



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Masterarbeit

Auswirkungen von Restaurationsmaßnahmen auf verschiedene Wiesentypen im Lainzer Tiergarten im ersten Jahr nach erfolgter Maßnahme

verfasst von

Sigrid REDL, B.Sc.

im Rahmen des Masterstudiums
**Organic Agricultural
Systems and Agroecology**

zur Erlangung des akademischen Grades
Diplom-Ingenieurin

Wien, Oktober 2021

Betreut von:

Ao.Univ.Prof.i.R. Mag.rer.nat. Dr.rer.nat Gerhard Karrer

Institut für Botanik

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

Ort, Datum

Sigrid REDL (eigenhändig)

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei allen mitwirkenden und beistehenden Personen bedanken. Ebenso möchte ich Ass. Prof. Formayer für die Vermittlung der Wetterdaten der ZAMG herzliche für seine Unterstützung danken. Weiters möchte ich hervorheben, dass diese Arbeit auf dem durch die EU und Stadt Wien geförderten LE- Projekt „Wiesen-Restauration“ aufbaut.

Mein fachlicher Dank gilt Ao. Univ. Prof. i. R. Mag. Dr. Gerhard Karrer der mich stets geduldig und mit vielen Anregungen unterstützt und gefördert hat.

Inhaltsverzeichnis

Abstract	7
1 Einleitung	9
2 Material und Methoden	14
2.1 Untersuchungsgebiet Lainzer Tiergarten	14
2.1.1 Boden und Gestein	15
2.1.2 Klimadaten	16
2.1.3 Vegetation im Lainzer Tiergarten und Lage der Zaunflächen.....	19
2.2 Untersuchungsdesign.....	22
2.2.1 Zaunflächen	22
2.2.2 Untersuchungsdesign und Behandlungsvarianten	23
2.3 Vegetationskundliche Datenerhebung und Datenverarbeitung	26
2.3.1 Weiterverarbeitung der Daten	30
2.3.2 Berechnung der mittleren ökologischen Zeigerwerte.....	31
2.3.3 Erhobene Art-Merkmale der Arten.....	31
2.4 Multivariate Analysen	34
2.4.1 Testen der Artenbilanzen.....	34
2.4.2 Indirekte Gradienten Analyse.....	34
2.4.3 Redundanzanalyse und Untersuchung der Reaktion ausgewählter Art-Merkmale	34
2.5 Taxonomie der beteiligten Sippen.....	36
3 Ergebnisse	37
3.1 Überblick über den Datensatz	37
3.1.1 Gegenüberstellung der Pflanzenarten 2019 und 2020	38
3.1.2 Artenbilanz zwischen 2019 und 2020 differenziert nach Behandlungsvarianten (Tab. 11). 41	
3.2 Veränderungen im Artenpool der einzelnen Zaunflächen zwischen 2019 und 2020	47
3.2.1 Zaun 1- Große Grünauer Teichwiese (<i>Festuco-Trisetetum</i>).....	47
3.2.2 Zaun 2- Scheiberwiese (<i>Molinietum</i>)	48
3.2.3 Zaun 3- Kleine Stockwiese (<i>Festuco-Trisetetum</i>).....	50
3.2.4 Zaun 4- Hüttgrabenwiese (<i>Brometum</i>)	52
3.2.5 Zaun 5- Kaltbründlwiese (<i>Molinietum</i>)	54
3.2.6 Zaun 6- Kleefrische Wiese (<i>Festuco-Trisetetum</i>)	56
3.2.7 Zaun 7- Laaber Kaiserzipfwiese (<i>Molinietum</i>).....	58
3.2.8 Zaun 8 – Aumüllerwiese (<i>Danthonio-Brometum</i>).....	60
3.2.9 Zaun 9- Kaltbründlwiese (<i>Festuco-Trisetetum</i>)	62
3.2.10 Zaun 10- Glasgrabenwiese (<i>Nardetum</i>).....	64

3.2.11 Zaun 11- Pölzerwiese (<i>Molinietum</i>)	66
3.2.12 Zaun 12- Bärenbergwiese (<i>Brometum</i>).....	67
3.2.13 Zaun 13- Wildpretwiese (<i>Molinietum</i>)	69
3.2.14 Zaun 14- Nikolaiwiese (<i>Brometum</i>)	71
3.2.15 Zaun 15- Kaltbründlwiese (<i>Brometum</i>).....	73
3.2.16 Zaun 16- Kleine Grünauer Teichwiese (<i>Brometum</i>)	75
3.2.17 Zaun 17- Dianawiese (<i>Festuco-Trisetetum</i>)	77
3.3 Multivariate Analyse der Vegetationsaufnahmen aus 2019 und 2020:	80
3.3.1 Ergebnisse der Korrespondenzanalysen	80
3.3.2 Ergebnisse der nicht metrischen Multidimensionalen Skalierung.....	86
3.4 Ergebnisse der Redundanz Analyse in Canoco 5 und Veränderungen in den Pflanzenmerkmalen (Traits).....	108
3.4.1 Die Bedeutung der Pflanzenmerkmale in Bezug zum Erhebungsjahr.....	108
3.4.2 Die Bedeutung der Pflanzenmerkmale in Bezug zu den Behandlungsvarianten.....	109
3.4.3 Die Bedeutung der Pflanzenmerkmale in Bezug zu den Vegetationstypen	110
4 Diskussion	114
4.1 Überblick über den Datensatz	114
4.2 Veränderung der Vegetation in den einzelnen Zaunflächen	117
4.2.1 Zäune der Fettwiesen.....	118
4.2.2 Zäune der Feuchtwiesen.....	119
4.2.3 Zäune der trockenen Streuwiesen.....	124
4.2.4 Zaun der Kelchgraswiesen auf der Aumüllerwiese	127
4.2.5 Zaun der Bürstlingrasen auf der Glasgrabenwiese	128
4.3 Wirkung von Standortsveränderungen durch die Entbuschung und Mahd auf die Vegetation. 129	
4.3.1 Veränderung der Zeigerwerte.....	131
4.3.2 Beobachtete Veränderungen der Vegetationsstruktur	132
4.3.3 Veränderung „Gap-Struktur“ in den Aufnahmeflächen	133
4.4 Veränderung der Bedeutung von Art-Merkmalen auf die Entbuschungsmaßnahme	134
4.5 Herkunft der Wiederentdeckten / eingewanderten Arten	136
4.5.1 Wiederentdeckte Arten in allen Zäunen	136
4.5.2. Wiederentdeckte Arten in trockenen mageren Wiesen (<i>Brometum</i>)	137
4.5.3 Feuchtwiesen (<i>Molinieten</i>)	139
4.5.4 Fettwiesen (<i>Festuco-Trisetetum</i>).....	142
4.6 Schlussfolgerung für weiterführendes Management	146
5 Zusammenfassung	147
Literaturverzeichnis.....	149

