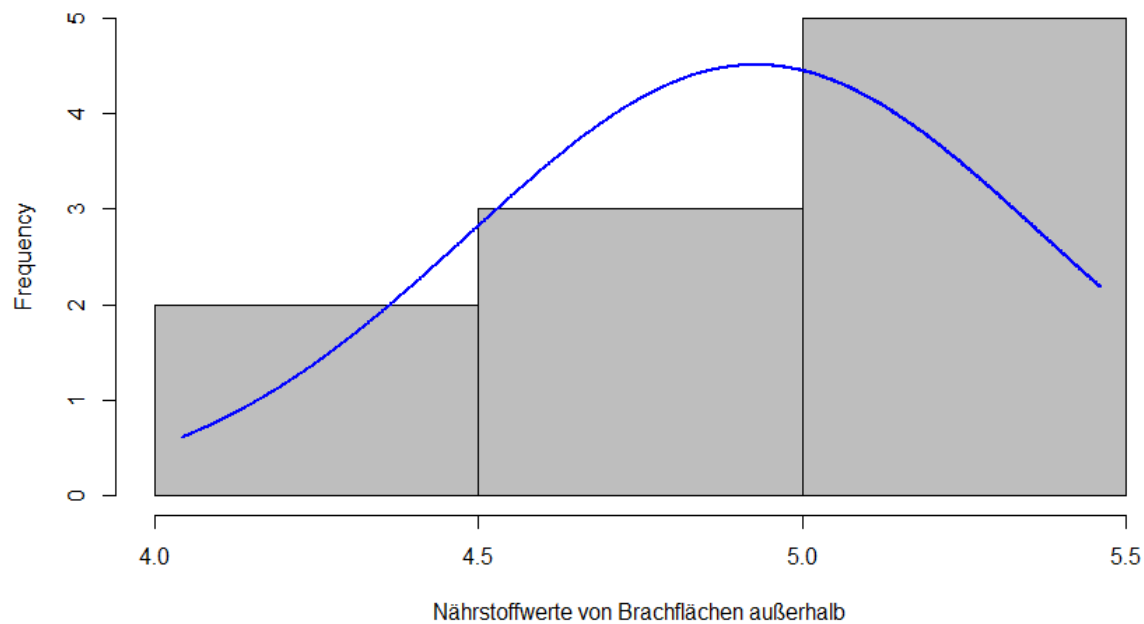


Abbildung 18: Histogramm der gemittelten Ellenberg Nährstoffzeiger für die Brachflächen außerhalb des Nationalparks, x = gemittelte N-Zeigerwerte, Frequency= oligotropher Anteil der Aufnahmen, $N=10$

Abbildung 18 zeigt eine links-schief Verteilung der Brachflächen, welche außerhalb des Nationalparks deutlich nährstoffreicher geprägt sind. Fünf Flächen weisen einen Nährstoffwert von 5 bis 5,5 auf und zeigen damit mäßig nährstoffreiche Standorte an, jene Arten kommen also seltener auf stickstoff- bzw. nährstoffarmen Standorten vor.

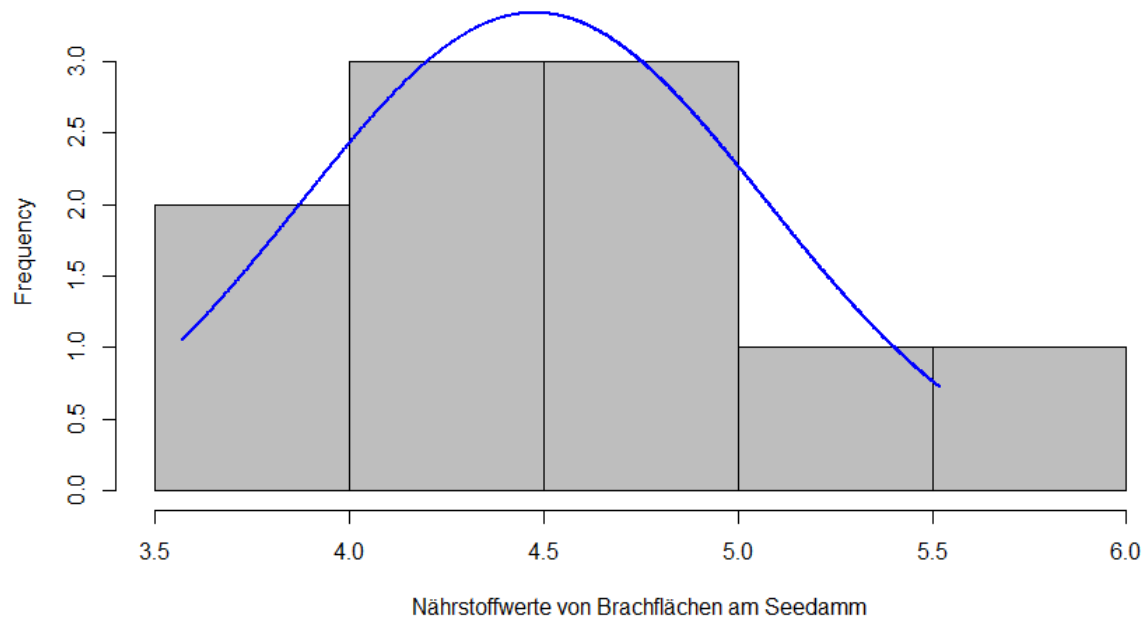


Abbildung 19: Histogramm der gemittelten Ellenberg Nährstoffzeigerwerte für die Brachflächen am Seedamm im Nationalpark, x = gemittelte N-Zeigerwerte, Frequency= oligotropher Anteil der Aufnahmen, $N=10$

Die Flächen am Seedamm weisen einen mittleren Nährstoffwert von 4,5 auf. Drei Aufnahmeflächen besitzen Nährstoffwerten zwischen vier und fünf und weisen auf stickstoffarme- bis mäßig stickstoffzeigende Standorte hin.

Brachflächen außerhalb des Seedammgebietes sind deutlich nährstoffreicher geprägt als die Brachflächen im Nationalparkgebiet (siehe Abbildung 18 und Abbildung 19). Um diesen Unterschied zu verdeutlichen, wurde im Ergebnisteil unter Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** ein Boxplot erstellt und weitere Analysen zur Nährstoffverteilung durchgeführt.

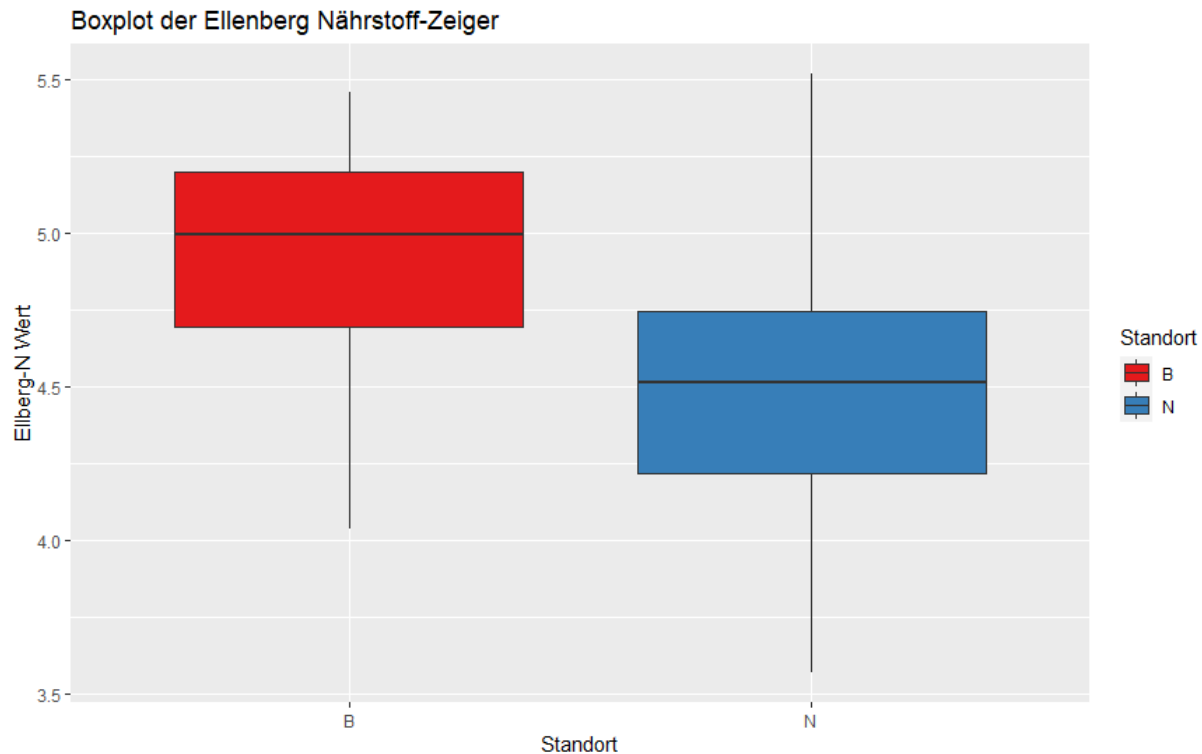


Abbildung 20: Gemittelte Nährstoffzeiger-Werte der Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020), N=20

Abbildung 20 zeigt deutliche Unterschiede in der Nährstoffverteilung der Brachflächengruppen. Die unterschiedlichen Meridiane liegen bei einem Ellenberg-Nährstoffwert 5 für Brachflächen außerhalb des Seedammes und bei 4,5 für Brachflächen am Seedamm.

Tabelle 6: Ellenberg Nährstoffzeigerwerte für Brachflächen innerhalb und außerhalb des Nationalparkgebietes, 2018, Quelle: eigene Darstellung

Art	Nährstoffzeigerwert
Dactylis glomerata	6
Festuca rupicola	2
Cynodon dactyon	5
Calamagrostis epigejos	6
Arrhenatherum elatius	7
Achillea millefolium	5

Poa angustifolia	3
Lolium perenne	7
Eylmus repens	8
Festuca arundinacea	5

5.7. Artenschutz

Für die Analyse der gefährdeten Arten wurde der Datensatz aller Arten verwendet.

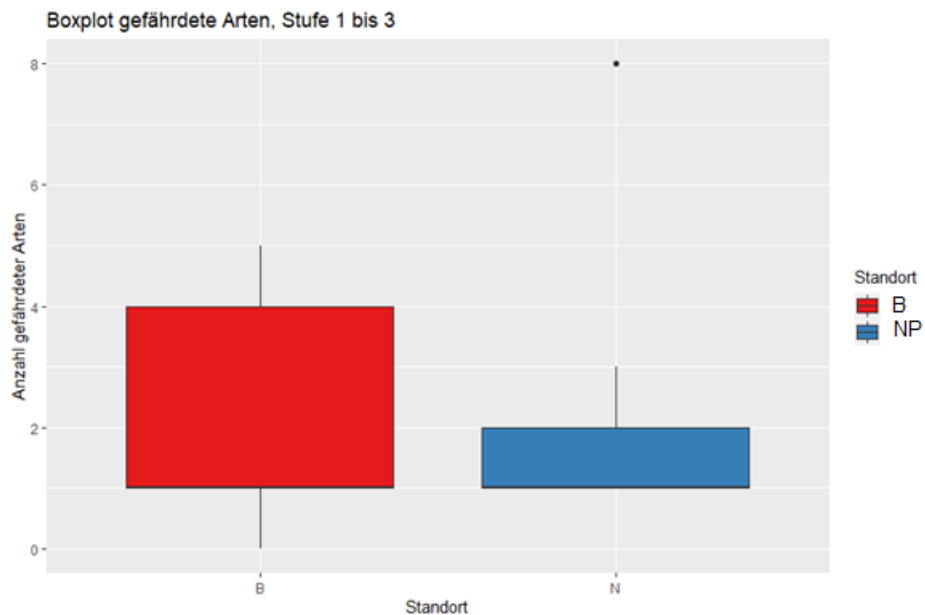


Abbildung 21: Boxplot gefährdeter Arten auf Brachflächen in 2018, mit den Gefährdungsstufen 1 bis 3, RStudio Team (2020), N=20

Abbildung 21 zeigt eine höhere Anzahl an gefährdeten Arten in Brachflächen außerhalb des Nationalparks. Der p-Wert von 0.6451 deutet auf keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Verteilung gefährdeter Arten in den Brachflächengruppen hin.

Der p-Wert von 0,6451 deutet auf keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Brachflächengruppen hin. Auch das Konfidenzintervall zwischen 0,5 – 3,9 zeigt eine geringe Streuung.

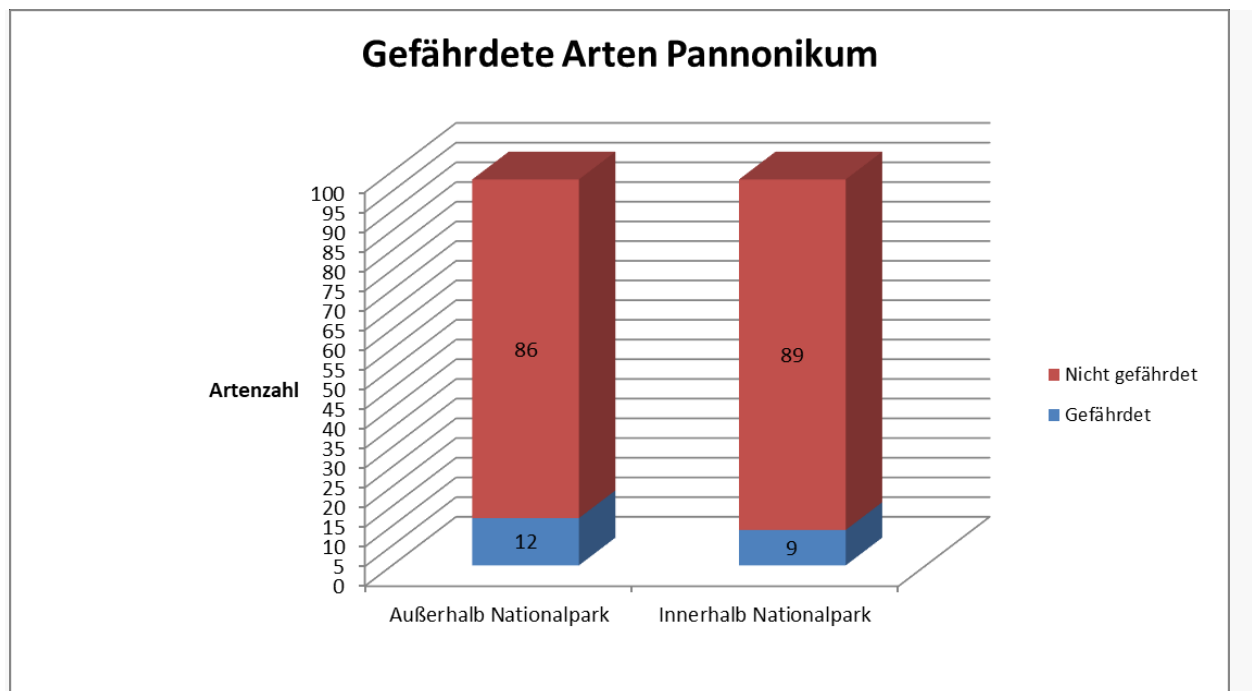


Abbildung 22: Gegenüberstellung gefährdeter und nicht gefährdeter Arten, eigene Darstellung

Abbildung 22 zeigt eine Gegenüberstellung der gefährdeten Arten in Brachflächen im Jahr 2018.

5.8. Artenvielfalt 2018

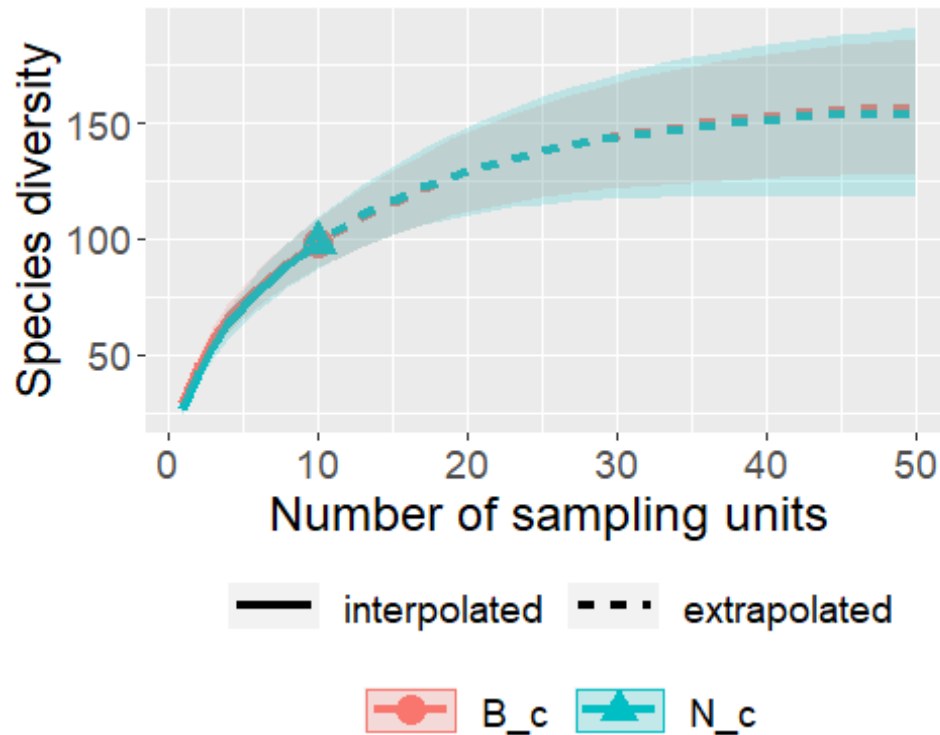


Abbildung 23: Gamma Diversität der Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020)

Abbildung 23 zeigt die Extrapolation, also wie viele Arten in den Feldaufnahmen zu erwarten wären, wenn über die jeweils zehn Flächen hinaus analysiert werden würde. Die Linie N_c zeigt das zu erwartende Artenvorkommen bei mehr als zehn Aufnahmeflächen am Seedamm. Die darunter liegende Linie B_c (Brachflächen außerhalb des Seedammes) ist fast ident mit der Linie darüber (N_c). Bei Aufnahme weiterer 20 Flächen, lässt sich ein Stagnieren der Artenkurve bei etwa 150 Arten feststellen.