7 Anhang	157
7.1 Klimadaten	157
7.2 Verwendete Datensätze	158
7.3 Test des Einflusses des Faktors Behandlung+Jahr auf die Streuauflage.....	172

Abstract

So-called low intensity high diversity meadows are becoming rare in Austrian and European countryside. Either abandonment or intensification is the destiny of such meadows what has led to a considerable loss of extensively managed grassland. To investigate the effect of different management intensities a project was set up in 1999 in the Lainzer Tiergarten in five different vegetational systems. The intensities of no cutting (which means abandonment), of cutting only every second year and of cutting once every year were studied for twenty years. Results of these studies can be found in several papers as for some important ones to mention Leputsch 1998, Angeringer 2007, Angeringer & Karrer 2008, Angeringer & Karrer 2012, Kößl 2017 and Bing 2000. In February 2020 the management regime was changed by initiating a restauration project including clearing of the abandoned plots and cutting the vegetation on all plots once every year. Changes among the vegetation due to the massive clearing event and the new management regime are the main objective in this thesis.

After the restauration of the abandoned plots and the reintroduction of the yearly cutting did the overall species number increase among all vegetation types and different management intensities. The number of species increased seriously in the formerly abandoned and in the plots that were cut every second year. The yearly cut plots did not show unusual increase or decrease in species number.

The increase in species number was mainly because of the rediscovery of species that disappeared in the former years, but also newly immigrated species like *Sonchus asper*, *Lapsana communis*, *Solanum nigrum*, *S. dulcamara*, *Epilobium montanum*, *E. parviflorum* and *Galeopsis tetrahit*. Vanished target species like *Alchemilla glaucescens* or *Scorzonerioides autumnalis* only occurred on a few plots.

The rediscovered or immigrated species may have originated partly from the soil seed bank, but also from diaspores that invaded the plots due to anemochory or dysochory from the vegetation surrounding the plots.

The development of the plots after removing the trees and shrubs is related to the initial constitution of the plots, such as the initial cover and composition of the tree layer, as well as the dominant species. Only few of the species typical to the different vegetation types could survive or recolonize the abandoned plots in the first vegetation period after the treatment.

As for *Molinia*-dominated plots the litter production is very high and therefore it is harder for individuals to invade the plots through seeds. The number of rediscovered and newly immigrated species was lowest in *Molinia*-dominated plots and barely target species were able to establish again in the plots.

As for *Bromus erectus*- or *Arrhenatherum elatius*-dominated plots the litter production is lower than in *Molinia*-plots. Therefore, more species were rediscovered or immigrated into these plots, respectively. The number of rediscovered target species (like *Alchemilla glaucescens*,

Scorzoneroides autumnalis or *Holcus lanatus*), was slightly higher than on *Molinia* dominated plots.

In the first year after clearing the formerly abandoned plots were shaped by disturbance effects indicated by the high number of R-strategists, such as *Senecio vulgaris*, *Sonchus asper*, *Lactuca serriola*, *Vicia hirsuta*, *V. tetrasperma* or *Erigeron canadensis*.

1 Einleitung

Durch Bewirtschaftungswechsel der Landwirtschaft, stetigen Stoffeintrag aus der Luft - vor allem von Stickstoffemissionen anthropogener Strukturen - verändern sich die Bedingungen für Flora und Fauna auf unserem Planeten und das nicht immer nur zu deren Gunsten (Bossel 1994; Odada et al. 2009). Daher ist es besonders wichtig, die hervorgerufenen Veränderungen zu analysieren und deren (Langzeit-) Auswirkungen auf die Ökologie unserer Umwelt zu untersuchen (Zerbe 2019).

Es existieren bereits viele Arbeiten über die Veränderungen in der Vegetation durch anthropogene Einflüsse in verschiedenen Vegetationssystemen (Hauck et al. 2020; Smith et al. 2020; Lange 1976; Rinklebe & Makeshin 2003; Briemle et al. 2014; Holzner 1987; Runge 1993).

Wiesen sind von Gräsern und Grasartigen dominierte, anthropogen entstandene Ökosystemtypen (Ellenberg 1996; Dierschke & Briemle 2002), die zwar seit Jahrtausenden existieren, aber in den letzten Jahrzehnten deutliche Flächen-Rückgänge erlitten haben. Laut Grünem Bericht (2020) betrug im Jahr 2020 die als Grünland genutzte Fläche knapp 1,34mio. ha, wovon jedoch nur 46% extensiv¹ genutzt wurden. Im Vergleich dazu stellte das Dauergrünland² im Jahr 2010 eine Fläche von insgesamt 1,54mio. ha wovon ca. 53% extensiv genutztes Grünland waren (Grüner Bericht 2010), und im Jahr 2000 nahm das Dauergrünland eine Fläche von insgesamt 1,91mio. ha ein, wovon 53% extensiv genutztes Grünland waren (Grüner Bericht 2000). Im 20. Jahrhundert war es vor allem Intensivierung (Aufdüngung, Drainage) die zu Flächenverlusten geführt haben während seit etwa 70 Jahren vor allem die mageren Wiesenökosysteme durch Verbrachung und Wiederbewaldung verloren gingen (Dierschke & Briemle 2002; Pötsch 2009).

Die Produktion von Viehfutter (insbesondere Winterfutter) stand immer im Vordergrund von Wiesennutzung. Daneben hatten diese Fläche als Weideflächen (Früh- oder Nachweide) einen zusätzlichen ökonomischen Wert und eine weitreichende ökologische Funktion sowie einen prägenden Einfluss auf das Landschafts- und Kulturbild (Schaumberger 2005). Traditionelle und extensive Bewirtschaftungsmethoden vor allem durch Beweidung und höchsten zweimaliger Mahd pro Jahr schufen Grünlandflächen mit hoher floristischer Diversität (Pötsch 2009). Auch die sogenannte „wilde Feldwirtschaft“, im Zuge derer die Wiesen und Weideflächen auch für den Ackerbau in manchen Jahren (wird schon lange nicht mehr so praktiziert) umgebrochen wurden trugen zu einem artenreichen Artenspektrum auf diesen Flächen bei (Ellenberg 1996). In Österreich wurde solches „Wechselgrünland“ zumindest noch bis vor ca. 50 Jahren oft so bewirtschaftet (Karrer, pers. Beob.).

¹ Unter extensiver Nutzung verstand man in der Vegetationskunde und älteren Agrarstatistiken Wiesen mit maximal einmaliger Mahd. In der neueren Agrarstatistik zählen auch zweischnittige Wiesen zu den extensiven Typen (s. Grüner Bericht 2020).