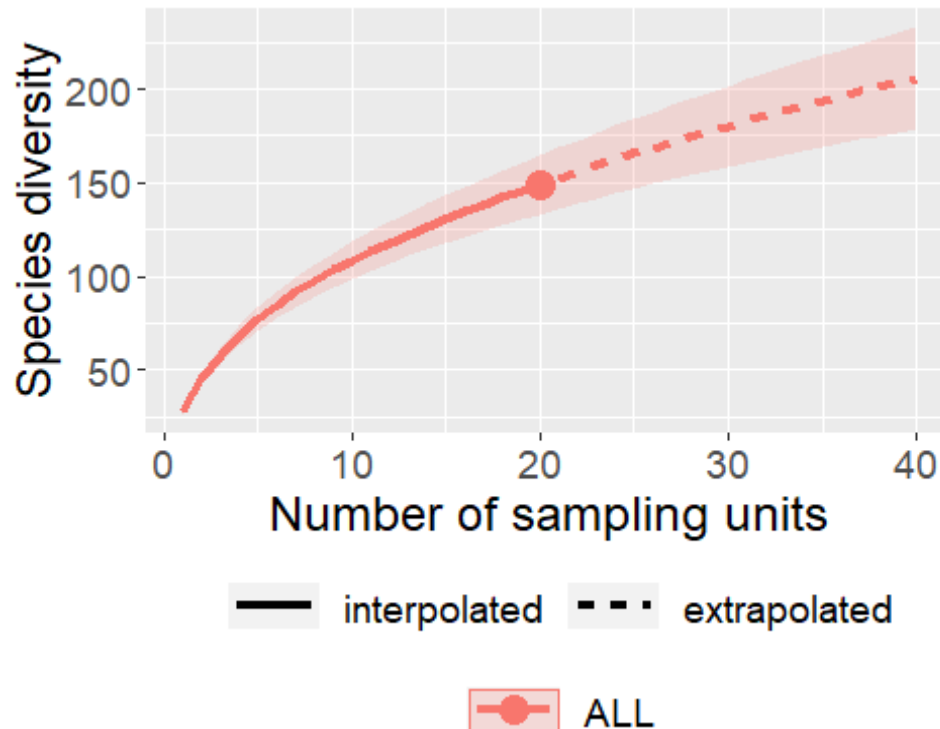


Abbildung 24: Gamma Diversität der aufgenommenen Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020)

Die Abbildung 24 zeigt die zu erwartende Artendiversität für beide Brachflächengruppen (innerhalb und außerhalb des Seedammes). Der Gesamtpool (γ -Diversität) der Arten für beide Brachflächengruppen im Jahr 2018 wurde analysiert und insgesamt wurden 150 Arten in 20 Aufnahmeflächen gefunden. Die mittels Chao1-Schätzer extrapolierte Gesamtartenzahl lag bei den aufgenommen Brachflächen innerhalb sowie außerhalb des Nationalparkes im Jahr 2018 bei ca. 200 Arten (siehe Abbildung 24). Für die Extrapolation in Abbildung 24 findet keine Unterscheidung zwischen den Flächen am Seedamm und außerhalb des Nationalparkes statt.

5.9. Artenvielfalt 2013-2018

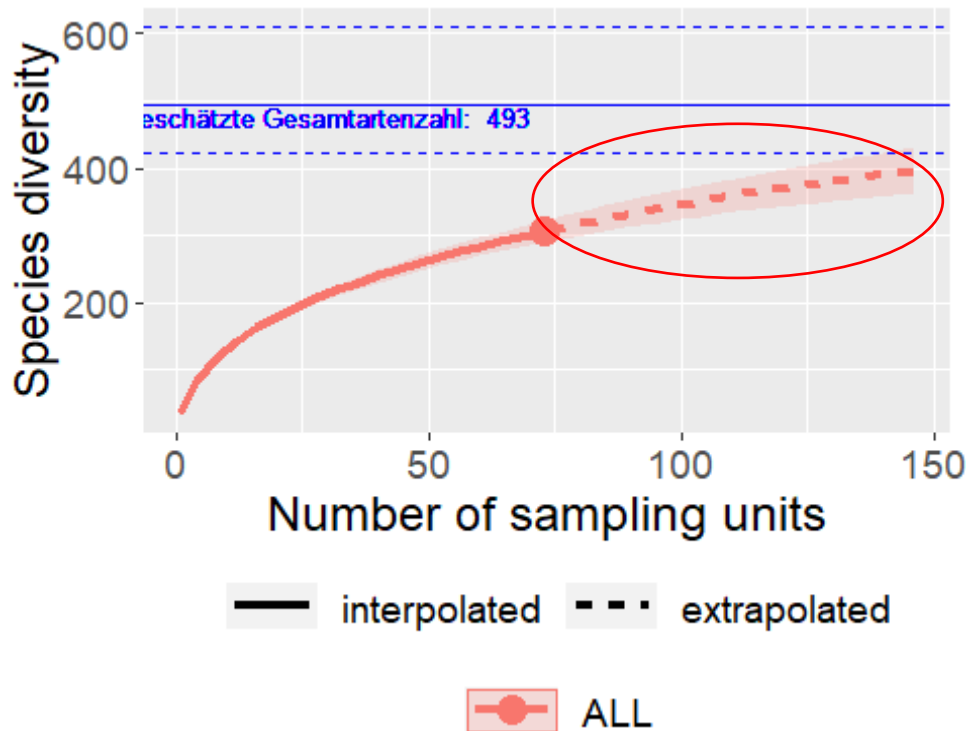


Abbildung 25: Gamma Diversität der aufgenommenen Bachflächen 2013-2018, RStudio Team (2020)

Die Brachflächen der Jahre 2013 bis 2018 wurden zusammengefasst und extrapoliert. 75 Aufnahme­flächen wurden betrachtet. Eine Abflachung der Gesamtartenakkumulationskurve würde sich bei etwa 150 Aufnahme­flächen einstellen. Die geschätzte Gesamtartenzahl für das Gebiet beträgt 493 Arten (siehe Abbildung 25).

5.10. Pflanzengesellschaften 2018

In der TWINSpan-Klassifizierung (Hill 1979) konnten 6 Gruppen unterschieden werden. Die Vegetationsaufnahmen entsprechen in vielen Fällen nicht eindeutig den charakteristischen Ausbildungen der Pflanzengesellschaften laut Literatur (Mucina, 1993) bzw. stellen Übergänge zwischen Pflanzengesellschaften dar. Ziel der Aufnahmen aus dem Jahr 2018 war keine vollständige Erfassung der Pflanzengesellschaften. Eine Zuordnung von ruderalisierten Beständen ist ohnehin schwierig in Bezug auf die Abgrenzung der Pflanzengesellschaften untereinander und teils fehlender oder nicht eindeutiger Literatur zur Syntaxonomie in Ruderalbeständen.

Die Sukzessionsforschung für Brachland ist ein noch recht junger Zweig. Mit zunehmend intensiver Landbewirtschaftung und dem Brachfallen von „Grenzertragsstandorten“,

wurde die Erforschung der Brachenentwicklung bedeutender. Dierschke & Waesch (2003) konnten feststellen, dass erste Strukturveränderungen in jungen Brachen nicht zu neuen Artenverbindungen führen, sondern Degenerationsphasen der Ausgangsgesellschaft eingeleitet werden. Dennoch bedeuten Dominanzbildungen einzelner Arten einschneidende Veränderungen der Struktur und durch den Ausfall von Wiesenarten müssen diese deshalb als syntaxonomisch relevant betrachtet werden (Dierschke & Waesch, 2003, S. 11f.).

Den jeweiligen Teilaufnahmeflächen wurden dabei folgende Pflanzengesellschaften zugeordnet:

- Aufnahme Nummer B4201:

Klasse: Stellarietea mediae

Ordnung: Chenopodietalia albi

Verband: Scleranthion annui

Assoziation: Aegopodio-Campanuletum rapunculoidis

- Aufnahmenummer B1503, B3201, B3202, B3203, B3204, B4202, NP4203, NP0102, B0701, B4204, NP1101, NP1204:

Klasse: Artemisietea vulgaris

Ordnung: Onopordetalia acanthii

Verband: Dauco-Melilotion

Assoziation: Echio-Melilotetum

- Aufnahmenummer NP0503, NP0504, NP0702, NP0703, NP0801, NP0802, NP0803, NP0804, NP0901, NP0902, NP1001, NP1203:

Klasse: Stellarietea mediae

Ordnung: Eragrostietalia

Verband: Cynodon dactylon-Gesellschaft

Assoziation:

- Aufnahmenummer B1501, B0601 und NP0904

Klasse: *Sisymbrietea officinalis*

Ordnung: *Sisymbrietalia officinalis*

Verband: *Sisymbriion officinalis*

Assoziation: *Erigeronto-Lactucetum serriolae*

- Aufnahmenummern B0702, B0703, B0704, B0201, B0202, B0203, B0204, B0101, B0102, B0103, B0104, B0801, B0802, B0803, B0804, B1502, B1504, B1101, B1102, B1103, B1104, B2001, B2002, B2003, B2004, B0602, B0603, B0604, NP0101, NP0103, NP0104, NP0201, NP0202, NP0203, NP0204, NP0501, NP0502, NP0601, NP0602, NP0603, NP0604, NP0701, NP0704, NP0903, NP1002, NP1003, NP1004, NP1102, NP1103, NP1104, NP1201, NP1202:

Klasse: *Artemisietea vulgaris*

Ordnung: *Onopordetalia acanthii*

Verband: *Onopordion acanthii*

Assoziation: *Carduus acanthoides*-(*Onopordetalia*)-Gesellschaft

6. Diskussion

Es existieren Studien zur Wahrnehmung von Brachflächen wie von Schuster & Toifl (2003, S. 253f.), Studien zum Einfluss von Brachflächen auf die Artenvielfalt der Flora, wie von Moor (1980) und Studien zur Artenvielfalt der Fauna von Hackländer (2014) oder Pötsch (1994). Einige dieser Studien belegen den positiven Einfluss bestimmter Brachflächen auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Brachflächen können mehr Vielfalt in die landwirtschaftliche Struktur und bringen und bieten verlorengegangenen Lebensraum, z.B. auch für das Niederwild (Hackländer, 2014, S. 12). Eingehende Studien liegen unter anderem von Prach et. al. (2007) vor, welche quantitative Daten über

ein- bis fünfzehnjährige Flächen, die nach dem Zusammenbruch des Kommunismus in der Tschechischen Republik brachgefallen sind, liefern. (Prach et al., 2007, S. 181).

Die Annahme, dass Brachflächen eine vielfältigere Flora hervorbringen, kann nur eingeschränkt behauptet werden. Auswirkungen auf die spätere Vegetation von brachgefallenen landwirtschaftlichen Flächen hängen vom Samenvorrat, aber auch vom Nährstoff- und Wassergehalt im Boden und der vorangegangenen Nutzung ab. Dauerbrachen werden bereits im 2. bzw. 3. Jahr von ausdauernden Ruderalgesellschaften dominiert und sind deutlich artenärmer als z.B. Rotationsbrachen. Untersuchungen zur Sukzession von Pflanzengesellschaften gibt es zwar ebenfalls seit einigen Jahrzehnten, Studien aus längerfristigen Ergebnissen von Brachflächen und ihrem Einfluss auf die Artenvielfalt sind aber noch wenig erforscht.

6.1. Diskussion der Methoden

Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit war keine vollständige Erfassung der im Seewinkel vorkommenden Brachflächen und ihrer Pflanzenarten, sondern die Untersuchung des Vegetationsgefüges (Arten, ihre Häufigkeit und Deckung) an einigen ausgewählten Brachflächengruppen innerhalb und außerhalb des Nationalparkgebietes. Für die Ermittlung der Abundanz kam die Erfassung der Individuenzahl pro Fläche, die relativ schnell durchzuführen ist und zudem einen gewissen Grad an Zufälligkeit in Bezug auf die festgelegten Teilflächen erlaubt, zum Einsatz. Der Großteil der aufgenommenen Brachflächen aus 2018 wies eine ähnliche Altersstruktur auf. Da der Fokus dieser Arbeit auf den Gebietsklassen und nicht auf der Analyse der einzelnen Teilaufnahmeflächen lag, muss die Aussagekraft der Ergebnisse als eingeschränkt betrachtet werden.

Gefährdete Arten nahmen in der Auswertung keine große Stellung ein. Aufgrund der ohnehin geringen Bedeutung von Brachflächen in diesem Zusammenhang wurden nur die Werte aus dem Jahr 2018 gegenübergestellt, um lediglich Ausreißer genauer zu betrachten.

Im Folgenden soll ein kurzer Ansatz zu weiterführenden Fragestellungen beschrieben werden, diese sind allerdings nicht Fokus der in dieser Arbeit behandelten Methoden.

Substrat und Bodenkennwerte für Feuchtigkeitshaushalt und Trockenheit spielen eine Rolle für die ansässige Vegetationsgesellschaft, denn diese Ökosysteme sind komplexe

Systeme mit abiotischen und biotischen Prozessen, welche sich über lange Zeiträume entwickelt haben. Ein Rohboden oder eine Brachfläche haben direkt Auswirkungen darauf, ob es sich nachfolgend um eine Primär- oder Sekundärsukzession handelt (Schaaf, et al., 2011, S. 229). Um weitere Aussagen zu signifikanten Unterschieden zwischen den Vegetationsbeständen auf Sandflächen am Seedamm und jenen Brachen außerhalb des Nationalparkgebietes zu treffen, könnten deshalb auch zusätzliche Aufnahmen zur Bodenbeschaffenheit erfolgen.

Um noch qualifizierte Aussagen über jene Pflanzengesellschaften auf den erfassten Aufnahmeflächen zu treffen, wäre es sinnvoll, eine Zeitspanne von mindestens fünf bis zehn Jahren für ein vegetationsökologisches Monitoring zu wählen. Ein längerer Erfassungszeitraum erlaubt eine Qualität von wissenschaftlichen Aussagen in Bezug auf langfristige Veränderungen in Lebensräumen, beispielsweise Prognosen zu Ausmaß und Geschwindigkeit von Klimaveränderungen in verschiedenen Ökosystemen, oder der Zustand eines Schutzgebietes und mit welchen Gefährdungen in Zukunft zu rechnen ist (Traxler, 1997, S. 27). Um Brachflächen detailliert zu erfassen sind deshalb langfristige Sukzessionsstudien nötig.

Eine alternative Methode um die Verteilung der einzelnen Arten auf Brachflächen festzustellen, ist die Gitternetzaufnahme (siehe Abbildung 26). Bei dieser Methode wird zunächst eine Grundlinie festgelegt und an einem Punkt durch Zufallsstart die Lage der ersten Aufnahmefläche ermittelt. „Mit dieser Methode lassen sich Verteilungstypen der einzelnen Arten, Randeinflüsse und andere wichtige Größen feststellen. In der Regel sind die Boniturflächen nicht größer als 1 m². Die vorgefundenen oder ausgewählten Arten werden wiederum in ihrer Artmächtigkeit geschätzt“ (Pötsch, 1994, S. 52). Diese rein systematische Sample-Erfassung würde lediglich bei mehr als den in dieser Arbeit berücksichtigten 20 Aufnahmeflächen aussagekräftige Ergebnisse liefern und kam deswegen nicht zur Anwendung.

höchsten Artenzahlen im Diasporenvorrat von Segetalpflanzen konnten in Ackerbrachen zwischen dem zweiten und fünften Jahr nach Stilllegung beobachtet werden. Um die Diversität zu erhalten, wird eine längere Brachedauer daher nicht empfohlen (Kurtz & Heinken, 2011, S. 119ff.). Entbuschungsmaßnahmen und die Wiederaufnahme der Mahd fördern eine spontane und teils massive Entwicklung von Arten einer persistenten Diasporenbank (Tischew & Hölzel, 2014, S. 45).

Auf die Entnahme von Bodenproben zur Untersuchung der Segetalarten wurde im Zusammenhang mit den Kartierungen 2018 verzichtet, da der Diasporenvorrat auf den Brachflächen am Seedamm ohnehin ein enormes Potential aufweist, welches regelmäßig reaktiviert wird.

6.2. Diskussion der Ergebnisse

6.2.1. Vergleich der Artenvielfalt der Brachflächengruppen

Die intermediate disturbance theory besagt, dass ein zu hohes Maß an Störungen zum Beispiel durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung sich in der Regel negativ auf die biologische Vielfalt auswirkt. Die größte Vielfalt befindet sich oft im Bereich mittlerer Störungsintensität. Die Brachflächen, welche sich von früheren menschlichen Eingriffen erholt haben, sind demnach durch mittlere Störungsgrade geprägt und bieten die größte Vielfalt an Pflanzenarten. Dies könnte nicht nur mit dem hohen Pflanzenartenreichtum zusammenhängen, der typischerweise zwischen den Sukzessionsstadien zu finden ist, sondern auch mit der Vielfalt der dort anzutreffenden Pflanzenwuchsformen. Ein zu geringes Maß an Störungen führt demnach nicht zu einer Zunahme des Artenreichtums. Theoretische und empirische Arbeiten zeigen, dass Artenvielfalt in einem nicht linearen Verhältnis zur Störung steht. Mit der höchsten Artenvielfalt sei also bei Aufkommen mittlerer Intensität und Häufigkeit der Störung zu rechnen. Ob eine Zunahme der Störung zu einer Zu- oder Abnahme der biologischen Vielfalt führt, hängt nicht nur vom allgemeinen Störungsniveau ab, sondern auch von der Art der gemessenen Störung. Die intermediate disturbance hypothesis gilt laut einigen Studien aber nur für ein einziges Taxon, jedoch nicht für eine ganze Gemeinschaft von verschiedenen interagierenden Taxa (Bruggisser et al., 2010, S. 1521ff. & Prado et al., 2021, S. 976ff.). Interessant zu erwähnen ist, dass laut Bruggisser et al., Störungen in ökologisch bewirtschafteten Weinbaugebieten offenbar zu gering sind, um sich positiv auf die biologische Vielfalt auszuwirken.

In der Vegetationsökologie werden kleinräumige Störungen auch „patches“ genannt. Beim Konzept der „patch dynamics“ sind Störungen diskrete Ereignisse, welche am Beginn von Sukzessionen auftreten und den Verlauf von Sukzessionen beeinflussen können. Tiere tragen mit ihren Aktivitäten in großem Maß zu den kleinräumigen natürlichen Störungen im Untersuchungsgebiet bei, indem sie offene, vegetationsfreie Bodenstellen schaffen. Daher spielen in der Theorie der „patch dynamics“ kleinräumige Störungen eine bedeutende Rolle für das dynamische Gleichgewicht der Vegetationsentwicklung und den Erhalt der Biodiversität (Denkinger, 2014, S. 108). Störungsregime auf Sandstandorten wie den Flächen am Seedamm sind immer durch Umlagerungen und Dynamik (Herbivore) geprägt. Die für diese Seedammflächen typischen Sand- und Störungszeiger (*Cynodon dactylon*, *Plantago arenaria*) sind an diese wiederkehrenden, natürlichen Störungen angepasst.

Eine durch Tölgyesi et al. (2015) publizierte Studie konnte zeigen, dass die Folgen von Beweidung und Mahd als Störungen zu werten sind, diese allerdings bei gezielt gelenkter Intensität durchaus positive Effekte auf die Gemeinschaftsstruktur haben können. Am Beispiel der Beweidung in Sandstandorten war zu erkennen, dass die Artenvielfalt bei moderater Beweidung am höchsten war, wohingegen die Artenzahl bei intensiver Beweidung abnahm und bei fehlender Beweidung noch weiter reduziert wurde. Eine moderate Beweidung hinsichtlich der Störungsintensität wird oft als die optimale Form der Landnutzung in Sandlebensräumen bewertet. Diese moderate Beweidungsform kann positive naturschutzfachliche Auswirkungen besitzen, da diese zu Umformungen der oberirdischen Zusammensetzung der Phytomasse, geringerer Streudeckung und größeren freibleibenden Bereichen auf Sand-Ökosystemen beitragen und somit eine Veränderung der Bandbreite der Wuchs- und Lebenshöhen sowie der pflanzensoziologischen Struktur im Allgemeinen herbeiführen können (Schwabe et al., 2004, S. 51).

Diese beschriebenen Effekte können durch Mahd allein nicht erreicht werden, da durch Beweidung besonders stark dominierende ruderale Arten eingeschränkt werden. Die Mahd für sich genommen kann in diesem Lebensraum demnach kein ausschließlicher Ersatz für die Beweidung sein (Tölgyesi et al., 2015, S. 404f.). Die für die sandigen Standorte des Gebiets Seewinkel hinsichtlich des Naturschutzes besonders

bedenklichen Arten stellen *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras), *Phragmites australis* (Schilfrohr) und *Elymus repens* (Gemeine Quecke) dar, welche durch moderate Beweidung stark zurückgedrängt werden können und somit Frei- und Lebensräume für eine stresstolerante Zielvegetation geschaffen werden kann (Euller et al., 2014, S. 51f.). *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras) ist aufgrund seiner Konkurrenzfähigkeit das in Mitteleuropa am meisten verbreitete Gras, bildet monotone sowie lang anhaltende Bestände (Prach et al., 2007, S. 185) und hat dadurch einen erheblich negativen Effekt auf die Pflanzenartenvielfalt. Typische Trockenrasen-Arten nehmen bei einer Zunahme von *Calamagrostis* von 0 auf 90% Deckung sogar von durchschnittlich 14 Arten auf eine Art ab und dies führt somit zu einem Artenrückgang um 91 % (Schuhmacher & Dengler, 2013, S. 7). Verschiedene Mahd-Varianten führten mit zunehmender Häufigkeit zu einer Reduktion der naturschutzfachlich problematischen Art. Durch Umgraben oder Pflügen konnten zu Beginn durch Schuhmacher und Dengler nur geringfügig positive Auswirkungen auf die Artenvielfalt festgestellt werden. Denn *Calamagrostis* konnte aus den verbliebenen Rhizomstücken wieder austreiben. Eine einschürige Mahd im Juni bleibt selbst nach mehreren Jahren wirkungslos gegen *Calamagrostis*. Erst ab einer 2-schürigen Mahd können über einen längeren Zeitraum positive Entwicklungen beobachtet werden (Schuhmacher & Dengler, 2013, S. 8ff.). Methoden um *C. epigejos* zurückzudrängen sind aber nicht unumstritten und ein komplexes Managementthema. Die Art ist zwar problematisch mit seinen monodominanten Beständen, aber zu häufige Mahd wäre kontraproduktiv für den Weiterbestand einer Brachfläche. Mahd-Intervalle sollten daher nur für Stellen mit einem hohen Vorkommen an *C. epigejos* stattfinden und danach der natürlich Sukzession überlassen werden. Anschließend sollte nur mehr alle drei bis fünf Jahre gemäht werden. Flächenumbruch ist dann konkret auf den Standort individuell abzustimmen.

Demnach wirkt sich ein entsprechendes Beweidungsmanagement gemeinsam mit Mahd-Intervallen positiv auf die Reduktion von *Calamagrostis* aus. Eine tiefe Mahd hat ähnliche Auswirkungen wie Beweidung (Storm et al., 2022 & Zehm et al., 2004). Nach erfolgreicher Zurückdrängung von *C. epigeios* und weiteren zehn Jahren, konnten Prach et al. (2007) die Rückkehr für mesische Standortbedingungen typische Arten, wie *Arrhenatherum elatius*, *Festuca pratensis*, *Dactylis glomerata* und *Poa pratensis*, feststellen.

Euler et al. (2014) konnten durch Beweidungsmanagement auf Sandrasen eine Zurückdrängung von dominanten Segetal- und Ruderalarten nach drei Jahren zugunsten der für die Sandsteppen im Seewinkel prägenden Arten wie unter anderem *Scabiosa ochroleuca* und *Cynodon dactylon* feststellen.

In den Aufnahmen der Brachflächen am Seedamm von 2018 konnten Bestände von *Scabiosa ochroleuca* und *Cynodon dactylon* ausschließlich innerhalb des Nationalparkgebiets festgestellt werden. Im Gegensatz dazu wurde *Elymus repens* zwar sowohl innerhalb als auch außerhalb des Nationalparks gefunden, eine stärkere Deckung ist hier aber eindeutig auf den Brachflächen außerhalb des Nationalparks festzustellen. Diese Aufnahmeergebnisse festigen die Annahme, dass die stärkere Beweidung auf Nationalparkflächen die obigen positiven naturschutzfachlichen Auswirkungen, also einer Steigerung der Biodiversität, fördern.

Hinsichtlich einer konkreten Managementmethode ist eine auf die entsprechenden Flächen individuell ausgerichtete Beweidung von Bedeutung, da verschiedene Weidetiere unterschiedliche Auswirkungen herbeiführen (Zehm et al., 2004, S. 122). So konnte festgestellt werden, dass Schafe vermehrt krautige und nährstoffreiche Ruderalarten fressen, wohingegen Esel Graminoide (hier zum Beispiel *Calamagrostis epigejos*) bevorzugen. Auf Flächen welche ausgedünnt werden sollen, kann somit auch eine sich ergänzende Kombination aus einer Beweidung mit unterschiedlichen Beweidungstieren eine effektive Methode darstellen (Storm et al., 2022 & Zehm et al., 2004).

6.2.2. Vergleich der Artenzusammensetzung zwischen den Brachflächengruppen

Eine Heterogenität der in dieser Arbeit berücksichtigten Aufnahmeflächen konnte anhand der durchgeführten Tests durch den compositional dissimilarity Index basierend auf dem Simpson-Index nicht festgestellt werden. Auffallend ist dabei lediglich die wesentlich breiter gefächerte Streuung der Aufnahmeflächen im Nationalparkgebiet im Vergleich zu ihren Vergleichsflächen außerhalb.

Dies ist durchaus als Bestätigung der von Euler et al., 2014 veröffentlichten Studie zu sehen, welche für die wechselfeuchten und trockenen Standorte im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel ebenfalls keine klaren Tendenzen in der Zusammensetzung

der Arten erkennen konnte, da die angewandten Indizes (Richness-, Eveness- und Inverse Simpson) keine erheblichen Kontraste anzeigen (Euller et al., 2014, S. 55f).

Die Ausreißer aus Abbildung 15 wurden im Folgenden näher betrachtet und weisen folgende Arten auf:

Unterschiede zwischen B02 zu B42:

Folgende Arten wurden nur in Aufnahme­fläche B42 und nie in B02 aufgenommen: *Lotus corniculatus*, *Artemisia vulgaris* und *Tripleurospermum inodorum*.

Arten welche in Aufnahme­fläche B02 verstärkt, hingegen in B42 nur vereinzelt vorkommen: *Elymus repens* (wenn auch auf einer Teilfläche vertreten), *Vicia angustifolia*, *Arrhenatherum elatius* (bereits sehr stark auf allen Teilflächen B02 vertreten). Aufnahme­fläche B02 weist bereits starke Tendenzen zu einem vergrastem Stadium (geschlossene Ruderalvegetation) auf.

Die Aufnahme­fläche B42 weist noch offenere Bodenstellen in der Ruderalflur auf. *Artemisia* kann im unmittelbaren Umfeld zu offenen Bodenstellen führen bzw. bleiben diese Stellen offen

Folgende Arten wurden nur in Aufnahme­fläche B01, jedoch nie in B42 vorgefunden: *Calamagrostis epigejos*, *Poa angustifolia*, *Rubus caesius* (bereits vereinzelt Aufkommen in Teilflächen von B01), *Crepis capillaris*, *Daucus carota*, *Eryngium campestre*, *Inula britannica*, *Pastinaca sativa*, *Plantago media*, *Ranunculus polyanthemos*, *Vicia tenuifolia*, *Inula ensifolia*, *Securigera varia*, *Cichorium intybus*, *Ononis spinosa*, *Salvia nemorosa* und *Salvia pratensis*.

Das Sukzessionsstadium auf Aufnahme­fläche B01 weist auf eine geschlossene Vegetation mit einem erhöhten Vorkommen an Störungszeigern (*C. epigejos*).

Arten welche nur in B42 aber nie in B01 vorgefunden wurden: *Convolvulus arvensis*, *Medicago lupulina*, *Lotus corniculatus* und *Tripleurospermum inodorum*.

6.2.3.Arten-Dispersion und Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit von Brachflächengruppen

Die beiden Brachflächengruppen zeigen durch Darstellung in der NMDS Grafik klare Abgrenzungen zueinander, jedoch keine großen Unterschiede in der Dispersion zwischen den einzelnen Flächen (Abbildung 12). Die Annahme, dass es sich um keine signifikanten Unterschiede handelt, wird durch den p-Wert von 0,518 untermauert. Die Nullhypothese lautet: die Dispersionen der beiden Gruppen sind homogen, das heißt die Gruppen sind ähnlich variabel. Die Streubreite der beiden Brachflächengruppen B und NP sind sich ähnlich.

Wie in Abbildung 12 veranschaulicht wird, weisen die Artenspektren innerhalb der einzelnen Brachflächengruppen – also innerhalb bzw. außerhalb des Nationalparkgebiets – eine Homogenität auf und grenzen sich dabei deutlich von der jeweils anderen Gruppe ab. Es konnte allerdings kein höherer Grad an Homogenität bei einer Gruppe im Vergleich zur anderen festgestellt werden.

Einen Überblick über das festgestellte Spektrum geben im Folgenden einerseits die beiden an den diametralen Enden liegenden Flächen (NP06 und B15 – diese weisen die größte Distanz zueinander auf), andererseits jene Fläche (B07), welche zwar der Homogenität der B-Flächen zuzuordnen ist, allerdings bereits eine gewisse Interferenz zu den NP-Flächen erkennen lässt:

Die Fläche NP06 weist charakteristische Zeigerarten wie *Molinia caerulea* (Blaues Pfeifengras) und *Polygala vulgaris* (Gewöhnliche Kreuzblume) auf und kann einem feuchten bis wechselfeuchten Standort zugeschrieben werden. Dieser Fläche kann somit einerseits eine hohe naturschutzfachliche Qualität, andererseits eine gewisse allgemeine Gefährdung durch Entwässerung, Drainage, Überdüngung, Überweidung oder Nutzungsaufgabe, zugesprochen werden.

Demgegenüber zeichnet sich die Fläche B15 durch Arten wie *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras), *Elymus repens* (Kriech-Quecke), *Convolvulus arvensis* (Acker-Winde) oder *Medicago sativa* (Saat-Luzerne) aus. *Calamagrostis* und *Elymus* sind vor allem problematische Arten im Seewinkel und führen in ihren dominanten Beständen zu artenarmen Pflanzengesellschaften.

Die Fläche B07 befindet sich von allen aufgenommenen Brachflächen außerhalb des Nationalparks am nächsten zum Cluster der Aufnahmeflächen innerhalb des Nationalparks. Diese Verschneidung zeigt eine Ähnlichkeit des Artenspektrums zwischen diesen Flächen, was sich durch die geographische Nähe der Fläche B07 zum Seedamm (Nationalparkgebiet) im Vergleich zu den übrigen erfassten Brachflächen außerhalb des Seedammgebietes erklären lässt. Beispielhaft lässt sich dies an der Art *Echium vulgare* erkennen, welche auf den Aufnahmeflächen außerhalb des Nationalparks ausschließlich in der Fläche B07 zu finden ist und sonst lediglich im Nationalparkgebiet aufgenommen wurde. Die zweitnächstgelegene Fläche B08 befindet sich 1,1 km weiter östlich von der Fläche B07 und bildet basierend auf Abbildung 12 bereits einen größeren Homogenitätscluster mit den restlichen Brachflächen außerhalb des Nationalparks.

6.2.4. Indikatorarten und Strategietypen

Auf dem Seedamm östlich des Neusiedlersees hat sich eine eigene Pflanzengesellschaft entwickelt, welche einen floristisch gemischten Eindruck vermittelt und sich zwischen Sand-, Salz- und Rasensteppen bewegt. Echte Pannonische Sandsteppen (*Festucion vaginatae*) sind im Burgenland nicht vorhanden. Dieser in Ungarn weit verbreitete Rasentyp ist in Österreich nur fragmentarisch auf den Sanddünen des Marchfelds ausgebildet.

Typisch für die pannonische Florenprovinz der Rasensteppen sind Arten wie *Euphorbia cyparissias* und *Astragalus onobrychis*. Sehr feine Böden, welche keinen Waldwuchs zulassen zeichnen den Seedamm aus. Die dortige Bodenerosion entstand infolge einer jahrhundertelangen Beweidung.

Die Einteilung der Arten in ihre jeweiligen Strategietypen spielt eine entscheidende Rolle. R-Strategen (Ruderalstrategen) reagieren positiv auf häufige Störungen und besiedeln Pionierstandorte. Die kurzlebigen, meist krautigen Arten wachsen schnell und betreiben oft Autogamie und Anemochorie (Klotz & Kühn, 2002, S. 197f.). Ruderalpflanzen kommen als Pioniere der frühesten Sukzessionsphase empor (Körner, 2021, S. 1023). In den sandgeprägten Habitattypen auf ehemaligen Weingartenbrachen finden sich zahlreiche Ruderal-Strategen und Stress-Ruderal-Strategen (nach Kühn & Klotz 2002), die von der weidebedingten Lückenbildung am Seedamm besonders profitieren (Euller et al., 2014, S. 59).

Die durchgeführten Aufnahmen im Rahmen dieser Arbeit belegen sowohl für die Flächen im Nationalpark, als auch für jene außerhalb ein zahlreiches Vorkommen von Ruderalstrategen. So wurden unter anderem *Setaria viridis*, *Erodium cicutarium* und *Plantago arenaria* (auf NP-Flächen) bzw. *Trifolium campestre*, *Erigeron acris* und *Lepidium ruderales* (auf den Flächen außerhalb des Nationalparkgebiets) gefunden.

Entgegen der Annahmen von Euler et al. (2014), konnten die durchgeführten Aufnahmen am Seedamm keine S-R-Strategen aufweisen. Allerdings konnten dort zahlreiche Arten als C-S Strategen identifiziert werden. Dies spiegelt sich auch anschaulich hinsichtlich der Indikatorarten wieder: so wurden mit *Galium verum* außerhalb, sowie *Cynodon dactylon* und *Chondrilla juncea* innerhalb des Nationalparkgebietes, mehrere Vertreter der C-S Strategen kartiert.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass verhältnismäßig den C-S Strategen auf den Nationalparkflächen eine höhere Gewichtung zufällt. Dies kann damit erklärt werden, dass sich durch den ökologischen Faktor Trockenheit im Maximum, hier ausdauernde Arten angesiedelt haben. Die Beweidung auf diesen Flächen könnte ebenso eine Rolle für das vermehrte Aufkommen der C-S Strategen im Nationalparkgebiet gespielt haben.

Außerhalb des Nationalparks konnte eine Häufung von C-Strategen, als auch von S-R Strategen festgestellt werden. Dies kann mit der Altersstruktur der Brachen außerhalb des Nationalparks erklärt werden, welche das Aufkommen beider Strategietypen begünstigt. Zu den auf diesen Flächen vorgefundenen Arten zählen *Achillea millefolium*, *Knautia arvensis* und *Cirsium arvense* (C-Strategen) sowie *Filago vulgaris*, *Myosotis stricta* und *Potentilla erecta* (S-R Strategen).

In jüngeren Brachflächen sind vor allem ein- bis zweijährige R-Strategen zu finden (Hupke, 2020, S. 124). Vermehrt ein- bis maximal zweijährige R-Strategen kommen auf den Flächen B32, B20, NP01, NP07 und NP08 auf. Dies kann als Indiz dafür gesehen werden, dass es sich bei diesen Flächen um eher jüngere Brachen handelt.