² Dauergrünland ist durchgehend mit einer Grasnarbe bestockt, im Vergleich zu Wechselgrünland, das fallweise wieder umgebrochen wurde und auch danach oft als Weide genutzt wurde.

Trockene und magere Standorte wurden wegen der geringen Biomasseproduktion einer geringeren Nutzungsintensität unterstellt und nur einmal pro Jahr gemäht. Mit einer abnehmenden Nutzungsintensität sinkt auch der energetische Futterwert des Ernteguts (Pötsch & Blaschka 2003), weswegen es meist auch als Einstreu verwendet wurde. Durch die einmalige Mahd, meist recht spät im Sommer, wurde es vielen Arten mit unterschiedlichen saisonalen Wuchsrhythmen ermöglicht zu blühen, fruchten und daher im System erhalten zu bleiben (Jensen 2003).

Im Falle dieser Arbeit werden artenreiche Wiesenflächen im Lainzer Tiergarten am Rande Wiens untersucht. Frühere Arbeiten haben sich mit der Klassifikation der Wiesentypen (Lepusch 1997) sowie der Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten (Angeringer 2007; Kößl 2017) auf die Artenzusammensetzung dieser Flächen beschäftigt.

Durch den geringen Nährstoffgehalt und den zusätzlichen Abtransport der gemähten Biomasse auf den trockenen Streuwiesen, im Falle des Lainzer Tiergartens „*Holco-Brometum*“-Gesellschaften (Lepusch 1997), bleibt die Streuschicht dünn, was die Keimung und Etablierung kurzlebiger Arten oder über Diasporen immigrierende Arten ermöglicht (Schrautzer et al. 2008). Eine extensive Bewirtschaftung ist Voraussetzung für die Entstehung und das Bestehenbleiben mitunter sehr artenreicher Systeme (Boch et al. 2016). Der Lainzer Tiergarten als fast immer schon extensiv genutztes Gebiet, beherbergt unter anderem häufigere Wiesentypen mit dominantem Pfeifengras („*Molinietum*“-Gesellschaften), dominantem Goldhafer und Wiesenschwingel („*Festuco-Trisetetum*“-Gesellschaften), dominanter Aufrechter Trepse („*Holco-Brometum*“-Gesellschaften), sowie seltenere Typen wie z. B. die „*Danthonio-Brometum*“-Gesellschaft und Bürstlingrasen („*Nardetum*“-Gesellschaft).

In Österreich ist oft eine Intensivierung der Bewirtschaftung oder Unterlassung der Nutzung das Schicksal vieler interessanter, artenreicher Wiesentypen. Artenreiche Magerwiesen werden häufig durch ihre geringe Erntequantität und -qualität vernachlässigt und wegen zu hohen finanziellen Aufwands nicht mehr gemäht, wohingegen auf an produktiveren Feuchtwiesen oder Fettwiesen die Nutzung und damit die Schnitanzahl und der Düngaufwand intensiviert werden (Holzner 1987; Suske et al. 2019; Pötsch 2009).

In beiden Fällen erfolgt einerseits eine Reduktion der Artenvielfalt auf der Fläche selbst (Kößl 2017; Zechmeister et al. 2003; Buchgraber & Grindl 2004; Török et al. 2016; Gilhaus et al. 2017; Boch et al. 2016), andererseits findet durch die Intensivierung und Vereinheitlichung (durch langfristig festgelegte Mahdzeitpunkte) der Bewirtschaftung eine Homogenisierung der zuvor sehr diversen Flächen statt (Kößl 2017; Zechmeister et al. 2003).

Im Falle von Trockenwiesen und mageren Streuwiesen handelt es sich häufig um verbuschende und damit stark an Arten verarmten Flächen, die im Zuge eines Renaturierungsprojektes entbuscht werden und durch darauffolgende Pflegemaßnahmen wieder in eine artenreiche, „ursprünglich“ Form überführt werden sollen.

Die gängigsten Pflegemaßnahmen sind vor allem extensives Mahdregime mit ein- bis zweimaliger Mahd und Abtransport des Mahdgutes, um einen möglichst geringen Nährstoffeintrag durch tote Biomasse zu forcieren. Laut Galvánek & Leps (2009) und Briemle (2009) sind das die erfolgreichsten Methoden, um sowohl trockene als auch nasse Streuwiesen zu erhalten. Auch förderlich wirkt sich eine zusätzliche Beweidung mit robusten Nutztieren (Schafe oder Rinder) auf die Vegetation aus, da so auch junge Sträucher abgenagt bzw. niedergetrampelt werden. Die Tiere bieten ebenfalls Ausbreitungsmöglichkeiten für epizoochor verbreitete Arten. Die Beweidung ist insofern eine sehr nützliche und zielführende Methode bei der Bewirtschaftung magerer Standorte, als durch den mosaikartigen Biomasseentzug gewährleistet wird, dass ausreichend Individuen einer Art genügend Zeit für einen vollständigen Reproduktionszyklus haben und damit reife, keimfähige Diasporen produzieren können. Durch das Trampeln der Tiere werden auch immer wieder Gaps geöffnet, die als Keimstellen dienen und die Tiere selbst dienen als Ausbreitungsvektoren für die Arten (Zinöcker 2005; Wiesbauer 2004-2008; Starzinger 2001).

In Steilhanglagen darf aber wegen Erosionsgefahr nicht zu hoch bestockt werden (Köstler & Krogoll 1991). Im Fall des Lainzer Tiergartens garantieren die überhöhten Wildstände (Wildschweine, Damwild, Mufflons) eine hohe Lückendichte in der auch im Höhenwuchs begrenzten Vegetationsdecke.

Die Entbuschung, in Österreich auch Schwenden genannt, ist ebenfalls eine häufig angewendete Methode (Döring 2005). Mit Motorsäge und Freischneider werden Gebüsche und Jungbäume, die je nach Wiesentyp unterschiedliche Arten sein können, entfernt. Durch das Eindringen von Gehölzen in primär gehölzfreie Flächen wurde im Zuge der Verbrachung die dort vorkommende Wiesen-Vegetation durch Beschattung langfristig stark beeinflusst. Es werden vor allem schattentolerante Arten und im späteren Verlauf Waldarten gefördert, die aber nichts mehr mit der ursprünglich ansässigen (Ziel-)Vegetation gemein haben.

Daher ist es unabdingbar, stark verbuschende Fläche zu schwenden. Je nach Standort und aufkommenden Gehölzen kann das Ausmaß des Schwendens sowie die tatsächlich angewendete Methode unterschiedlich sein. Zusätzlich wird je nach Gehölzarten eine unterschiedlich intensive Nachpflege erforderlich. Mögliche Methoden sind neben dem Entfernen mit der Motorsäge auch das Ringeln von besonders stockausschlagsfreudigen Gehölzen, wie *Carpinus*, oder das Aushacken von besonders austriebsstarken Gehölzen wie *Cornus* oder *Salix*.

Meist kommt eine Kombination aus den oben genannten Methoden zum Einsatz (Fiala 2012). Je nach Struktur und Dynamik des Standorts muss eine optimale Bewirtschaftung erarbeitet werden. Hierfür sind wissenschaftliche Untersuchungen und Langzeit-Monitoring solcher Flächen unabdingbar, denn nur so können die Auswirkungen tatsächlich identifiziert werden und es kann auch kleinräumig auf Änderungen richtig reagiert.

Der Lainzer Tiergarten gilt als Natur-Kleinod direkt am Rande Wiens, in dem unterschiedliche Wiesentypen immer noch zu finden sind. Durch die Zusammenarbeit mit dem Magistrat Wien und Biodiversitätsprojekten konnte eine extensive Bewirtschaftung bis heute gewährleistet

werden, die in Form einer einmaligen Mahd der Flächen durchgeführt wird (Mahdplan lt. Holzner, in Lepusch 1997).

Susanne Lepusch (1997 und 1998, unpubl.) hat die Wiesen des Lainzer Tiergartens durch Vegetationsaufnahmen repräsentativ dokumentiert und klassifiziert. Die beschriebenen Wiesengesellschaften wurden im Maßstab 1:5000 kartiert und für jeden Wiesentyp ein angepasstes Managementregime erstellt. Diese Arbeit fungierte als Basis, für ein umfangreiches Langzeitmonitoring-Projekt („Wiesenmonitoring im Lainzer Tiergarten“) welches von G. Karrer im Jahr 1999 gemeinsam mit den für die Flächenbewirtschaftung und naturschutzfachlichen Beaufsichtigung verantwortlichen Magistratsabteilungen 49 (Forst- und Landwirtschaftsbetrieb, Forstverwaltung Lainzer Tiergarten) und 22 (Umweltschutz) eingerichtet wurde.

Ziel dieses Projektes war die Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten über einen längerfristigen Zeitraum. Die vegetationskundliche Dokumentation erfolgte bis zum Jahr 2019. In diesem Projekt wurde eine Extensivierung durch teilweises, bzw. komplettes Unterlassen der Mahd nachgestellt, während andererseits ein Teil der gleichen Fläche weiterhin regulär gemäht wurde. Nach nun ca. 20ig jähriger Verbrachung der Flächen konnten die Auswirkungen der Unterlassung der Mahd auf die Wiesenvegetation ausreichend untersucht werden (Angeringer & Karrer 2008; Karrer unpubl.), außerdem kommt es durch das Projektdesign zu Beeinflussungen der unterschiedlichen bewirtschafteten Teilflächen, die nur durch 0,5 m breite Laufgänge getrennt sind. Das machte eine Weiterführung des Projektes mit diesen Zielvorgaben nicht mehr sinnvoll. Daher entschied man sich, die unterschiedlichen Ausgangsflächen in einem Restaurationsversuch auf die Effektivität der Rückführung zur vorherigen regelmäßigen einmaligen Mahd zu testen. Die verbrachten bzw. stark verbuschten Teile der Zaunflächen wurden im Februar 2020 entbuscht, um so ein Restaurierungserfolg der Flächen zu verfolgen. Ab 2020 werden alle Teilflächen (ehemalige Brache-Versuchsvarianten) gleichbehandelt und einmal im Jahr gemäht.

In der vorliegenden Arbeit sollen die Effekte dieser erheblichen Restaurationsmaßnahme auf die verschiedenen Teilflächen innerhalb 1 Jahres untersucht werden. Hierbei werden folgende Fragestellungen näher behandelt.

- Welche Arten waren vor der Entbuschung vorhanden und treten auch im Jahr danach noch auf?
- Welche Arten treten nach der Entbuschung gänzlich neu auf?
- Welche Arten treten nach der Entbuschung im Vergleich zum Vorjahr wieder auf, wobei sie in den 20 Jahren davor entweder anfangs oder während der Monitoring-Phase vorhanden, aber auch (wieder) verschwunden sind?
- Gibt es unter ausgewählten artspezifischen Merkmalen welche, die für die jeweilige Artengruppe (Zunahme, Abnahme, gleichbleibend, gänzlich neu) mehr oder weniger typisch sind?
- Gibt es Unterschiede zwischen den sich bezüglich ihrer Abundanz/Dominanzwerte verändernden Arten und deren Strategien in Bezug auf die unterschiedlichen

Wiesentypen (im Speziellen gibt es Unterschiede zwischen *Molinietum/Brometum/Festuco Trisetetum*)?

- Gibt es Unterschiede zwischen den sich bezüglich ihrer Abundanz/Dominanzwerte verändernden Arten und deren Strategien in Bezug auf die Vorgeschichte (Verbrachungsvarianten)?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet Lainzer Tiergarten

Das Gebiet des heutigen Lainzer Tiergartens wurde schon im Mittelalter als Jagdrevier, überwiegend durch Fürsten und Adelige, genutzt. Im Laufe der Jahre erwarben die Habsburger immer mehr Grundstücke und eigneten sich auch Besitze aufgelassener Klöster an. Im 18. Jh. wurde die erste Holzumzäunung für den Schutz und die Hege des Schwarzwildes errichtet. Diese Umzäunung wurde 1787 durch eine Mauer ersetzt, um einerseits das Schwarzwild, aber andererseits auch das extra für die Jagd eingebrachte Damm-, Rot- und Muffelwild in einem kontrollierbaren Bereich einzugrenzen (Stadt Wien 2020).

1919 wurde der Lainzer Tiergarten zum Staatsvermögen erklärt, fiel unter die Verwaltung des Landes Wien und 1941 erfolgte eine Erklärung zum Naturschutzgebiet durch die Verordnung der Wiener Landesregierung 46/2008. Seit 2005 ist das Gebiet Teil des von der International Union for Conservation of Nature (IUCN) anerkannten Biosphärenparks Wienerwald. 2008 erfolgte zusätzlich die Ausweisung zum Europaschutzgebiet Natura 2000 (Angeler 2016).