6.2.5. Standortökologische Einflüsse

Die Sukzessionsstadien in Brachen hängen von limitierenden bodenökologischen Faktoren, wie der Nährstoffverfügbarkeit ab und bestimmen künftige Vegetationsmuster (Scholz et al., 2018 & Prach et al., 2007). Die Verdrängung konkurrenzstarker Gräser wie

Arrhenatherum elatius durch weniger konkurrenzfähige Gräser wie *Festuca rupicola* und *Poa angustifolia*, lässt sich z.B. durch die geringere Konzentration an verfügbaren Bodennährstoffen, insbesondere Phosphor, erklären. Arten, die für (halb-)natürliche, steppenartige Graslandschaften typisch sind, dringen allmählich in die Flächen ein (Prach et al., 2007, S. 184).

Die Wasserspeicherkapazität von Böden ist vor allem während trockener Perioden ausschlaggebend. Schwarzerden (Tschernosem) weisen eine hohe Wasserspeicherkapazität auf. Unter anderem aus diesem Grund sind sie für die Landwirtschaft von großer Bedeutung und speichern auch bei großer Sommerhitze tief liegende Wasserreserven (Don & Prietz, 2019, S. 50). Sandböden weisen im Gegensatz dazu geringes Wasserspeichervermögen auf, dadurch werden Nährstoffe auch schnell ausgewaschen (Grunert, 2017, S. 67f.).

Brachen in Pionierstadien weisen oft schlechte Wasser- und Nährstoffversorgung auf. Mit zunehmenden Sukzessionsverlauf kommt es allerdings zu einer Aufwertung der bodenökologischen Verhältnisse. Daher halten sich eigentlich kurzlebige Pionierstadien nur auf Standorten mit geringer Wasser- und Nährstoffversorgung verhältnismäßig lange (Scholz et al., 2018, S. 34f.). Direkte Korrelationen zwischen den Ellenberg Zeigerwerten und den Nährstoffkennwerten des Bodens konnten in der Studie von Scholz et al. (2018) nicht festgestellt werden. Untersuchungen zum Nährstoffgehalt des Bodens würden ohnehin nur Messwerte zur jeweiligen Momentaufnahme liefern. Denn zu Nährstoffauswaschungen kommt es, wenn Nitrat mit dem Sickerwasser aus dem Wurzelbereich verlagert wird. Dieser Vorgang tritt vor allem bei leichten, sandigen Böden eher auf, als bei schweren Tonböden. Die Hummuspartikel tragen vorwiegend negative Ladungen, deswegen werden positiv geladene Ammonium Ionen absorbiert und negativ geladene Nitrat Ionen werden dagegen schnell ausgewaschen. Überschüssiges Nitrat wird so ins Grundwasser eingeleitet und Ammonium verbleibt im Boden. Ammonium zeigt demnach eine längere Verweildauer als das schnell ausgewaschene Nitrat (Anger, 2002). Mit einem plötzlich erhöhten Nährstoffeintrag in vormals nährstoffarmen Flächen ist auf Brachflächen nicht zu rechnen. Vor allem Weingartenbrachen dürften auch vor der Außernutzungsstellung nicht von erhöhten Nährstoffeinträgen betroffen gewesen sein.

Das Vorkommen von *Conyza canadensis* zeigt (früheren) Herbizideinsatz an, auch auf ehemaligen Weingärten. Seit einigen Jahren kommt der Neophyt vermehrt auf Brachflächen vor und bildet dichte Bestände durch die Bildung neuer herbizidresistenter Populationen (Meinlschmidt, 2004, S. 90f.).

6.2.6. Bedeutung von Brachen für den Artenschutz

Die Individuenzahl gefährdeter Arten in Brachflächen außerhalb des Nationalparks war mehr als doppelt so hoch als von jenen Brachflächen am Seedamm. Brachflächen aus vormals konventioneller Bewirtschaftung weisen daher Potential für künftig hohe Biodiversitätswerte auf und könnten mit entsprechendem Management seltene Arten erhalten und als „Stepping stones“ dienen. Die sandigen Brachen Am Seedamm repräsentieren Spezialstandorte und haben durch den Hutweidebetrieb, einen hohen naturschutzfachlichen Wert. Durch die Rinder kommt es zur Diasporenverbreitung von gefährdeten Arten, auch über weitere Strecken. Die Anzahl der vorgefundenen gefährdeten Arten erklärt deshalb nicht automatisch auch den tatsächlichen naturschutzfachlichen Wert einer Brachflächengruppe (Abbildung 21).

Die Brachen im Nationalpark Neusiedler See unterscheiden sich in ihrer Artenzusammensetzung von Mähwiesen, weil beide Formen in den letzten 10-20 Jahren aus Ackerland (meist Weingärten) entstanden sind und noch viele Arten enthalten, die auf ihren Ursprung hinweisen (z. B. *Papaver rhoeas*, *Anthemis arvensis*). Langfristig wird sich die Artenzusammensetzung von Brachen den trockeneren Wiesen annähern, obwohl der Zeitpunkt der Mahd auch berücksichtigt werden muss und künftige Auswirkungen auf das Artegefüge hat (Fiedler et al., 2017, S. 283).

Auch Fiedler et al., (2017) sprechen sich für das Beibehalten von Brachen aus (Mix von drei Nutzungstypen Brache, Hutweide und Mähwiese erhöht Gesamtartenvielfalt). Denn obwohl die Bracheflächen bezüglich gefährdeter Arten im Vergleich mit Wiesen und Weiden im Nationalpark eher geringen Anteil an gefährdeten Artenzahlen aufweisen, gibt es auch Brachflächen die einige gefährdete Arten beinhalten. Somit kann Brachflächen trotz der im Vergleich zu Hutweiden und Wiesen geringeren Artenzahlen, eine in naturschutzfachlicher Hinsicht zumindest gleichwertige Bedeutung zugeschrieben werden. Dies konnte auch in den Erhebungen 2018 festgestellt werden, mit insgesamt 12 gefährdeten Arten auf Flächen außerhalb des Nationalparks und 9 Arten auf den

erhobenen Flächen am Seedamm. Das heißt, auch Flächen die eher einem intensiven Nutzungsregime unterzogen wurden, scheinen ein Resort für jene gefährdeten Arten zu sein. Aus den erhobenen Daten lässt sich schwer auf unterschiedliche Isolationsgrade der Brachflächen schließen.

Ein weiteres Refugium für Segetalarten, aber auch für manche gefährdete Arten sind die Gänseäcker im Nationalpark. Wildgänse verursachten aufgrund der Lage der Äcker in Lacken-Nähe und überwiegenden Kultivierung mit Getreide immense landwirtschaftliche Schäden. Ab Herbstbeginn, den Winter über, bis zum Frühling stellen insbesondere Wintergetreidefluren wichtige Nahrungsquellen für Wildgänse dar. Um Wildgans-Schäden im konventionellen Agrarland außerhalb der Bewahrungszone zu vermindern, wurde Getreide hier im Nationalpark primär für Wildgänse angebaut und als sogenannte „Gänseäcker“ weitergeführt. Mindestens fünfzig Prozent der potentiellen Getreideernte der Gänseäcker ist somit Grau-, Saat- und Blässgänsen vorbehalten. Der Rest (zwischen 60 und 100 Tonnen) dient vor allem als Winterfutter für das Weidevieh des Nationalparks. Der Nutzen der „Gänseäcker“ für den Menschen besteht in der Abpufferung von durch Gänse verursachte Schäden auf Äckern des umgebenden konventionellen Agrarlandes (Steinlesberger, 2017, S. 252). Die „Gänseäcker“ leisten aber auch einen sehr wertvollen Beitrag zum Schutz und Erhalt von Segetalarten. Insgesamt konnten 146 Arten auf den Nationalparkäckern nachgewiesen werden. 28 Arten sind der „Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs“ nach gefährdet (Steinlesberger, 2017, S. 262). „Die Nationalparkäcker stellen strukturreiche Agrarlebensräume dar, die einer Vielzahl an standortgerechten und sich im Rückgang befindlichen Segetalpflanzengesellschaften langfristig geeignete Habitate bieten“ (Steinlesberger, 2017, S. 263). Die sogenannten „Gänsebeikrautfluren“ im Nationalpark liegen nach dem Bodenumbruch im Herbst brach (Steinlesberger, 2017, S. 255f.).

Unter den Aufnahmeflächen aus 2018, hebt sich die Fläche NP06 mit ihren typischen Arten der Pfeifengras-Streuwiese (Molinion) von den restlichen aufgenommenen Flächen im Nationalpark ab. Das Mahdgut dieser Streuwiesen diente früher als Einstreu in Stallungen (daher der Name „Streuweisen“). Heute ist diese Form der Landnutzung obsolet und die Pflege der letzten verbliebenen Streuwiesen eine Aufgabe des Naturschutzes. Um die landwirtschaftliche Nutzbarkeit zu verbessern, wurden die

Pfeifengraswiesen, deren Heu nur zur Stalleinstreu verwendet werden kann, großflächig entwässert und gedüngt. Die „sauren“ Wiesen entwickelten sich so zu ertragreicheren, aber artenärmeren Fettwiesen. Landwirte, die sich nicht darum kümmerten, ihre Feuchtwiesen zu „meliorieren“ (also „verbessern“ im Sinne des Bauern), galten früher als nachlässig. Aus moderner, naturschutzfachlicher Sicht stellt sich die Sache ganz anders dar. Mit Trockenlegung und „Meliorierung“, aber auch durch ausbleibende (da nicht rentable) Nutzung, wurden diese artenreichen Lebensräume und damit ihre spezielle Pflanzen- und Tierwelt vernichtet, inzwischen in so großem Ausmaß, dass die ehemals weit verbreiteten Streuwiesen im Burgenland heute zu den am meisten bedrohten Lebensräumen gehören (Willner & Fischer, 2015).

Die Aufnahme­fläche NP 06 weist *Medicago minima*, *Inula britannica*, *Ononis spinosa*, *Molinia cerulea*, *Schoenus nigricans*, *Cirsium brachycephalum*, *Lotus tenuis*, als gefährdete Arten auf. *Cirsium brachycephalum* und *Inula britannica* sind Endemiten der Pannonischen Florenprovinz und Salz-Zeiger. Im restlichen Österreich sind diese aber selten vertreten. *Inula britannica*, *Schoenus nigricans* und *Molinia cerulea* deuten auf einen feuchten Standort hin. Molinion-geprägte Brachflächen besitzen hinsichtlich gefährdeter Arten im Generellen durchaus eine gewisse Zeigerfunktion, allerdings muss hier festgehalten werden, dass diese speziell im Gebiet des Seedammes keine Seltenheit darstellen und somit ihre Signifikanz als Zeiger für gefährdete Arten in diesem Bereich abgeschwächt sein könnte.

6.2.7. Artenvielfalt 2013-2018

Abbildung 25 verdeutlicht, dass von einer deutlich höheren Artdiversität auszugehen ist und Brachflächen essentiell für die Gesamtlandschaftsdiversität sind. Die mittels Chao1-Schätzer extrapolierte Gesamtartenzahl lag bei beiden Brachflächengruppen mit jeweils 10 Aufnahme­flächen im Jahr 2018 bei ca. 200 Arten (siehe Abbildung 24). Das Extrapolieren zusätzlicher Aufnahmejahre (2013 bis 2018) verdeutlicht mit nun 75 Aufnahme­flächen eine Abflachung der Gesamtartenakkumulationskurve bei etwa 140 Aufnahme­flächen und die geschätzte Gesamtartenzahl für das Gebiet beträgt dann 493 Arten (siehe Abbildung 25). Diese Datenbasis stellt eine Verbesserung zur Abschätzung der Gesamtartenzahl dar. Brachflächen sind daher ein Refugium für Arten und bedeutend für den Artenschutz.

6.3. Managementvorschläge

Brachflächen können als Refugien für seltene Arten (im Rahmen der Aufnahmen 2018 wurden folgende gefährdete Arten gefunden: *Medicago minima*, *Inula britannica*, *Ononis spinosa*, *Molinia caerulea*, *Schoenus nigricans*, *Cirsium brachycephalum*, *Lotus tenuis*, *Crepis setosa*, *Festuca pseudovina*, *Filago vulgaris*, *Filipendula vulgaris*, *Galium mollugo*, *Linum austriacum*, *Polygala vulgaris*, *Thesium ramosum*) agieren und tragen in der Kulturlandschaft als Pufferzonen und Trittsteinbiotope zum Natur- und Artenschutz bei. Darüber hinaus bieten Brachflächen die Möglichkeit der Sukzessionsentwicklung und -beobachtung (Reichel, 1977, S. 39). Brachen können aber nur eine Komponente des Biotop- und Artenschutzes darstellen. Denn reproduktionsfähige Populationen können nur erhalten werden, wenn vermehrt umweltschonende Bewirtschaftungsweisen, welche chemische, biologische, mechanische und pflanzenbauliche Maßnahmen vereint, in der Landwirtschaft gefördert werden (Pötsch, 1991). Um Arten in reproduktionsfähigen Populationen zu erhalten, muss ergänzend ein umfassendes Erhaltungsprogramm in der Landwirtschaft angestrebt werden. Dazu zählen die Reduktion der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion im Rahmen eines umweltgerechten Pflanzenbaus und Pflanzenschutzes, sowie eine Extensivierung der Landwirtschaft auf ertragsarmen Standorten. Letzter Punkt schließt eben auch die verschiedenen Formen der Flächenstilllegung, wie Brachflächen, zu Naturschutzzwecken mit ein (Pötsch, 1991).

Um die fortschreitende Sukzession auf Brachflächen einzudämmen, muss in regelmäßigen Intervallen gemäht bzw. gemulcht werden. Ackerbrachen fördern in den ersten Jahren kurzlebige Ackerwildpflanzen, werden aber bereits nach wenigen Jahren von ausdauernden Gräsern und Stauden dominiert. Bei geringerer Bestandsdichte können ausbreitungsfreudige Gehölze und invasive Neophyten aus umgebenden Flächen hier schnell Dominanz erlangen und eine dichte Vegetation sowie das Ausbleiben von Störungen können die Etablierung von Zielarten einschränken. Beim Mähen, aber vor allem beim Mulchen entscheidet der Schnittzeitpunkt über die spätere Artenvielfalt. Die vorausgegangene Bewirtschaftung beeinflusst die Bodenstruktur und führt auch nach der intensiven Bewirtschaftung zu hohen Nährstoffeinträgen. Um überschüssige Nährstoffe aus diesen Flächen zu entziehen, ist Mähen mit Abräumen daher wirkungsvoller als Mulchen (Tischew & Hölzel, 2014, S. 36, 379). Jene

Brachflächen, auf denen gemulcht werden muss, sollten im Spätsommer dieser Methode unterzogen werden, um die Artenvielfalt von Schmetterlingen und Distelfaltern in der regionalen Metagemeinschaft zu erhöhen (Fiedler et al., 2017, S. 277).

„Folgende Pflegemaßnahmen können jeweils angepasst an die lokalen Verhältnisse auf einer Stilllegungsfläche umgesetzt werden:

- Zulassen der natürlichen Sukzession ohne oder mit punktuellen Pflegemaßnahmen nach Bedarf (Entbuschen)“ (Mohl & Bogner, 2003, S. 25).
- Bevorzugung von Balkenmähern und speziellen Befahrmustern, um die Fauna zu schützen (Van de Poel & Zehm, 2014, S. 36).
- Mähgut mit einem hohen Gräseranteil und entsprechendem Futterkennwert könnte für die Nutztierwirtschaft den umliegenden Betrieben zugeführt werden.
- „Verschiedene Umbruchsrhythmen können vorgegeben sein (einmal jährlich, einmal alle zwei, drei oder mehr Jahre)“ (Mohl & Bogner, 2003, S. 25).
- Flächen mit längerer Sukzessionszeit sind als naturschutzfachlich wertvoller einzustufen als jene Flächen mit nur einjähriger Sukzessionszeit. So konnten auf Flächen, die in einem dreijährigen Rhythmus umgebrochen werden, die meisten naturschutzfachlich relevanten Arten gefunden werden (Mohl & Bogner, 2003, S.29).
- Entfernung von Neophyten wie *Elaeagnus angustifolia* und *Robinia pseudoacacia* mittels 20-30 cm tiefer Fräsung durch Forstmulcher. Im Falle von zugelassener Spontanvegetation ist eine Zurückdrängung der Neophyten mittels Beweidungsmaßnahmen allerdings als effektiver anzusehen.
- Einschränkung holziger Arten durch die Konkurrenz von widerstandsfähigen und produktiven krautigen Pflanzen (Prach et al., 2007, S. 194).
- Beweidung: Nutzung der Brachflächen als Korridore für Weidetiere um potentiell Schäden in Weingärten zu vermeiden

Eine Kombination verschiedener Managementformen, individuell abgestimmt auf den Standort, scheint der vielversprechendste Weg zu sein, um die biologische Vielfalt auf Landschaftsebene zu maximieren (Fiedler et al., 2017, S. 277). Um eine großräumige, gehölzfreie Landschaft (Puszta) für den Nationalpark zu fördern, ist eine Streuung der Managementoptionen über das Gesamtgebiet anzustreben. Ein Leitziel des

Nationalparks sollten somit nicht mosaikartige und kleinflächige Pflegemaßnahmen, sondern die Schaffung homogener Graslandschaften sein.

Konkrete Maßnahmen auf Brachflächengruppen bezogen:

Der Großteil der nordburgenländischen Steppenrasen befindet sich in einem sommertrockenen, subkontinentalen, pannonischen Klima. Richtung Südburgenland nehmen die Trockenlebensräume aufgrund des etwas niederschlagsreicheren Klimacharakters ab (Fiala, 2013, S. 8). Die Acker- und Weingartenbrachen eignen sich zur Rückführung in wertvolle Trockenlebensräume.

Denn durch extensive Beweidung kann die Sukzession von Weingarten- und Ackerbrachen in Richtung Halbtrockenrasen gelenkt werden. Extensiv beweidete Flächen weisen gegenüber Unbeweideten eine geringere Vegetationshöhe und eine höhere Anzahl von Lücken für die Keimung typischer Trockenrasenarten auf. Dabei ist eine abgestimmte, jährlich adaptierte Beweidungsintensität von Bedeutung, da nur durch eine extensive Beweidung eine Steigerung der Artendiversität zu erreichen ist. Korner et al. (2008) konnten durch angewandte Beweidungspläne für Weingartenbrachen am Seedamm eine Sukzessionsentwicklung in Richtung der Etablierung von Halbtrockenrasen feststellen. Sowohl die oben angesprochene Generierung von Keimlücken als auch der Entzug von Biomasse führen im Vergleich zu unbeweideten Brachen zu einer quantitativen Steigerung der charakteristischen Arten der Halbtrockenrasen (Korner et al., 2008, S. 1).