Der Lainzer Tiergarten liegt am östlichen Rand des Wiener Waldes und befindet sich westlich von Wien südlich des Wienflusses. Das Gebiet umfasst eine Größe von 2450ha, wovon knapp 80% bewaldet sind. Anzutreffende Waldtypen sind Eichen-Hainbuchen Wälder, Zerreichenwälder, bodensaure Eichenwälder und Rotbuchenwälder (Stadt Wien 2020). Daneben befinden sich unterschiedliche Wiesentypen im Gebiet, die meist extensiv durch einmalige Mahd im Sommer und Unterlassung der Düngung genutzt werden (Lepusch 1997).

2.1.1 Boden und Gestein

Der Lainzer Tiergarten befindet sich vorwiegend in der Flyschzone des Wienerwaldes (Pfleiderer et al. 2009) und ungefähr auf einer Seehöhe von 200m bis 500m. Laut Prey (1980) liegt das Gebiet auf der Kahlenberger Decke und somit sowohl auf der Kahlenberger Formation mit Mergel und der Hütteldorf Formation mit Ton- und Mergelgestein. Der Kalkgehalt variiert stark, sodass oft Kalk- und Säurezeiger nahe beieinander wachsen. Beide Gesteinsformationen stammen aus der Oberkreide, wobei die Kahlenberger Formation die jüngere Gesteinsschicht darstellt (Pfleiderer et al. 2009).

An Bodentypen sind vor allem Pseudogley und vergleyte Braunerde vorzufinden, sowie kleinere Teile silikatische Braunerde (Pfleiderer et al. 2009).

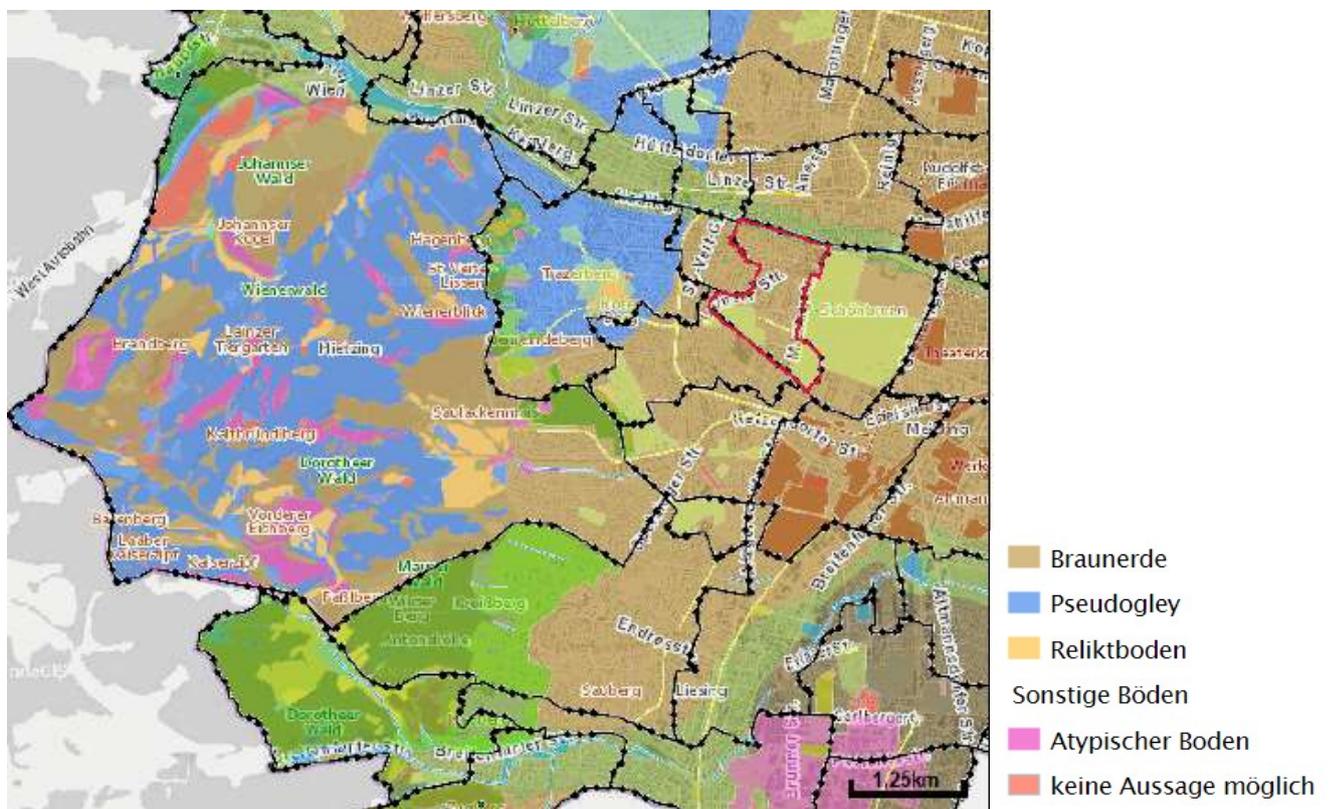


Abbildung 1, Karte der vorhandenen Bodentypen des Lainzer Tiergartens, Bodenkarte der Stadt Wien, MA 22, (<https://www.wien.gv.at/umweltschutz/raum/bodenkarten.html>, zugegriffen am 22.02.2021)

2.1.2 Klimadaten

Laut des gemeinsamen Klimastatusberichts der CCCA, BOKU und ZAMG (Stangl et al. 2021) stieg die Jahresmitteltemperatur in der Periode 1991-2020 auf 11,0°C, gemessen an der Messtation Hohe Warte in Wien. Dies ist eine Erwärmung um 1,3°C im Vergleich zu der Klimanormalperiode von 1961-1990 (Jahresmitteltemperatur von 9,7°C). Vergleicht man die Periode 1961-1990 mit der Periode 1991-2020 steigt die jährliche Niederschlagssumme von 607 mm auf 675 mm und die jährliche Sonnenscheindauer von 1919 Stunden auf 2052 Stunden an.

In der vorliegenden Darstellung des Klimas werden die Daten der Messtationen Mariabrunn, welche sich im Wienflusstal im Bereich Auhof (225m Seehöhe) befindet, sowie der Hohen Warte in Wien (195m Seehöhe), herangezogen.

Die langjährigen Tagesmittelwerte sind in den Monaten Juli und August mit ca. 20°C die höchsten. Die Schwankungsbreite der mittleren Maxima und Minima beträgt 10°C. In den Monaten Jänner und Dezember sind die Tagesmitteltemperaturen am niedrigsten und sinken auf ca. 0°C mit einer Schwankungsbreite der mittleren Maxima und Minima von ca. 5°C (Starmühlner & Aschenbrenner 1970).

Den Niederschlagssummen der Jahre 1999 bis September 2020 unterliegen größeren Schwankungen. 2003 war in der dargestellten Periode (Abb. 2) von 1999 bis September 2020 das trockenste Jahr mit in Summe 468,4L pro m² Niederschlag. Das niederschlagreichste Jahr war 2009 mit 1053,9L pro m².

Der Jahresniederschlag 2019 betrug 722,4L pro m². Im Jahr 2019 war der Juni der trockenste Monat. Der Niederschlag der ersten 9 Monate des Jahres 2020 betrug 643,1L pro m². Damit sind das Jahr 2019 und die ersten 9 Monate des Jahres 2020 im Vergleich zu der Klimanormalperiode 1991-2020 (mit 675mm Niederschlag pro Jahr) weder außergewöhnlich trocken noch außergewöhnlich feucht.

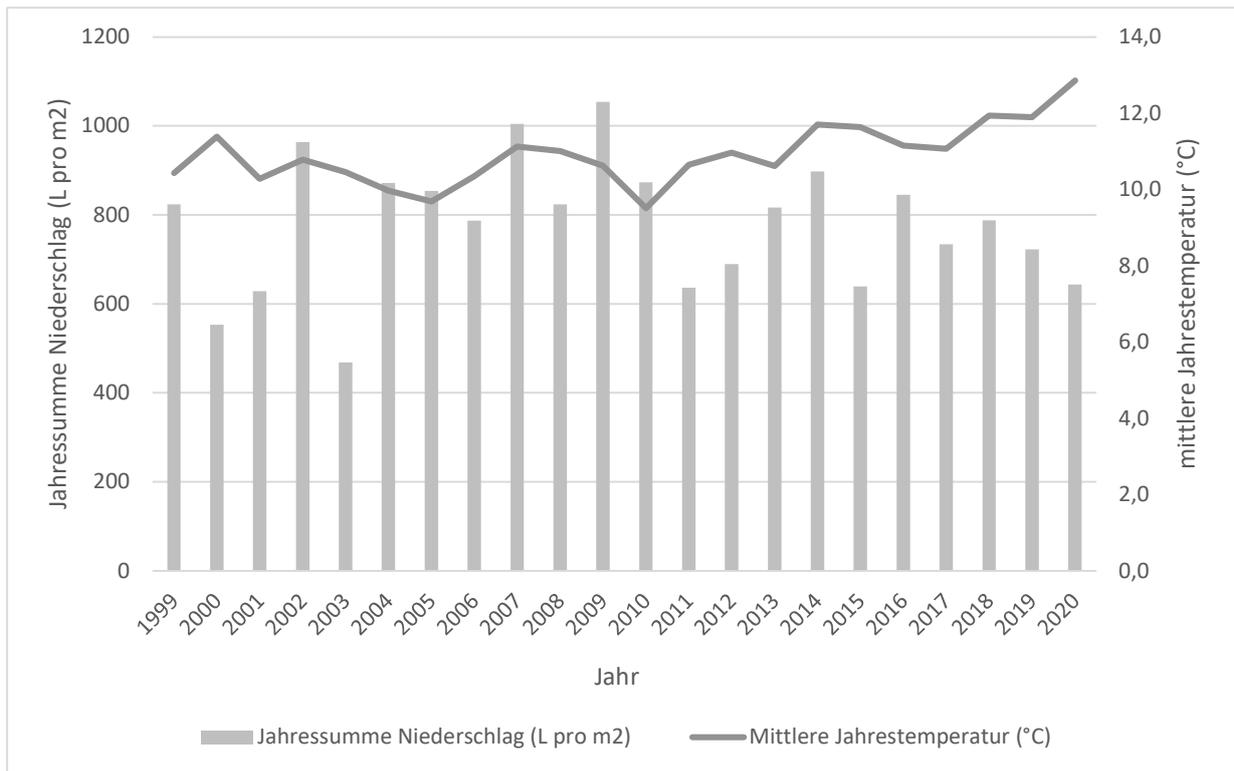


Abbildung 2, Durchschnittstemperatur und Niederschlagssummen der Jahre 1999 bis 2020 gemessen an der Messstation Mariabrunn (ZAMG, 2020). Die Werte aus 2020 beziehen sich nur auf die Messperiode Jänner bis September.

In der Arbeit von Schaumberger & Formayer (2008) zur Modellierung der Vegetationsperiode in Österreich ist das Kriterium für den Vegetationsbeginn das Überschreiten einer Temperatur von 5°C an mindestens 5 Tagen ab März. Ebenso ist das Ende der Vegetationsperiode mit einem Unterschreiten der Temperatur von 5°C an mehr als 5 Tagen zu erkennen. Sofern die genannten Bedingungen erfüllt sind, wird das erste Datum jener 5 Tage als Vegetationsbeginn/-ende angenommen.

Abbildungen 62 und 63 im Anhang 7.1 ist zu entnehmen, dass die Vegetationsperiode 2019 bereits am 25. Februar begann und bis 1. Dezember dauerte.

Abbildung 64 im Anhang 7.1 ist zu entnehmen, dass die Vegetationsperiode im Jahr 2020 laut der Kriterien nach Schaumberger & Formayer (2008) am 16. März 2020 startete. Die Klimadaten für Oktober bis Dezember 2020 standen zum Zeitpunkt der Verfassung der Arbeit nicht zur Verfügung daher konnte das Ende der Vegetationsperiode nicht bestimmt werden.

Abbildungen 3 und 4 geben einen genaueren Einblick in die Niederschlags- und Temperatursituation in den Jahren 2019 und 2020. Die mittlere Tageslufttemperatur ergibt sich als Mittelwert aus dem Tagesmaximum und Tagesminimum welche 2m über dem Grund gemessen wurden (angegeben in °C).

Die tägliche Niederschlagssumme wurde als Niederschlagsmenge von 7 Uhr bis 7 Uhr MEZ des Folgetages gemessen (in mm, die Einheit 1000mm entspricht 1L pro m²) (Quelle: ZAMG, Messstation Mariabrunn 2020).