Managementmaßnahmen für Brachflächen am Seedamm:

Die sandreichen Böden am Seedamm sind locker, trocknen oberflächlich leicht aus und können leicht gestört werden. Einflussfaktoren sind hierbei Wind oder anthropogene Einwirkungen. Nur speziell angepasste Sandpflanzen (Psammophyten) können diese ökologisch extremen Verhältnisse bewältigen. Durch eine vormals starke Beweidung entwickelten sich hier offenen Sandstellen. Auf diesen Sandstandorten bilden sich Sandpioniergesellschaften, die vor allem je nach dem Kalkgehalt des Sandes floristisch unterschiedlich erscheinen (Willner & Fischer, 2015).

Neben speziell angepassten und zum Teil seltenen Pflanzen kommen auf Sandstandorten auch spezialisierte Tierarten aus den Gruppen der Wildbienen, Heuschrecken, Laufkäfer, Weberknechte und Spinnen vor. Diese Tierarten brauchen trocken-warme Habitate und Lockersubstrate zum Anlegen von Brutkammern und für die Futterpflanzen der Larven und Imagines. Sandökosysteme haben daher eine große Bedeutung für den Artenschutz und sind in Mitteleuropa seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts stark zurückgegangen, vor allem durch großflächige Aufforstungen mit Kiefern und anderen Nadelbaumarten. Bei fortschreitender Sukzession, wird die Pioniervegetation von Brachen rasch durch artenarme Grasdecken, z. B. aus *Calamagrostis epigejos* (Landreitgras) verdrängt. Nach der Ansiedelung von Gehölz gibt es aufgrund der Schattenwirkung durch die Baumkronen in Beständen mittleren Alters oft gar keine Krautschicht mehr. Stattdessen entwickelt sich eine dicke Streuschicht und es kommt zur Bildung eines humusreichen A-Horizonts mit Versauerung. Die Arten der Sandrasen überdauern unter diesen Bedingungen, wenn überhaupt, nur noch in der Samenbank. Gefährdet sind vor allem Sandrasenarten mit niedrigen Ellenberg-N-Werten (Tischew & Hölzel, 2014, S. 290). Tiere wie Kühe oder Wildschweine können den Lückenschluss der Vegetation verhindern (Kurtz & Heinken, 2011, S. 120). Nach Störungen einer Lebensgemeinschaft kann die Diversität absinken, mittlere Störungsgrade können aber mit einer höheren Diversität als zuvor einhergehen (intermediate disturbance hypothesis) (Schaefer, 2012, S. 66). Aus diesen Gründen würde sich die Einrichtung eines „Schutzackers“ zumindest auf einem Teil der untersuchten Brachen als sinnvoll erweisen. Auf anderen Flächen ist die Einrichtung eines „Schutzackers“ allerdings zu vermeiden, denn viele Brachen der Untersuchungsflächen sind Bestandteil von Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Lebensräumen, in denen das Verbot des Grünlandumbruchs gilt. Daher wird auf diesen Flächen empfohlen, den Pflügacker jährlich an einer jeweils anderen Stelle anzulegen, um einen größeren Teil des Diasporenvorrats der Segetalflora zu aktivieren. Bei Arten mit langlebigen Samen würden sich dadurch auch nach einer fünfjährigen Rotationspause immer noch arten- und individuenreiche Bestände ausbilden (Kurtz & Heinken, 2011, S. 121).

Ein wichtiger Aspekt für die Erhaltung der Sandflächen ist die Bildung einer geschlossenen Vegetationsdecke durch Einwanderung von Arten aus den angrenzenden Lebensräumen (vor allem Trockenrasen-Arten, aber auch von Schilf) zu verhindern. Die im Seevorgelände frei weidenden Przewalski-Pferde und die Fleckvieh-Rinderherden im traditionellen Hutweidebetrieb entlang des Seedammes spielen dabei durch die Förderung von offenen Sandflächen eine sehr wichtige Rolle. Sollte die Beweidung nicht ausreichen, wäre die Einführung einer Mahd eine weitere Option zur Erhaltung des Standortcharakters. Sandbrachen sollten nicht eingesät und alle vier bis fünf Jahre zur Hälfte umgebrochen werden (Wiesbauer & Mazzucco, 1999, S. 26f.). Für den Seedamm sollte das Management als ökologische Einheit erfolgen und nicht die einzelne Parzelle bezogen werden.

Brachflächen am Seedamm könnten sich durch angepasste Beweidung zu ihren ursprünglichen Gesellschaften (Puszta) rückentwickeln, während Brachen aus dem ÖPUL Programm durch (zu häufiges) Mulchen an Artendiversität verlieren. Einige Studien beweisen erfolgreiches Weidemanagement im Nationalpark, hingegen erfordert das ÖPUL Programm weitere naturschutzfachlich optimierte Managementschritte zur Förderung der Artenvielfalt.

Ausblick Diskussion:

Eine interessante Fragestellung ist auch, wie lange eine Brache ohne Umbruch belassen werden darf und welche Pflegemaßnahmen zur Einschränkung invasiver Arten mit hohem Diasporeneintrag notwendig sind. Diese Fragen sollten an weitere Versuchsprogramme mittels Sukzessionsstudien anschließen.

Eine gegenwärtig aktuelle Fragestellung mit welcher sich auch der Österreichische Biodiversitätsrat des Netzwerks Biodiversität Österreich in zwei Stellungnahmen (2022) beschäftigt hat, setzt sich mit der Ausdehnung der Nutzung von Brachflächen für die landwirtschaftliche Produktion bis Ende 2023 auseinander. So erteilten das Landwirtschaftsministerium sowie die EU-Kommission im April 2022 eine Ausnahmeregelung für die Brachflächenfreigabe zur landwirtschaftlichen Nutzung. So sollen bisherige Unterstützungen zur Stilllegung und Nutzung von Flächen als Brachen demnach entfallen. Die Sinnhaftigkeit dieser Maßnahme darf allerdings in Anbetracht der

derzeitigen Probleme in der Biodiversitätskrise sowie in Hinsicht auf künftige Nahrungsmittelversorgungsprobleme angezweifelt werden. So fließen laut einer Einschätzung der AMA fast 80 Prozent der heimischen Getreideernte in Tiernahrung und Industrie, wohingegen nur die übrig bleibenden knapp 20 Prozent in die direkte menschliche Nahrungsversorgung fließen. Weiters gilt es der fortschreitenden Bodenversiegelung entgegenzutreten (in Österreich werden hier jährlich ca. 5.500 Hektar an produktiven Böden verbaut), um diese für die heimische Flora und Fauna wichtigen Ökosysteme zu bewahren.

7. Literatur

Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. In: *Ecology Letters*, 9(6). 683-693.

Anderson, M. J. (2006). Distancebased tests for homogeneity of multivariate dispersions. In: *Biometrics*, 62(1). 245-253.

Anger, M. (2002). Nitrat-Austräge auf intensiv und extensiv beweidetem Grünland, erfasst mittels Saugkerzen- und Nmin-Beprobung II Variabilität der NO₃- und NH₄-Werte und Aussagegenauigkeit der Messmethoden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165(5), 648–657.

Austermann, C. (2012). Brachflächenreaktivierung als Instrument der Stadterhaltung und nachhaltiger Innenentwicklung. Osnabrück: V&R unipress GmbH. 26.

Baum, M. (o. J.). Von der Brache zum urbanen Nährboden. Verfügbar unter: https://programm.corp.at/cdrom2011/papers2011/CORP2011_16.pdf (Zugriff am: 05.01.2022).

Baur, B. (2021). Naturschutz. Biologie. Stuttgart: Haupt Verlag. 97.

Bernhardt, K.-G., Oschatz, M.-L., Laubhann, D., Stallegger, M., Rüsch, S., & Surböck, A. (2014). Einfluss der biologischen Bewirtschaftung auf die Phytodiversität in der Diasporenbank und oberirdischen Vegetation biologisch bewirtschafteter Ackerflächen. In: *Gesunde Pflanzen*, 66(3). 103-107.

Blecher, T. & Kindel, R. (2018). Das Freudenberger Grünlandbuch. Feldsaaten Freudenberger GmbH & Co. KG. verfügbar unter: https://www.freudenberger.net/media/files/Gr%C3%BCnland_Buch_Screen_ES.pdf, Zugriff am: 13.03.2022).

Beteriuhnet, C. (2003). Der Begriff Biodiversität. In: *Nova Acta Leopoldina NF*, 87. 328.

Bruggisser, O.T., Schmidt-Entling, M.H., & Bacher, S. (2010) Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. In: *Biological conservation*, 143(6). 1521–1528.

Bundesforschungszentrum für Wald. Digitale Bodenkarte. Verfügbar unter: <https://bodenkarte.at/> (Zugriff am 30.09.2021).

Carson, B., Bahlai, C. A., Gibbs, J., & Landis, D. A. (2016). Flowering phenology influences bee community dynamics in old fields dominated by the invasive plant *Centaurea stoebe*. In: *Basic and Applied Ecology*, 17(6), 497–507.

Chao, A. (1987). Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. In: *Biometrics*, 43(4). 783–791.

Chao, A., Ma, K. H., & Hsieh, T. C. (2020). iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. Version 2.0.20.

Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. In: *Australian Journal of Ecology*, 18. 117–143.

Clarke, K.R., Somerfield, P.J. & Chapman, M.G. (2006). On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. In: *Journal of experimental marine biology and ecology*, 330(1). 55–80.

Denkinger, P. (2014). Auswirkungen kleinräumiger Störung auf Vegetationsbestände der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Brandenburgischen Technische Universität Cottbus - Senftenberg (ungedr. Diss.). 108.

Dierschke, H., Peppler-Lisbach, C. (2009). Erhaltung und Wiederherstellung der Struktur und floristischen Biodiversität von Bergwiesen - 15 Jahre wissenschaftliche Begleitung von Pflegemaßnahmen im Harz. In: *Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft*, NS 29. 145 - 179.

Dierschke, H., Waesch, G. (2003): Brachland-Sukzessionsstadien in Feuchtwiesen und ihre syntaxonomische Zuordnung – Kieler Notizen zur Pflanzenkunde – 30: 11 - 19.

Don, A. & Prietz, R. (2019). Unsere Böden entdecken – Die verborgene Vielfalt unter Feldern und Wiesen. Berlin, Heidelberg: Springer. 23-51.

Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. In: *Ecological monographs*, 67(3). 345–366.
Ellenberg, H. (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Goltze. 234-247.

Euller, K., Zmelik, K., Schneidergruber, A., Wrbka, T. & Korner, I. (2014). Auswirkungen der Beweidung in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel – Eine statistische Analyse der Vegetationsdaten des Dauerflächenmonitorings. In: *Acta ZooBot Austria*, 150/151. 41–62.

Fiala, M. (2013). Erhaltung von Trockenrasen und Magerstandorten im Burgenland – Pflegemaßnahmen, Neophytenbekämpfung und Infokampagne. Ein Projekt im Rahmen des „Österreichischen Programms für die Entwicklung des Ländlichen Raumes – Sonstige Maßnahmen 2007–2013“ Maßnahme 323a ELER. Eisenstadt: Naturschutzbund Burgenland. 8-44.

Fiedler, K., Wrbka, T. & Dullinger, S. (2017). Pluralism in grassland management promotes butterfly diversity in a large Central European conservation area. In: *Journal of insect conservation*, 21(2). 277–285.

Geißelbrecht-Taferner, & Mucina, L. (1995). Vegetation der Brachen am Beispiel der Stadt Linz. Botan. Arbeitsgemeinschaft am OÖ. Landesmuseum Linz. 19-25.

Gerowitt, B. (2007). Agrobiodiversität und Pflanzenschutz – ein ambivalentes Verhältnis. In: Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, 2(1). 1-3.

Gigon, A., Marti, R. & Scheiwiller, T. (2004). Kurzpraktikum Terrestrische Ökologie, 2. Aufl., Zürich: vdf Hochschulverlag AG. 28.

Glauning, H. (2002). Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, & Fachtagung Ackerbrachen 2001 Wien. (2002). Ackerbrachen - Flächennutzung mit Zukunft?: [Fachtagung Ackerbrachen]; eine Dokumentation der Fachtagung vom 27. April 2001, Wien. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, 16-46.

Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. (1988). Comparative plant ecology. London: Unwin Hyman., 742.

Grunert, M. (2017). Auswirkung differenzierter Bodenbearbeitung auf verschiedenen Böden auf die P-, K-, Mg- und S-Verlagerung in der Lysimeteranlage Leipzig. In: 17. Gumpensteiner Lysimetertagung. 65 – 70.

Hackländer, K. (2014). Probleme für Niederwild. In: 20. Österreichische Jägertagung 2014, 11 – 14.

Hennekens, M. & Schaminée, J. H. (2001). TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. In: Journal of Vegetation Science, 12(4). 589–591.

Herzig, A. (2014). Der Neusiedler See - Limnologie eines Steppensees. In: Denisia 0033. 101.

Hilbig, W. (1997). Auswirkungen von Extensivierungsprogrammen im Ackerbau auf die Segetalvegetation. In: *Tuexenia* 17. 309-310.

Holzner, W. (1994). Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database Digitale Literatur Zeitschrift. In: Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band: 4 Artikel/Article: I. Definitionen - Klassifikationen. 15-39.

Hupke, K-D. (2020). Natur, die keinen Schutz verdient: Spontane Vegetation, Ruderalgesellschaften, Neophyten und Neozoen. In: *Naturschutz*. Berlin, Heidelberg: Springer. 119–132.

Jaskewitz, M. (2010). Bootstrap-Verfahren bei der Berechnung von Prognosen in (G)ARCH-Modellen. Hamburg: Diplomica Verlag. 34-39.

Job, H., Woltering, M., Warner, B., Heiland, S., Jedicke, E., Meyer, P., Nienaber, Birte, Plieninger, T., Pütz, M., Rannow, S. & von Ruschkowski, E. (2016). Biodiversität und nachhaltige Landnutzung in Großschutzgebieten. *Biodiversity and Sustainable Land Use in Protected Areas*. In: *Raumforschung und Raumordnung*, 74. 481-494.

Kattwinkel, M. (2009). Biodiversity of urban brownfields. Modelling species occurrence and persistence in dynamic habitats. Verfügbar unter: <http://oops.uni-oldenburg.de/868/1/katbio09.pdf> (Zugriff am: 06.01.2022).

Klotz, S. & Kühn, I. (2002). Ökologische Strategietypen. In: *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, H.38. 197-201.

Knappová, J., Hemrová, L., Knapp, M., Münzbergová, Z., & Cousins, S. (2017). Establishment limitation may be more important than species dispersal: insights from dry grasslands and old-fields. In: *Journal of Vegetation Science*, 28(1). 34–42.

Kühn, I. & Klotz, S. (2002). Systematik, Taxonomie und Nomenklatur. In: *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, H.38. 41-46.

Korner, I., Wrбка, T., Staudinger, M., & Böck, M. (2008). Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmontoring – Studie 1990 bis 2007. In: Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich. 1-6.

Körner, C. (2021). Populations- und Vegetationsökologie. Berlin, Heidelberg: Springer. 1013–1054.

Kurtz, C. & Heinken, T. (2011). Seed-bank analysis to detect endangered weed species on former arable fields: seedling-emergence method versus seed-bank activation in the field. In: Tuexenia, 31. 105-126.

Laber, J., Pellingner, A. (2008). Die durchziehenden und überwinternden Gänsebestände der Gattung Anser und Branta im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. In: Egretta - Vogelkundliche Nachrichten aus Österreich, 49. 35-51.

Lange, J. (2017). Auf dem Weg zur Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik?. Verfügbar unter: https://www.researchgate.net/profile/Norbert-Roeder-2/publication/323014561_Greening_Wie_weiter_Uberlegungen_zur_Effizienz_des_Greenings/links/5a7c52550f7e9b54238cc11e/Greening-Wie-weiter-Ueberlegungen-zur-Effizienz-des-Greenings.pdf (Zugriff am: 06.01.2022).

Lanzerath, D., Mutke, J., Barthlott, W., Baumgärtner, S., Becker, C. & Spranger, T. M. (2008). Biodiversität und ihre Veränderungen im Rahmen des Globalen Umweltwandels. Freiburg, München: Verlag Karl Alber. 25-74.

Mair, P., Borg, I., & Rusch, T. (2016). Goodness-of-Fit Assessment in Multidimensional Scaling and Unfolding. In: Multivariate Behavioral Research, 51(6). 772–789.

Meinlschmidt, E. (2004): Gebietsfremde potenziell invasive Ackerunkräuter in Sachsen. Gesunde Pflanzen, 56(3), 86–92.

Mohl, I. & Bogner, D. (2003). Biodiversität auf Stilllegungsflächen. In: Kärntner Naturschutzberichte, Band 8. S. 25-38.

Moor, M. (1980). Brachflächen auf Kalkflussschotter und ihre Vegetationsentwicklung. In: Berichte der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft, Band 90. 61-77.

Mucina, L. (1993). Artemisietea vulgaris. In: Mucina, L., Grabherr, G. & Ellmauer, T. Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Jena: Gustav Fischer Verlag. 169-202.
Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Verfügbar unter: <https://www.nationalparkneusiedlersee.at/de/naturraum/sandlebensraeume/> (Zugriff am 13.03.2021).

Nelhiebel, P. (1980). Die Bodenverhältnisse des Seewinkels. In: BFB-Bericht, 37. 43-44.

Niklfeld, H., Schratt-Ehrendorfer, L. (1999). Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. 2. Fassung. In: Grüne Reihe des Lebensministeriums 10. 39.

Nitsch, H., Röder, N., Oppermann, R., Milz, E., Baum, S., Lepp, T., Kronenbitter, J., Ackermann, A. & Schramek, J. (2017). Naturschutzfachliche Ausgestaltung von Ökologischen Vorrangflächen. Verfügbar unter: https://www.ifls.de/fileadmin/user_upload/Abbildungen/Projekte/Handbuch_OEVForsch/skript472.pdf (Zugriff am: 06.01.2022).

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H. (2020). vegan: Community Ecology Package. Version 2.5-7.

Österreichischer Biodiversitätsrat des Netzwerks Biodiversität Österreich. (2022). Verlängerung der Brachenfreigabe bis Ende 2023 gefährdet Artenvielfalt und langfristige Ernährungssicherheit. Verfügbar unter: <https://www.biodiversityaustria.at/verlangerung-brachenfreigabe/> (Zugriff am: 30.08.2022).

Österreichischer Biodiversitätsrat des Netzwerks Biodiversität Österreich. (2022). ÖBDR strikt gegen Nutzung von 9.000 ha Brachflächen in Österreich. Verfügbar unter: <https://www.biodiversityaustria.at/brachen/> (Zugriff am: 25.07.2022).

Plüss, P. (2007). Bau- und planungsrechtliche Aspekte von Zwischennutzungen. (Masterarbeit ETH Zürich). 4-5.

Pötsch, J. (1994). Eine Methode zur Erfassung gefährdeter Arten der Segetalvegetation auf Bracheäckern. In: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 3. Jahrgang, Sonderheft 1/1994. 50.

Potthast, T. & Berg, M. (2016). Biodiversität. In: Ott, Konrad, Dierks Jan, Voget-Kleschin, Lieske (Hrsg.). Handbuch Umweltethik. Stuttgart: J.B. Metzler. 240-246.

Prach, K., Lepš, J. & Rejmánek, M. (2007). Old Field Succession in Central Europe: Local and Regional Patterns. In: Hobbs, R. J. & Cramer, V. A. Old Fields : Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland. Washington, D. C: Island Press. 180-198.

Prado, Urrego, L. E., Durán, L. I., & Hernández, J. (2021). Effect of climate seasonality and vegetation cover on floral resource selection by two stingless bee species. In: Apidologie, 52(5). 974–989.

Preising, E., Vahle, H. C., Brandes, D., Hofmeister, H., Tüxen, J., Weber, H. E. (2013). Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Ruderale Staudenfluren und Saumgesellschaften. In: Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, 20/4. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. 80.

Raven, P., Evert, R. & Curtis, H. (1985). Biologie der Pflanzen. Berlin, New York: Walter de Gruyter. 116-117.

Reichel, D. (1977). Zur ökologischen Beurteilung von Brachflächen. In: Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), 1_1977. 36 - 42.

Rieke, H., Heidebach, M., Kuchler, F. & Pauleit, S. (2012). Brachflächen im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und (baulicher) Wiedernutzung. München: Bundesamt für Naturschutz. 28.

Roberts, D. W. (2019). labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. Version 2.0-1.

Schaaf, W. Gerke, H., Bens, O., Gerwin, W. (2011). Patterns and processes of initial terrestrial-ecosystem development. In: Journal of plant nutrition and soil science, 174. 229–239.

Schaefer, M. (2012). Wörterbuch der Ökologie, 5. Aufl., Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. 66.

Scholz, T., Keil, P., Schmitt, T. (2018). Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit von Sukzessionsstadien auf Industriebrachen - Eine Fallstudie im Landschaftspark Duisburg-Nord. Nutrient and water supply of succession stages on industrial brownfield - a case study in the Landscape Park Duisburg-Nord, W-Germany. In: Decheniana 171. 24-37.

Schuhmacher, O., Dengler, J. (2013). Das Land-Reitgras als Problemart auf Trockenrasen Handlungsempfehlung zur Reduktion von Calamagrostis epigejos. Ergebnisse aus einem Praxisversuch. In: NABU Hamburg: NABU. 7-13.

Schuster, B., Toifl, L. (2003). Brachen im Spannungsfeld sozioökonomischer Interessen – eine Analyse gesellschaftlicher Anforderungsprofile für das Brachemanagement. In: 11. ÖGA-Jahrestagung, Wie steuerbar ist die Landwirtschaft?, 27. -28. Sept. 2001. 253-260.

Schwentenwein, M. (2017). Die Sandvegetation am Seedamm im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel. (Masterarbeit Universität Wien). 4-5.

Schwabe, A., Zehm, A., Nobis, M., Storm, C., Süß, K. (2004). Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. In: NNA-Berichte, 1/2004. 39-54.

Steinlesberger, D. (2017): Die naturschutzfachliche Bedeutung der Äcker im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel aus vegetationsökologischer Sicht. (Masterarbeit Universität Wien). 29-263.

Storm, C., Cezanne, R., Eichler, M., Stroh, M., Weißmantel, B., Schwabe, A. (2022). Restitution von Sandrasen auf ehemaligen Äckern durch Inokulation und Beweidung – eine 16jährige Modellstudie aus Südhessen. Restoration of sandy grassland on former fields by inoculation and grazing – a 16-year model study in southern Hesse. 34. 67-114.
Thomas, F. (2018). Grundzüge der Pflanzenökologie. Wiesbaden: Springer Spektrum. 105-110.

Tiefenbach, M. (1998). Naturschutz in Österreich. In: Monographien Band 91. Wien: Umweltbundesamt. 54-56.

Tischew, S. & Hölzel, N. (2019). Wirtschaftsgrünland. In: Renaturierungsökologie. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum. 36, 45, 290, 379.

Tölgyesi, C., Bátori, Z., Erdős, L., Gallé, R., Kormoczi, L. (2015). Plant diversity patterns of a Hungarian steppe-wetland mosaic in relation to grazing regime and land use history. In: TUEXENIA, 35. 399-416.

Traxler, A. (1997). Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte Teil A: Methoden. Monographien Band 89A, Wien: Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. 27.

Ulrich, R., & Caspari, S. (2007). Die Lichtwaldfalter im Saarland: erstes Modellprojekt im Warndt. In: Delattinia, 33. 23-68.

Van de Poel, D. & Zehm, A. (2014). Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturlauswertung für den Naturschutz. In: ANliegen Natur 36(2). 36–51.

Vargha, A., Delaney, H. D. (2000). A critique and improvement of the CL common language effect size statistics of McGraw and Wong. In: Journal of Educational and Behavioral Statistics, 25(2). 101-132.

Warton, D.I., Wright, T.W., Wang, Y. (2012). Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. In: Methods in Ecology and Evolution, 3. 89-101.

Willner W. & Fischer M. A. (2015). Überblick über die Vegetation. – In: Fischer M. A. & al., Burgenlandflora – Die Pflanzenwelt des Burgenlands. Naturschutzbund Burgenland. Verfügbar unter: http://burgenlandflora.at/ueberblick_ueber_die_vegetation/ (Zugriff am 05.02.2022).

Wiesbauer, H. & Mazzucco K. (1999). Sandlebensräume in Österreich und ihre Bedeutung für Stechimmen. Wien: Umweltbundesamt. 6-65.

Wittig, R. & Niekisch, M. (2014). Was ist Biodiversität?. In: Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum. 3-15.

Wrbka, E. (2002). Naturschutzpraxis – Beispiele der Umsetzung. In: Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, & Fachtagung Ackerbrachen 2001 Wien. (2002). Ackerbrachen - Flächennutzung mit Zukunft?: [Fachtagung Ackerbrachen]; eine Dokumentation der Fachtagung vom 27. April 2001, Wien. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz. 30-35.

Wytrzens, H. K. (2002). Brache – Weg zum Auf- oder Zusammenbruch der Landwirtschaft?. In: Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, & Fachtagung Ackerbrachen 2001 Wien. (2002). Ackerbrachen - Flächennutzung mit Zukunft?: [Fachtagung

Ackerbrachen] ; eine Dokumentation der Fachtagung vom 27. April 2001, Wien. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz. 36-46.

Zehm, A., Süß, K., Eichberg, C., & Häfele, S. (2004). Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. In: NNA-Berichte, 1/2004. 111-125.

Zolda, P., & Háněl, L. (2007). Soil nematodes inhabiting an original dry meadow and an abandoned vineyard in the National Park Seewinkel, Eastern Austria. In: Helminthologia, 44(3). 112–117.

8. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Dreiecksmodell der ökologischen Primärstrategien: C=Konkurrenzstrategen, S=Stresstoleranzstrategen, R=Ruderalstrategen und Übergangstypen mit relativer Bedeutung von Konkurrenz (IC), Stress (IS) und Störung (IR) (nach Grime et al., 1988).	22
Abbildung 2: Skizze der Gefäßpflanzendatenerhebung: 4 Braun-Blanquet Aufnahmen (4 Teilstichproben in der Größe von 2x5m). Quelle: Eigene Darstellung, 2021	26
Abbildung 3: Übersichtskarte der Bodentypen am Seedamm (abgerufen am 30.09.2021, BFW, 2018)...	28
Abbildung 4: Übersichtskarte der Bodentypen bei Illmitz und Apetlon (abgerufen am 30.09.2021, BFW, 2018)	29
Abbildung 5: Seedamm Illmitz. Quelle: Google, 2021.....	30
Abbildung 6: Flächen NP01 und NP02. Quelle: Google, 2021	31
Abbildung 7: Flächen NP03-NP09. Quelle: Google, 2021	32
Abbildung 8: NP10. Quelle: Google, 2021	33
Abbildung 9: Übersicht über die Flächen in Nationalpark-Besitz, Quelle: Nationalpark-Neusiedlersee-Seewinkel	34
Abbildung 10: Gebiet der Brachflächen in Illmitz und Apetlon. Quelle: Google, 2021	35
Abbildung 11: Ersatzwerte für Braun-Blanquet-Werte in Prozent, eigene Darstellung, 2021.....	36
Abbildung 12: NMDS Analyse der Brachflächen 2018, Quelle RStudio Team (2020).....	40
Abbildung 13: Unterschiede der Artenzusammensetzung in Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020)	41
Abbildung 14: Alpha Diversität der Brachflächengruppen in 2018, RStudio Team (2020).....	42
Abbildung 15: Differenz der Artenzusammensetzung der Brachflächengruppen in 2018, N=90	43
Abbildung 16: Beta-Dispersion (Artenzusammensetzung) in den Brachflächengruppen in 2018, RStudio Team (2020).....	44
Abbildung 17: Darstellung der Arten-Dispersion der Brachflächengruppen in 2018, RStudio Team (2020)	45
Abbildung 18: Histogramm der gemittelten Ellenberg Nährstoffzeiger für die Brachflächen außerhalb des Nationalparks, x= gemittelte N-Zeigerwerte, Frequency= oligotropher Anteil der Aufnahmen, N=10	49
Abbildung 19: Histogramm der gemittelten Ellenberg Nährstoffzeigerwerte für die Brachflächen am Seedamm im Nationalpark, x= gemittelte N-Zeigerwerte, Frequency= oligotropher Anteil der Aufnahmen, N=10	50
Abbildung 20: Gemittelte Nährstoffzeiger-Werte der Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020), N=20	51
Abbildung 21: Boxplot gefährdeter Arten auf Brachflächen in 2018, mit den Gefährdungsstufen 1 bis 3, RStudio Team (2020), N=20	52
Abbildung 22: Gegenüberstellung gefährdeter und nicht gefährdeter Arten, eigene Darstellung.....	53

Abbildung 23: Gamma Diversität der Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020)	54
Abbildung 24: Gamma Diversität der aufgenommenen Brachflächen in 2018, RStudio Team (2020)	55
Abbildung 25: Gamma Diversität der aufgenommenen Bachflächen 2013-2018, RStudio Team (2020) ..	56
Abbildung 26 Lageskizze zur Gitternetzaufnahme einer Ackerbrache mit Angabe der Aufnahme­flächen und Zufallskoordinaten x und y zur Bestimmung des ersten Gitternetzpunktes. Quelle: Pötsch, 1994	61

Ich habe mich bemüht, sämtliche Inhaber*innen der Bildrechte ausfindig zu machen und ihre Zustimmung zur Verwendung der Bilder in dieser Arbeit eingeholt. Sollte dennoch eine Urheberrechtsverletzung bekannt werden, ersuche ich um Meldung bei mir.

9. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Strategietypen nach Grime (Kühn & Klotz, 2002)	22
Tabelle 2: Abundanz-/Dominanz Skala nach Braun Blanquet. Quelle: eigene Darstellung, 2021	26
Tabelle 3: Indikatorarten außerhalb des Nationalparks, 2018, Quelle: eigene Darstellung	46
Tabelle 4: Indikatorarten außerhalb des Nationalparks mit dazugehörigen Strategietypen, 2018, Quelle: eigene Darstellung	47
Tabelle 5: Indikatorarten am Seedamm, 2018, Quelle: eigene Darstellung.....	48
Tabelle 6: Ellenberg Nährstoffzeigerwerte für Brachflächen innerhalb und außerhalb des Nationalparkgebietes, 2018, Quelle: eigene Darstellung	51

10. Anhang

Anhang I: Zusatz zu Tabelle 3 und 4

Indikatorarten außerhalb des Nationalparks mit dazugehörigen Strategietypen, 2018, erweiterte Artenliste (Signifikanzniveau $<0,05$), Quelle: eigene Darstellung:

Art	stat	p.value	Strategietyp
Carduus acanthoides	1.000	0.0001 ***	C-R-Strategie
Achillea millefolium	0.898	0.0117 *	C-Strategie
Poa pratensis	0.822	0.0108 *	(Weidezeiger)
Cirsium arvense	0.818	0.0089 **	C-Strategie
Galium verum	0.742	0.0520	C-S-Strategie
Knautia arvensis	0.707	0.0317 *	C-Strategie
Erigeron annuus	0.666	0.1787	C-S-Strategie
Trifolium campestre	0.663	0.2368	R-Strategie
Plantago media	0.632	0.0880	C-S-R-Strategie
Vicia cracca	0.632	0.0904	C-Strategie
Lathyrus tuberosus	0.630	0.0848	C-Strategie
Falcaria vulgaris	0.621	0.1441	C-S-Strategie
Crepis biennis	0.597	0.1927	C-R-Strategie
Artemisia vulgaris	0.548	0.2159	(=älterer Ruderalstandorte) C-Strategie
Centaurea jacea	0.548	0.2085	C-Strategie

Lolium perenne	0.548	0.2148	C-Strategie
Medicago lupulina	0.548	0.2103	C-S-R-Strategie
Medicago sativa	0.548	0.2160	k.a.
Melilotus officinalis	0.548	0.2042	(älterer Ruderalstandort) C-R-Strategie
Taraxacum sect. Ruderalia	0.548	0.2169	C-S-R-Strategie
Potentilla incana	0.542	0.3286	S-Strategie
Inula britannica	0.512	0.4588	C-S-R-Strategie
Chenopodium suecicum	0.447	0.4580	C-R-Strategie
Cichorium intybus	0.447	0.4797	C-Strategie
Cirsium oleraceum	0.447	0.4813	C-Strategie
Phleum pratense	0.447	0.4663	C-Strategie
Salvia nemorosa	0.447	0.4759	C-S-Strategie
Silene latifolia	0.447	0.4799	C-Strategie
Fragaria viridis	0.440	0.4626	C-S-R-Strategie
Avenula pubescens	0.316	1.0000	C-Strategie
Clinopodium vulgare	0.316	1.0000	C-S-Strategie
Crepis capillaris	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Crepis setosa	0.316	1.0000	R-Strategie

Erigeron acris	0.316	1.0000	R-Strategie
Festuca pseudovina	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Filago vulgaris	0.316	1.0000	S-R-Strategie
Filipendula vulgaris	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Galium mollugo	0.316	1.0000	C-Strategie
Geranium pusillum	0.316	1.0000	C-Strategie
Hypericum perforatum	0.316	1.0000	C-Strategie
Hypochaeris glabra	0.316	1.0000	S-R-Strategie
Inula ensifolia	0.316	1.0000	
Lactuca serriola	0.316	1.0000	C-R-Strategie
Lathyrus hirsutus	0.316	1.0000	C-R-Strategie
Lepidium rudemale	0.316	1.0000	R-Strategie
Myosotis stricta	0.316	1.0000	S-R-Strategie
Polygonum aviculare agg.	0.316	1.0000	R-Strategie
Potentilla erecta	0.316	1.0000	S-R-Strategie
Potentilla inclinata	0.316	1.0000	C-S-Strategie
Prunella vulgaris	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Ranunculus polyanthemus	0.316	1.0000	C-S-Strategie
Salix caprea	0.316	1.0000	C-Strategie
Scorzonera austriaca	0.316	1.0000	

Senecio jacobaea	0.316	1.0000	(= Weidezeiger; durch Beweidung werden Weideunkräuter wie dieses gefördert) C-Strategie
Silene vulgaris	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Thesium linophyllum	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Trifolium arvense	0.316	1.0000	S-R-Strategie
Trifolium repens	0.316	1.0000	(Weidezeiger) C-S-R-Strategie
Vicia lathyroides	0.316	1.0000	S-R-Strategie
Vicia tenuifolia	0.316	1.0000	C-Strategie

Anhang II: Zusatz zu Tabelle 5

Indikatorarten am Seedamm mit dazugehörigen Strategietypen, 2018, erweiterte Artenliste (Signifikanzniveau <0,05), Quelle: eigene Darstellung:

Art	stat	p.value	Strategietyp
Cynodon dactylon	0.949	0.0004 ***	
Centaurea stoebe	0.835	0.0064 **	
Chondrilla juncea	0.775	0.0108 *	(Weideresistente Art)epizoochor
Vitis vinifera	0.707	0.0327 *	Wurzelstock tief, zeigt aber keine jungen Fläche an!
Setaria viridis	0.632	0.0873	R-Strategie (Weidezeiger)->epizoochor
Conyza canadensis	0.630	0.2715	C-R-Strategie (Pionierstandorte;Erstbesiedler)
Securigera varia	0.616	0.0883	C-Strategie
Eryngium campestre	0.555	0.4208	C-S-Strategie (=Weideresistente Art)
Crepis nicaeensis	0.548	0.2056	C-S-R-Strategie
Euphorbia cyparissias	0.548	0.2144	C-S-R-Strategie (=Weideresistente Art)
Linum austriacum	0.548	0.2205	C-S-Strategie