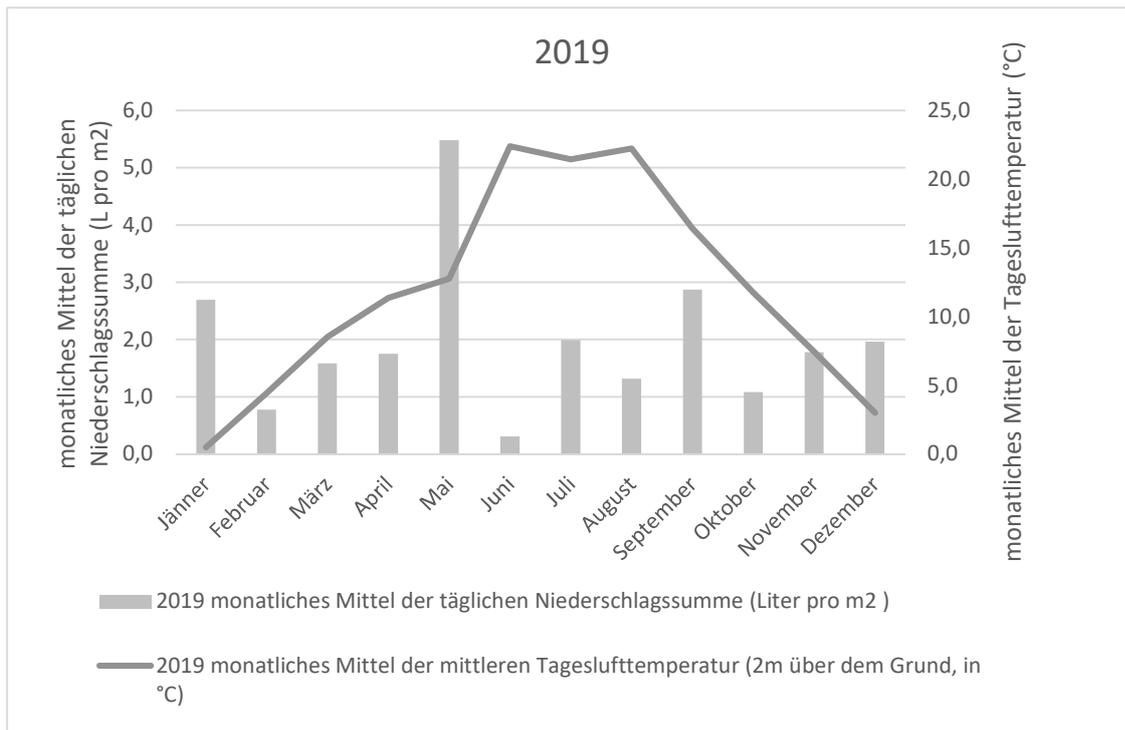


Abbildung 3, monatliches Mittel der täglichen Niederschlagssumme und monatliches Mittel der mittleren Tageslufttemperatur im Jahr 2019 gemessen an der Station Mariabrunn (ZAMG, 2020).

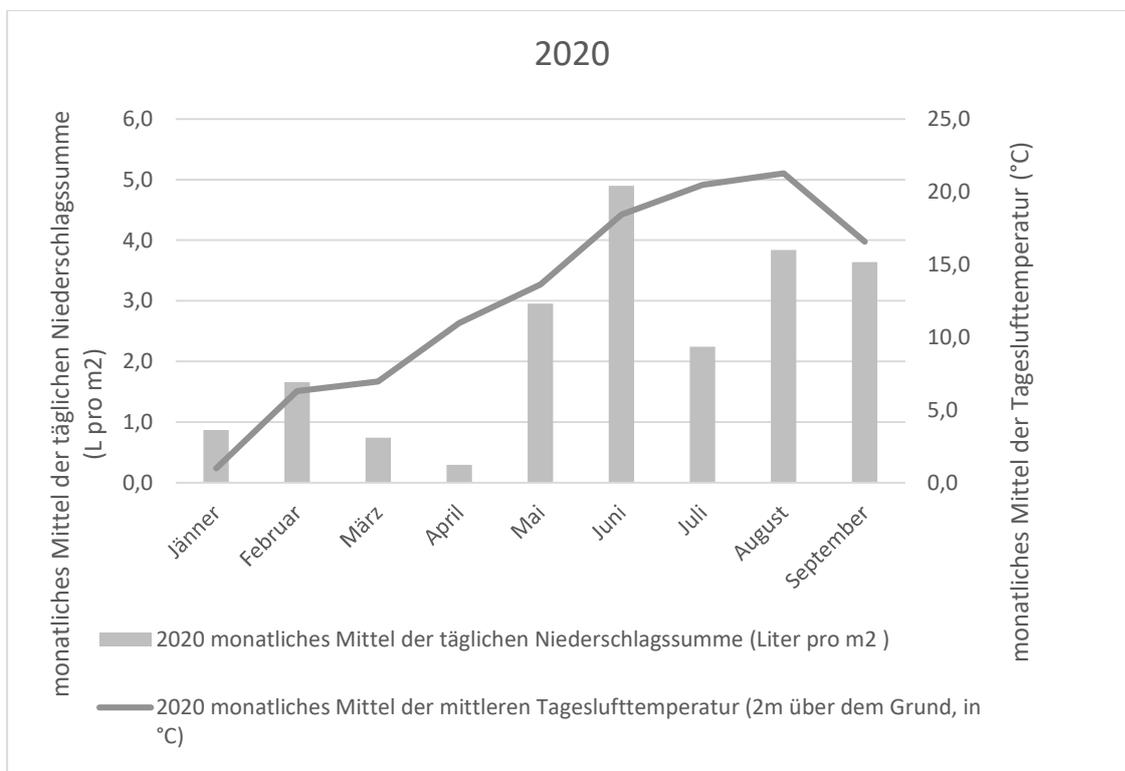


Abbildung 4, monatliches Mittel der täglichen Niederschlagssumme und monatliches Mittel der mittleren Tageslufttemperatur im Jahr 2020 gemessen an der Station Mariabrunn (ZAMG, 2020).

Das Jahr 2019 war in den Monaten Februar bis April wenig mit Niederschlag versorgt, erst im Mai fiel überdurchschnittlich viel Regen, gefolgt von einem äußerst trockenen Juni (Abb. 4).

Das Jahr 2020 war in den ersten 2 Monaten ein normal Niederschlags-versorgtes Jahr. Im März und April fielen aber weit unterdurchschnittliche Regenmengen. Der Juli war ebenfalls deutlich trockener als im langjährigen Mittel (Abb. 4).

Der Temperaturverlauf im Jahr 2019 zeigte keine Auffälligkeiten. Die tiefsten Temperaturen wurden im Jänner, Februar und Dezember gemessen und schwankten um 0°C. Die höchsten Temperaturen wurden in den Monaten Juni bis August gemessen und schwankten um 19,6°C. Die Jahresdurchschnittstemperatur gemessen an der Station Mariabrunn betrug 11,9°C.

Der Temperaturverlauf im Jahr 2020 verhält sich bis zum September ähnlich unauffällig wie im Jahr 2019. In der dargestellten Periode wurden tiefe Temperaturen im Jänner, sowie hohe Monatsmitteltemperaturen um 20°C in den Monaten Juli und August gemessen. Während im Jahr 2020 für die Wiesenvegetation geringerer Stress herrschte, waren Frühjahr und Sommer 2019 durch überdurchschnittliche Temperaturen bei gleichzeitig unterdurchschnittlicher Niederschlagsversorgung physiologisch sicher reicher an Stress.