Lotus tenuis	0.548	0.2204	C-S-Strategie
Scabiosa ochroleuca	0.548	0.2159	C-S-R-Strategie
Portulaca oleracea	0.520	0.3161	C4 Pflanze (annuell) R-Strategie
Amaranthus retroflexus	0.447	0.4728	C-R-Strategie
Astragalus onobrychis	0.447	0.4753	C-S-Strategie
Chenopodium strictum	0.447	0.4770	C-R-Strategie
Erodium cicutarium	0.447	0.4677	R-Strategie
Genista tinctoria	0.447	0.4682	C-S-Strategie
Leontodon hispidus	0.447	0.4697	C-S-R-Strategie
Ononis spinosa	0.446	0.4646	C-S-Strategie
Agrostis capillaris	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Ailanthus altissima	0.316	1.0000	C-Strategie
Artemisia campestris	0.316	1.0000	typ. Sandsteppenpflanze C-S-Strategie
Astragalus austriacus	0.316	1.0000	
Briza media	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Bromus sterilis	0.316	1.0000	C-R-Strategie
Calluna vulgaris	0.316	1.0000	C-S-Strategie

Caucalis platycarpus	0.316	1.0000	R-Strategie
Cirsium brachycephalum	0.316	1.0000	
Crepis conyzifolia	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Equisetum ramosissimum	0.316	1.0000	C-S-Strategie
Hippocrepis comosa	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Leontodon saxatilis	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Linaria vulgaris	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Lotus maritimus	0.316	1.0000	
Medicago x varia	0.316	1.0000	C-Strategie
Melilotus albus	0.316	1.0000	C-R-Strategie
Molinia caerulea	0.316	1.0000	C-S-Strategie
Petrorhagia saxifraga	0.316	1.0000	C-S-Strategie
Plantago arenaria	0.316	1.0000	R-Strategie
Poa nemoralis	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Populus nigra	0.316	1.0000	C-Strategie
Potentilla pusilla	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Potentilla sterilis	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Ranunculus tuberosus	0.316	1.0000	
Rhinanthus minor	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie

Sanguisorba minor	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Schoenus nigricans	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Scirpoides holoschoenus	0.316	1.0000	C-S-Strategie
Silene multiflora	0.316	1.0000	
Sisymbrium altissimum	0.316	1.0000	C-R-Strategie
Solidago gigantea	0.316	1.0000	C-Strategie
Teucrium chamaedrys	0.316	1.0000	C-S-R-Strategie
Trifolium hybridum	0.316	1.0000	C-Strategie
Verbascum thapsus	0.316	1.0000	C-Strategie

Anhang III: Koordinatenübersicht der Aufnahmeflächen (2018)

Aufnahmefläche	Koordinaten
B01	N 47.73235° O 16.80646°
B02	N 47.73701° O 16.83830°
B06	N 47.74213° O 16.85937°
B07	N 47.74787° O 16.80385°
B08	N 47.74757° O 16.81910°
B11	N 47.75763° O 16.82764
B15	N 47.75781° O 16.82747°
B20	N 47.77912° O 16.83726°
B32	N 47.78165° O 16.83877°

B42	N 47.78988° O 16.83684°
NP01	N 47.7881417° O 16.7739186°
NP02	N 47.7903740° O 16.7758615°
NP05	N 47.7703784° O 16.7671762°
NP06	N 47.7685033° O 16.7684972
NP07	N 47.7658970° O 16.7681948°
NP08	N 47.7613469° O 16.7666049°
NP09	N 47.7528170° O 16.7603778°
NP10	N 47.7491610° O 16.7607929°
NP11	N 47.7454972° O 16.7619248°

NP12	N 47.4396647° O 16.7641594°
------	--------------------------------

Anhang IV: Gesamtartenliste (2018)

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B01
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	3
Medicago minima	1
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	3
Rubus caesius	0.5
Trifolium campestre	1
Festuca rubra	1
Tragopogon dubius	0.5
Achillea millefolium	2
Galium verum	1
Knautia arvensis	1
Lathyrus tuberosus	0.5
Trifolium pratense	1
Centaurea jacea ssp. angustifolia	1
Crepis capillaris	1
Daucus carota	0.5
Eryngium campestre	1
Inula britannica	2
Pastinaca sativa	1
Plantago media	2
Ranunculus polyanthemos	1
Vicia tenuifolia	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B01
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Carduus acanthoides	2.5
Dactylis glomerata	2
Erigeron annuus	0.5
Medicago minima	0.5
Picris hieracioides	0.5
Plantago lanceolata	1
Cirsium arvense	0.5
Achillea millefolium	2
Phragmites australis	2
Arrhenatherum elatius	2
Falcaria vulgaris	0.5
Knautia arvensis	0.5
Lathyrus tuberosus	2
Festuca arundinacea	1
Poa pratensis	2
Daucus carota	0.5
Eryngium campestre	0.5
Pastinaca sativa	0.5
Inula ensifolia	2
Securigera varia	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B42
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Artemisia vulgaris	0.5
Calamagrostis epigejos	2
Carduus acanthoides	2
Dactylis glomerata	2
Erigeron annuus	0.5
Medicago minima	1
Picris hieracioides	2
Plantago lanceolata	1
Rubus caesius	0.5
Trifolium campestre	0.5
Cirsium arvense	1
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	1
Falcaria vulgaris	0.5
Galium verum	0.5
Lathyrus tuberosus	1
Festuca arundinacea	1
Poa pratensis	2
Pastinaca sativa	1
Plantago media	1
Cichorium intybus	1
Ononis spinosa	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B01
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	3
Medicago minima	1
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	1
Rubus caesius	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Tragopogon dubius	0.1
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	1
Falcaria vulgaris	0.5
Galium verum	2
Crepis capillaris	0.5
Eryngium campestre	0.5
Plantago media	1
Ranunculus polyanthemos	0.1
Securigera varia	0.5
Cichorium intybus	0.5
Salvia nemorosa	2
Salvia pratensis	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B02
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	0.5
Dactylis glomerata	0.5
Festuca rupicola	2
Medicago lupulina	0.5
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	1
Trifolium campestre	1
Vicia angustifolia	0.5
Festuca rubra	0.5
Achillea millefolium	3
Arrhenatherum elatius	2
Centaurea stoebe s.lat.	0.5
Crepis biennis	0.5
Falcaria vulgaris	0.5
Galium verum	2
Knautia arvensis	1
Lathyrus tuberosus	1
Trifolium pratense	1
Vicia cracca	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B02
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	2
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	1
Vicia angustifolia	1
Cirsium arvense	0.5
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	3
Galium verum	0.5
Festuca arundinacea	2
Vicia hirsuta	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B02
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	3
Plantago lanceolata	1
Cirsium arvense	1
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	3
Galium verum	1
Centaurea jacea ssp. angustifolia	1
Phleum pratense	0.5
Poa pratensis	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B02
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	0.5
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	1
Rubus caesius	0.5
Vicia angustifolia	1
Cirsium arvense	1
Elymus repens	1
Festuca rubra	1
Melilotus officinalis	0.5
Arrhenatherum elatius	3
Crepis biennis	1
Poa pratensis	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	12.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B06
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	0%
Vegetation	100%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Poa angustifolia	1
Vicia angustifolia	0.5
Cirsium arvense	2
Elymus repens	2
Festuca rubra	2
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	1
Crepis biennis	0.5
Galium verum	1
Lathyrus tuberosus	2
Vicia cracca	0.1
Inula britannica	0.5
Festuca pratensis s.str.	3
Potentilla reptans	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	12.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B06
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	0%
Vegetation	100%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	0.5
Carduus acanthoides	0.5
Dactylis glomerata	2
Poa angustifolia	1
Vicia angustifolia	1
Cirsium arvense	1
Elymus repens	2
Festuca rubra	1
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	1
Crepis biennis	0.5
Galium verum	2
Lathyrus tuberosus	2
Vicia hirsuta	0.5
Festuca pratensis s.str.	1
Potentilla reptans	1
Clinopodium vulgare	0.1
Filipendula vulgaris	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenenerhebungen	
Datum	12.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B06
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	0%
Vegetation	100%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Carduus acanthoides	2.5
Festuca rupicola	2
Picris hieracioides	1
Poa angustifolia	3
Trifolium campestre	0.5
Vicia angustifolia	1
Cirsium arvense	1
Elymus repens	2
Achillea millefolium	0.5
Crepis biennis	0.5
Galium verum	2
Lathyrus tuberosus	2
Vicia hirsuta	1
Potentilla reptans	2
Crepis setosa	0.5
Erigeron acris	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	12.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B06
Teilfläche	4
offener Boden	1%
Streu	0%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Carduus acanthoides	2.5
Dactylis glomerata	2
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	2
Vicia angustifolia	1
Cirsium arvense	2
Elymus repens	3
Festuca rubra	2
Achillea millefolium	1
Crepis biennis	1
Galium verum	2
Knautia arvensis	0.5
Vicia hirsuta	0.5
Inula britannica	1
Potentilla reptans	2
Conyza canadensis	0.5
Silene latifolia	0.5
Salix caprea	0.1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B07
Teilfläche	1
offener Boden	1%
Streu	2%
Vegetation	97%
Artname	Abundanz
Artemisia vulgaris	0.5
Calamagrostis epigejos	2
Carduus acanthoides	1
Cirsium canum	0.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	2
Erigeron annuus	0.5
Festuca rupicola	1
Lolium perenne	2
Medicago lupulina	3
Medicago minima	1
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	0.1
Rubus caesius	0.1
Trifolium campestre	0.5
Vicia angustifolia	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B07
Teilfläche	2
offener Boden	1%
Streu	3%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Carduus acanthoides	0.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	3
Erigeron annuus	1
Lolium perenne	2
Medicago lupulina	2
Picris hieracioides	0.5
Plantago lanceolata	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Arenaria serpyllifolia	0.5
Cirsium arvense	0.5
Elymus repens	1
Festuca rubra	2
Melilotus officinalis	0.5
Tragopogon dubius	1
Vicia lathyroides	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B07
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	4%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	0.5
Convolvulus arvensis	2
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	2
Lolium perenne	3
Medicago lupulina	1
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	1
Trifolium campestre	0.5
Cirsium arvense	1
Tragopogon dubius	0.5
Achillea millefolium	2
Echium vulgare	1
Phragmites australis	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B07
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	3
Carduus acanthoides	0.5
Convolvulus arvensis	2.5
Erigeron annuus	0.5
Lolium perenne	2
Medicago lupulina	2
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	0.5
Cirsium arvense	1
Festuca rubra	2
Dactylis glomerata agg.	3

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B08
Teilfläche	1
offener Boden	5%
Streu	0%
Vegetation	95%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	0.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	1
Erigeron annuus	1
Lolium perenne	4
Vicia angustifolia	1
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	0.5
Poa pratensis	1
Plantago media	0.5
Bromus tectorum	0.5
Medicago sativa	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B08
Teilfläche	2
offener Boden	1%
Streu	1%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	1
Erigeron annuus	0.5
Lolium perenne	3
Vicia angustifolia	1
Festuca rubra	1
Melilotus officinalis	0.5
Achillea millefolium	0.5
Arrhenatherum elatius	1
Phleum pratense	1
Bromus tectorum	0.5
Medicago sativa	2
Taraxacum sect. Ruderalia	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B08
Teilfläche	3
offener Boden	1%
Streu	1%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	1
Lolium perenne	3
Poa angustifolia	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Cirsium arvense	0.5
Melilotus officinalis	0.5
Tragopogon dubius	0.1
Achillea millefolium	0.5
Arrhenatherum elatius	2
Trifolium pratense	0.1
Cichorium intybus	0.5
Medicago sativa	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	03.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B08
Teilfläche	4
offener Boden	10%
Streu	5%
Vegetation	85%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	0.5
Erigeron annuus	0.5
Lolium perenne	1
Medicago minima	0.5
Poa angustifolia	1
Festuca rubra	0.5
Tragopogon dubius	0.1
Dactylis glomerata agg.	2
Arrhenatherum elatius	1
Centaurea jacea ssp. angustifolia	0.5
Bromus tectorum	3
Medicago sativa	1
Scorzonera cana	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B11
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	0.5
Erigeron annuus	0.1
Festuca rupicola	1
Medicago minima	0.5
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	2
Poa angustifolia	0.5
Rubus caesius	0.5
Trifolium campestre	0.5
Achillea millefolium	2
Arrhenatherum elatius	0.5
Galium verum	0.5
Knautia arvensis	2
Lathyrus tuberosus	1
Trifolium pratense	1
Lotus corniculatus	1
Plantago media	0.5
Festuca pratensis s.str.	1
Fragaria viridis	2
Hieracium pilosella	1
Polygala vulgaris	0.5
Potentilla reptans	1
Silene vulgaris	0.1
Thesium ramosum	0.1
Trifolium repens	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B11
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	5%
Vegetation	95%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	2.5
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	1
Plantago lanceolata	2
Poa angustifolia	3
Rubus caesius	1
Arrhenatherum elatius	1
Knautia arvensis	1
Festuca arundinacea	2
Potentilla reptans	2
Conyza canadensis	0.1
Galium mollugo	2
Geranium pusillum	0.1
Lactuca serriola	0.5
Silene latifolia	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B11
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	4%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	2
Dactylis glomerata	0.5
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	3
Poa angustifolia	1
Trifolium campestre	0.5
Elymus repens	1
Achillea millefolium	0.5
Arrhenatherum elatius	0.5
Trifolium pratense	1
Festuca arundinacea	2
Poa pratensis	2
Taraxacum sect. Ruderalia	1
Potentilla reptans	1
Trifolium repens	0.5
Rosa species	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B11
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	3%
Vegetation	97%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Picris hieracioides	2
Plantago lanceolata	2
Poa angustifolia	1
Rubus caesius	0.5
Trifolium campestre	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	1
Galium verum	1
Trifolium pratense	1
Festuca arundinacea	2
Lotus corniculatus	1
Pastinaca sativa	0.5
Plantago media	1
Salvia nemorosa	0.1
Festuca pratensis s.str.	0.5
Fragaria viridis	2
Lactuca serriola	0.5
Prunella vulgaris	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	04.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B15
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Cirsium canum	0.5
Convolvulus arvensis	2.5
Medicago minima	1
Cirsium arvense	1
Elymus repens	3
Trifolium pratense	1
Poa pratensis	0.5
Lotus corniculatus	2
Bromus tectorum	0.5
Medicago sativa	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	04.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B15
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Carduus acanthoides	0.5
Cirsium canum	2.5
Convolvulus arvensis	2.5
Dactylis glomerata	1
Medicago minima	2
Elymus repens	3
Crepis biennis	0.5
Vicia cracca	1
Lotus corniculatus	1
Tripleurospermum inodorum	1
Bromus tectorum	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	04.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B15
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	4%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Cirsium canum	2.5
Convolvulus arvensis	2.5
Lolium perenne	1
Picris hieracioides	1
Vicia angustifolia	1
Crepis biennis	0.5
Trifolium pratense	0.5
Lotus corniculatus	1
Bromus tectorum	2
Medicago sativa	3

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	04.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B15
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Cirsium canum	2.5
Convolvulus arvensis	2.5
Dactylis glomerata	1
Picris hieracioides	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Elymus repens	2
Crepis biennis	0.5
Trifolium pratense	0.5
Poa pratensis	0.5
Lotus corniculatus	0.5
Bromus tectorum	2
Medicago sativa	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	10.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B20
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	3
Poa angustifolia	3
Trifolium campestre	2
Vicia angustifolia	0.5
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	1
Crepis biennis	0.1
Falcaria vulgaris	0.5
Galium verum	1
Chenopodium album	0.1
Fragaria viridis	1
Festuca pseudovina	1
Trifolium arvense	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	10.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B20
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	3
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	2
Trifolium campestre	1
Vicia angustifolia	0.5
Arenaria serpyllifolia	0.5
Achillea millefolium	1
Falcaria vulgaris	1
Galium verum	2
Trifolium pratense	0.5
Lotus corniculatus	1
Eryngium campestre	1
Festuca pratensis s.str.	1
Fragaria viridis	2
Potentilla reptans	1
Filago vulgaris	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	10.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B20
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	3%
Vegetation	97%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	3
Medicago minima	0.5
Poa angustifolia	2
Trifolium campestre	1
Vicia angustifolia	1
Arenaria serpyllifolia	0.1
Elymus repens	1
Achillea millefolium	2
Falcaria vulgaris	1
Galium verum	2
Knautia arvensis	0.1
Eryngium campestre	1
Fragaria viridis	2
Festuca pseudovina	2
Hypericum perforatum	0.5
Senecio jacobaea	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B20
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	4%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	0.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	3
Trifolium campestre	0.5
Arenaria serpyllifolia	1
Achillea millefolium	0.5
Arrhenatherum elatius	0.5
Falcaria vulgaris	1
Galium verum	2
Eryngium campestre	2
Plantago media	0.5
Fragaria viridis	2
Potentilla reptans	1
Conyza canadensis	0.1
Trifolium arvense	2
Filago vulgaris	0.5
Hypericum perforatum	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B32
Teilfläche	1
offener Boden	10%
Streu	2%
Vegetation	88%
Artname	Abundanz
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	2
Poa angustifolia	1
Elymus repens	0.5
Tragopogon dubius	0.1
Achillea millefolium	1
Poa pratensis	0.1
Bromus tectorum	0.1
Medicago sativa	3

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B32
Teilfläche	2
offener Boden	5%
Streu	2%
Vegetation	93%
Artname	Abundanz
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	1
Elymus repens	1
Achillea millefolium	1
Crepis biennis	0.5
Medicago sativa	3
Taraxacum sect. Ruderalia	0.5
Potentilla inclinata	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B32
Teilfläche	3
offener Boden	5%
Streu	1%
Vegetation	94%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	2.5
Dactylis glomerata	0.5
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	1
Elymus repens	0.5
Achillea millefolium	2
Crepis biennis	0.5
Medicago sativa	3
Potentilla inclinata	2
Chenopodium album	0.5
Myosotis stricta	0.5
Polygonum aviculare agg.	1
Portulaca oleracea	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	09.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B32
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	0%
Vegetation	100%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	0.5
Convolvulus arvensis	0.5
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	2
Achillea millefolium	1
Crepis biennis	1
Inula britannica	1
Medicago sativa	3
Polygonum aviculare agg.	1
Avenula pubescens	0.5
Lepidium ruderales	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B42
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	2.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	0.5
Festuca rupicola	4
Plantago lanceolata	1
Cirsium arvense	0.5
Festuca rubra	1
Achillea millefolium	3
Arrhenatherum elatius	1
Falcaria vulgaris	1
Galium verum	0.5
Vicia cracca	1
Poa pratensis	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B42
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Achillea millefolium	3
Dactylis glomerata	1
Festuca rubra	1
Festuca rupicola	3
Galium verum	2
Lotus corniculatus	0.5
Medicago lupulina	1
Plantago lanceolata	1
Vicia cracca	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B42
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Artemisia vulgaris	1
Carduus acanthoides	0.5
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	2
Medicago lupulina	2
Plantago lanceolata	1
Achillea millefolium	2
Galium verum	1
Vicia cracca	1
Festuca arundinacea	3
Lotus corniculatus	1
Tripleurospermum inodorum	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	01.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	B42
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Carduus acanthoides	0.5
Dactylis glomerata	3
Erigeron annuus	0.5
Festuca rupicola	2
Medicago lupulina	3
Plantago lanceolata	1
Trifolium campestre	0.5
Vicia angustifolia	1
Cirsium arvense	1
Achillea millefolium	2
Arrhenatherum elatius	1
Falcaria vulgaris	0.5
Galium verum	0.5
Trifolium pratense	1
Vicia cracca	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP01
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	1%
Vegetation	99%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Convolvulus arvensis	0.1
Medicago minima	0.5
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Achillea millefolium	2
Phragmites australis	0.5
Dactylis glomerata agg.	3
Galium verum	1
Trifolium pratense	0.5
Festuca arundinacea	2
Lotus corniculatus	2
Eryngium campestre	1
Ononis spinosa	2
Rosa species	0.1
Agrostis capillaris	0.5
Linum austriacum	0.1
Plantago arenaria	0.1
Scabiosa ochroleuca	0.1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP01
Teilfläche	2
offener Boden	1%
Streu	3%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	3
Medicago minima	1
Plantago lanceolata	0.5
Rubus caesius	1
Trifolium campestre	2
Vicia angustifolia	1
Phragmites australis	0.5
Centaurea stoebe s.lat.	1
Vicia hirsuta	0.5
Eryngium campestre	1
Securigera varia	2
Ononis spinosa	0.5
Festuca pratensis s.str.	1
Linum austriacum	0.5
Achillea millefolium agg.	1
Astragalus onobrychis	1
Cynodon dactylon	1
Linaria vulgaris	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP01
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	0%
Vegetation	100%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	3
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	1
Trifolium campestre	1
Vicia angustifolia	1
Elymus repens	1
Arrhenatherum elatius	4
Centaurea stoebe s.lat.	2
Galium verum	1
Festuca arundinacea	3
Eryngium campestre	1
Ononis spinosa	3
Astragalus onobrychis	1
Potentilla arenaria	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP01
Teilfläche	4
offener Boden	3%
Streu	2%
Vegetation	95%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	2
Erigeron annuus	0.5
Poa angustifolia	1
Elymus repens	3
Phragmites australis	1
Arrhenatherum elatius	2
Crepis biennis	1
Ononis spinosa	1
Scirpoides holoschoenus	2
Solidago gigantea	2
Vitis vinifera	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP02
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	4%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	4
Festuca rupicola	2
Poa angustifolia	1
Centaurea stoebe s.lat.	2
Eryngium campestre	3
Securigera varia	1
Scabiosa ochroleuca	0.5
Artemisia campestris	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP02
Teilfläche	2
offener Boden	1%
Streu	3%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	3
Dactylis glomerata	2
Poa angustifolia	1
Centaurea stoebe s.lat.	3
Eryngium campestre	1
Vitis vinifera	0.5
Artemisia campestris	1
Petrorhagia saxifraga	0.1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP02
Teilfläche	3
offener Boden	1%
Streu	3%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	3
Festuca rupicola	2
Poa angustifolia	2
Arrhenatherum elatius	1
Centaurea stoebe s.lat.	3
Eryngium campestre	2
Linum austriacum	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	15.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP02
Teilfläche	4
offener Boden	2%
Streu	4%
Vegetation	94%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	3
Festuca rupicola	1
Plantago lanceolata	0.5
Achillea millefolium	1
Arrhenatherum elatius	1
Centaurea stoebe s.lat.	3
Lathyrus tuberosus	0.5
Eryngium campestre	2
Linum austriacum	2
Scabiosa ochroleuca	0.5
Artemisia campestris	1
Petrorhagia saxifraga	1
Sisymbrium altissimum	0.1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP05
Teilfläche	1
offener Boden	2%
Streu	3%
Vegetation	5%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	3
Festuca rupicola	1
Medicago minima	1
Plantago lanceolata	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Elymus repens	1
Festuca rubra	2
Tragopogon dubius	0.1
Poa pratensis	1
Cynodon dactylon	3
Bromus sterilis	0.5
Chondrilla juncea	0.5
Euphorbia cyparissias	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP05
Teilfläche	2
offener Boden	2%
Streu	1%
Vegetation	97%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	0.5
Dactylis glomerata	2
Vicia angustifolia	1
Elymus repens	1
Festuca rubra	1
Festuca pratensis s.str.	1
Cynodon dactylon	2
Vitis vinifera	0.5
Bromus sterilis	0.5
Chondrilla juncea	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP05
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	0%
Vegetation	100%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	1
Dactylis glomerata	2
Medicago minima	0.5
Vicia angustifolia	0.5
Festuca rubra	1
Tragopogon dubius	1
Vicia hirsuta	0.5
Festuca pratensis s.str.	1
Conyza canadensis	0.1
Cynodon dactylon	4
Bromus sterilis	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP05
Teilfläche	4
offener Boden	5%
Streu	3%
Vegetation	92%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	2
Medicago minima	1
Plantago lanceolata	1
Vicia angustifolia	0.5
Festuca pratensis s.str.	2
Conyza canadensis	1
Cynodon dactylon	3
Bromus sterilis	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.06.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP06
Teilfläche	1
offener Boden	1%
Streu	3%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	1
Medicago minima	0.5
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	1
Vicia angustifolia	0.5
Achillea millefolium	1
Phragmites australis	0.5
Arrhenatherum elatius	3
Pastinaca sativa	0.1
Ononis spinosa	1
Potentilla reptans	0.5
Cynodon dactylon	1
Euphorbia cyparissias	0.5
Carlina vulgaris	1
Leontodon hispidus	1
Lotus maritimus	0.5
Molinia caerulea	2
Schoenus nigricans	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP06
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	10%
Vegetation	90%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	0.5
Dactylis glomerata	2
Medicago minima	0.5
Achillea millefolium	0.5
Phragmites australis	0.5
Arrhenatherum elatius	3
Galium verum	1
Festuca arundinacea	2
Ononis spinosa	1
Potentilla reptans	0.5
Rosa species	0.1
Euphorbia cyparissias	0.5
Carlina vulgaris	0.5
Leontodon hispidus	1
Lotus maritimus	0.5
Molinia caerulea	2
Briza media	1
Equisetum ramosissimum	0.1
Polygala vulgaris ssp. oxyptera	0.5
Sanguisorba minor	0.5
Silene multiflora	0.1
Teucrium chamaedrys	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP06
Teilfläche	3
offener Boden	1%
Streu	5%
Vegetation	94%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	0.5
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	0.5
Achillea millefolium	0.5
Phragmites australis	0.5
Galium verum	0.5
Inula britannica	1
Ononis spinosa	1
Fragaria viridis	1
Potentilla reptans	1
Cynodon dactylon	0.5
Euphorbia cyparissias	0.1
Leontodon hispidus	1
Lotus maritimus	1
Molinia caerulea	2
Polygala vulgaris ssp. oxyptera	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	20.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP06
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	0%
Vegetation	100%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	3
Plantago lanceolata	0.5
Achillea millefolium	0.5
Phragmites australis	0.5
Galium verum	1
Trifolium pratense	2
Daucus carota	0.1
Inula britannica	0.5
Pastinaca sativa	1
Ononis spinosa	1
Potentilla reptans	1
Leontodon hispidus	2
Molinia caerulea	2
Cirsium brachycephalum	0.5
Lotus tenuis	0.5
Poa nemoralis	2
Trifolium hybridum	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	25.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP07
Teilfläche	1
offener Boden	3%
Streu	10%
Vegetation	87%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	2
Medicago minima	0.1
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	1
Echium vulgare	0.5
Centaurea stoebe s.lat.	2
Portulaca oleracea	0.5
Potentilla reptans	0.5
Lotus tenuis	1
Ailanthus altissima	1
Verbascum thapsus	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	25.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP07
Teilfläche	2
offener Boden	35%
Streu	2%
Vegetation	63%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	0.5
Plantago lanceolata	1
Arenaria serpyllifolia	0.5
Echium vulgare	0.1
Crepis biennis	1
Tripleurospermum inodorum	0.1
Portulaca oleracea	0.1
Hieracium pilosella	1
Conyza canadensis	1
Setaria viridis	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	25.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP07
Teilfläche	3
offener Boden	35%
Streu	15%
Vegetation	50%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Convolvulus arvensis	1
Erigeron annuus	0.5
Arenaria serpyllifolia	0.5
Crepis biennis	1
Vicia hirsuta	0.1
Tripleurospermum inodorum	2
Bromus tectorum	0.5
Portulaca oleracea	1
Conyza canadensis	2
Cynodon dactylon	1
Leontodon hispidus	1
Lotus tenuis	0.5
Setaria viridis	1
Erodium cicutarium	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	25.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP07
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	10%
Vegetation	90%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Convolvulus arvensis	1
Dactylis glomerata	2
Medicago minima	1
Picris hieracioides	1
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	2
Vicia angustifolia	0.5
Elymus repens	1
Achillea millefolium	0.5
Echium vulgare	0.1
Arrhenatherum elatius	1
Vicia hirsuta	0.5
Lotus tenuis	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP08
Teilfläche	1
offener Boden	35%
Streu	10%
Vegetation	55%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	1
Festuca rupicola	1
Picris hieracioides	1
Poa angustifolia	1
Arenaria serpyllifolia	0.5
Crepis biennis	0.5
Tripleurospermum inodorum	0.5
Bromus tectorum	0.5
Chenopodium album	1
Portulaca oleracea	0.5
Conyza canadensis	2
Cynodon dactylon	2
Vitis vinifera	0.5
Chondrilla juncea	1
Setaria viridis	1
Erodium cicutarium	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP08
Teilfläche	2
offener Boden	30%
Streu	20%
Vegetation	50%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	1
Plantago lanceolata	1
Poa angustifolia	0.5
Arenaria serpyllifolia	0.5
Elymus repens	0.5
Centaurea stoebe s.lat.	0.5
Eryngium campestre	0.5
Bromus tectorum	1
Chenopodium album	0.5
Portulaca oleracea	0.5
Conyza canadensis	3
Cynodon dactylon	1
Vitis vinifera	0.5
Setaria viridis	1
Amaranthus retroflexus	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP08
Teilfläche	3
offener Boden	7%
Streu	2%
Vegetation	91%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	1
Picris hieracioides	1
Poa angustifolia	0.5
Arenaria serpyllifolia	1
Crepis biennis	0.5
Bromus tectorum	0.5
Conyza canadensis	2
Cynodon dactylon	1
Setaria viridis	1
Erodium cicutarium	0.5
Amaranthus retroflexus	0.5
Caucalis platycarpos	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP08
Teilfläche	4
offener Boden	5%
Streu	3%
Vegetation	92%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	1
Festuca rupicola	0.5
Medicago minima	0.5
Poa angustifolia	0.5
Arenaria serpyllifolia	1
Bromus tectorum	1
Chenopodium album	1
Portulaca oleracea	0.5
Conyza canadensis	2
Cynodon dactylon	2
Vitis vinifera	0.5
Chondrilla juncea	0.1
Amaranthus retroflexus	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP09
Teilfläche	1
offener Boden	0%
Streu	4%
Vegetation	96%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Erigeron annuus	0.1
Poa angustifolia	1
Arenaria serpyllifolia	0.5
Festuca rubra	1
Falcaria vulgaris	0.5
Galium verum	0.5
Linum austriacum	1
Cynodon dactylon	3
Chondrilla juncea	0.5
Centaurea stoebe ssp. stoebe	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP09
Teilfläche	2
offener Boden	2%
Streu	5%
Vegetation	93%
Artname	Abundanz
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	1
Poa angustifolia	1
Arenaria serpyllifolia	0.5
Elymus repens	1
Festuca rubra	1
Echium vulgare	0.1
Centaurea stoebe s.lat.	1
Vicia hirsuta	0.1
Conyza canadensis	0.5
Cynodon dactylon	3
Genista tinctoria	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP09
Teilfläche	3
offener Boden	1%
Streu	5%
Vegetation	94%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Convolvulus arvensis	1
Dactylis glomerata	2
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	0.5
Rubus caesius	1
Vicia angustifolia	0.5
Festuca rubra	1
Galium verum	1
Lotus corniculatus	1
Daucus carota	0.5
Pastinaca sativa	0.5
Rosa species	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	26.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP09
Teilfläche	4
offener Boden	5%
Streu	20%
Vegetation	75%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Festuca rupicola	1
Poa angustifolia	1
Elymus repens	0.5
Festuca rubra	0.5
Chenopodium album	0.1
Portulaca oleracea	0.5
Conyza canadensis	0.5
Cynodon dactylon	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP10
Teilfläche	1
offener Boden	1%
Streu	4%
Vegetation	95%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Festuca rupicola	1
Festuca rubra	1
Arrhenatherum elatius	2
Eryngium campestre	0.5
Securigera varia	1
Cynodon dactylon	3

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP10
Teilfläche	2
offener Boden	3%
Streu	40%
Vegetation	57%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	1
Achillea millefolium	0.1
Centaurea stoebe s.lat.	1
Scabiosa ochroleuca	0.5
Vitis vinifera	0.5
Chondrilla juncea	0.5
Amaranthus retroflexus	0.1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP10
Teilfläche	3
offener Boden	20%
Streu	20%
Vegetation	60%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	1
Medicago minima	0.1
Plantago lanceolata	0.1
Poa angustifolia	0.5
Centaurea stoebe s.lat.	0.1
Securigera varia	1
Cynodon dactylon	1
Vitis vinifera	0.1
Chondrilla juncea	0.1
Genista tinctoria	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP10
Teilfläche	4
offener Boden	30%
Streu	20%
Vegetation	50%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	0.5
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	1
Arrhenatherum elatius	1
Centaurea stoebe s.lat.	0.1
Securigera varia	1
Cynodon dactylon	1
Setaria viridis	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP11
Teilfläche	1
offener Boden	2%
Streu	15%
Vegetation	83%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Convolvulus arvensis	1
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	2
Plantago lanceolata	1
Elymus repens	0.5
Festuca rubra	1
Achillea millefolium	0.5
Arrhenatherum elatius	1
Centaurea stoebe s.lat.	1
Lotus corniculatus	1
Securigera varia	1
Rosa species	0.1
Chondrilla juncea	1
Medicago x varia	2

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP11
Teilfläche	2
offener Boden	5%
Streu	25%
Vegetation	70%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	1
Dactylis glomerata	1
Festuca rupicola	0.5
Medicago minima	0.5
Plantago lanceolata	0.5
Achillea millefolium	1
Centaurea stoebe s.lat.	0.1
Crepis biennis	0.5
Cynodon dactylon	1
Chondrilla juncea	1
Setaria viridis	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP11
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	3%
Vegetation	97%
Artname	Abundanz
Convolvulus arvensis	1
Dactylis glomerata	2
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	1
Vicia angustifolia	0.5
Centaurea stoebe s.lat.	0.5
Securigera varia	1
Bromus tectorum	0.5
Cynodon dactylon	2
Astragalus austriacus	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP11
Teilfläche	4
offener Boden	20%
Streu	15%
Vegetation	65%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Convolvulus arvensis	1
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	0.5
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	0.5
Festuca rubra	1
Achillea millefolium	1
Centaurea stoebe s.lat.	0.5
Festuca arundinacea	1
Lotus corniculatus	0.5
Securigera varia	0.5
Portulaca oleracea	0.1
Scirpoides holoschoenus	1
Chondrilla juncea	0.5
Lotus tenuis	0.5
Setaria viridis	0.5
Populus nigra	0.1
Rhinanthus borbassii	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP12
Teilfläche	1
offener Boden	1%
Streu	20%
Vegetation	79%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	1
Dactylis glomerata	2
Festuca rupicola	0.5
Medicago minima	0.5
Poa angustifolia	1
Festuca rubra	3
Echium vulgare	0.1
Cynodon dactylon	0.5
Chondrilla juncea	0.5
Euphorbia cyparissias	0.5

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP12
Teilfläche	2
offener Boden	0%
Streu	25%
Vegetation	75%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Dactylis glomerata	1
Poa angustifolia	1
Vicia angustifolia	0.5
Cirsium arvense	1
Festuca rubra	2
Achillea millefolium	0.5
Cynodon dactylon	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP12
Teilfläche	3
offener Boden	0%
Streu	5%
Vegetation	95%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Convolvulus arvensis	0.1
Dactylis glomerata	1
Plantago lanceolata	0.5
Poa angustifolia	0.5
Vicia angustifolia	1
Tragopogon dubius	0.1
Arrhenatherum elatius	1
Crepis biennis	0.5
Astragalus onobrychis	1
Cynodon dactylon	2
Melilotus albus	1

Formblatt Gefäßpflanzenerhebungen	
Datum	27.07.2018
Bearbeiterin	Janine Nutz
Probefläche_Bez.	NP12
Teilfläche	4
offener Boden	0%
Streu	2%
Vegetation	98%
Artname	Abundanz
Calamagrostis epigejos	2
Convolvulus arvensis	0.1
Dactylis glomerata	1
Medicago minima	0.5
Poa angustifolia	1
Vicia angustifolia	0.5
Achillea millefolium	0.5
Arrhenatherum elatius	0.5
Vicia hirsuta	0.5
Cynodon dactylon	1
Melilotus albus	1