2.1.3 Vegetation im Lainzer Tiergarten und Lage der Zaunflächen

Ein Großteil des Lainzer Tiergartens ist bewaldet, vorwiegend durch Eichen-, Rotbuchen- und Eichen-Hainbuchen-Mischwälder, sowie Zerreichenwälder.

Vor allem der mosaikartige Charakter mit Gräben, Tälern, Quellen, Hügeln und Anhöhen ist die Grundlage für die Entstehung diverser Wiesentypen. Nach den Vegetationsaufnahmen von Lepusch (1997) befinden sich zahlreiche Wiesengesellschaften im Lainzer Tiergarten: flächenmäßig bedeutsam sind Trespens-Halbtrockenrasen, mäßig nährstoffreiche Wiesen und Feucht- und Nasswiesen. Daneben gibt es aber zahlreiche extremere Wiesentypen wie bodensaure Bürstlingrasen und Traubenhaferwiesen, über Quellfluren bis hin zu Furchenschwingel-Halbtrockenrasen auf basenreichen Gesteinen.

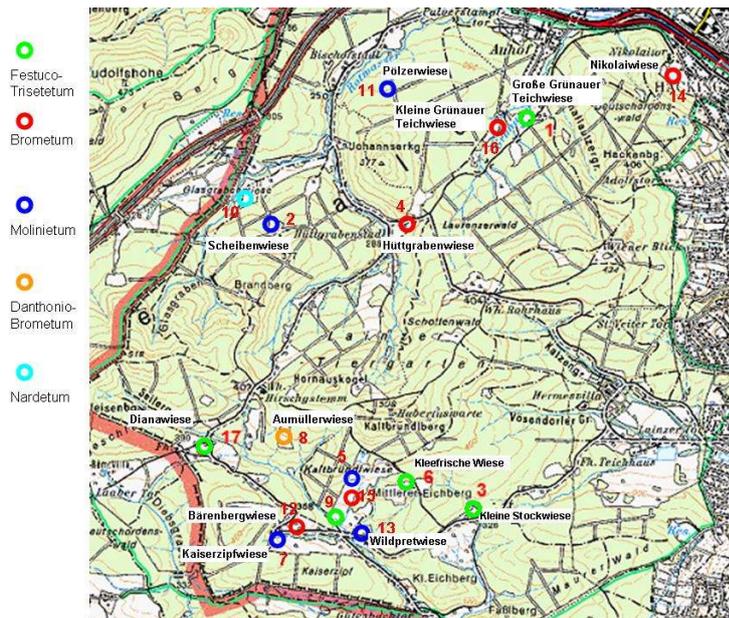


Abbildung 5, Anordnung und Zahlencodes der Versuchsfächen im Lainzer Tiergarten und Klassifikation der darauf entwickelten Wiesengesellschaften

Zu diesen Haupttypen zählen verschiedene Subtypen mit unterschiedlichen Ausprägungen und dazugehörigen Arten. Die Versuchsfächen des Langzeit-Monitorings befinden sich im Bereich der von Lepusch (1997) kartierten Flächen folgender Wiesentypen:

Als Repräsentanten des „*Festuco-Trisetetum*“ (sensu Lepusch 1997) wurden Flächen auf den folgenden Wiesen eingerichtet: Dianawiese, Große Grünauer Teichwiese, Kleefrische Wiese, Kleine Stockwiese (Revier Lainz) und der untere Teil der Kaltbründlwiese.

Ebenfalls 5 Versuchsfächen wurden auf bodennassen Wiesenteilen eingerichtet die als „*Moliniatum*“ kartiert waren: Pölzerwiese, Scheibenwiese, Wildpretwiese (Revier Lainz), Laaber Kaiserzipfwiese und der obere Teil der Kaltbründlwiese.

Von der aufrechten Trespe dominierte Wiesenabschnitte waren als „*Brometum*“ kartiert; auch dort wurden je 5 Versuchsfächen eingerichtet: Nikolaiwiese, Hüttgrabenwiese, der mittlere etwas erhöhte Teil der Kaltbründlwiese, Bärenbergwiese und Kleine Grünauer Teichwiese.

Die Aumüllerwiese beherbergt eine größere Fläche, auf der der Traubenhafer neben der Aufrechten Trespe dominiert: 1 Versuchsfäche wurde hier als „*Danthonio-Brometum*“ ausgewiesen. Die für Gebirgslagen typischen Bürstlinggrasen sind am Rand des Pannonikums ganz selten. Nur 1 Wiese beherbergte eine ausreichend große Fläche mit dominantem Bürstling für die Einrichtung einer Versuchsfäche: Glasgrabenwiese („*Nardetum*“).

Die Wiesen dienten knapp 300 Jahre lang als Futterlieferanten für den überhöhten Wildbestand. Seit der Widmung als Naturschutzgebiet und insbesondere als NATURA2000-Gebiet steht aber die Erhaltung der Diversität der Wiesen im Vordergrund. Die Wildstände wurden und werden sukzessive reduziert. Zu Beginn des Monitoring-Projekts (1999) wurde die Bewirtschaftung der Wiesen des Lainzer Tiergartens durch das EU-Förderprogramm ÖPUL unterstützt. In der

Arbeit von Lepusch (1997) wurden die Wiesen charakterisiert und kartiert, sowie Bewirtschaftungsempfehlungen für die unterschiedlichen Typen abgegeben. Grundsätzlich werden die Wiesen gemäß dem Pflegeplan nur einmal im Jahr zu einem eher späten Zeitpunkt (frühestens ab Mitte Juni, Anfang Juli oder erst ab Anfang August) gemäht. Auf eine Düngung wird verzichtet. Bis zur Jahrtausendwende wurde an einzelnen Wiesenflächen auch eine Nachsaat durchgeführt, insbes. dann, wenn die Wildschweine im Winterhalbjahr die Grasnarbe zerstört hatten und die Flächen wie ein Acker erschienen. Es gibt aber keine Dokumentation darüber welche Arten eingesät wurden.

Die Bewirtschaftung wird von externen Landwirten durchgeführt. Zuletzt waren es nur mehr zwei Betriebe, die die Pflege im Rahmen von Pflegeverträgen mit der Stadt Wien durchführen. Sie haben die Verpflichtung, die geschnittene Biomasse auch aus den Flächen zu verbringen. Dadurch ist zwar eine Bewirtschaftung gewährleistet, allerdings weichen die tatsächlichen aktuellen Mahdzeitpunkte von den Empfehlungen nach Lepusch (1999) ab.

2.2 Untersuchungsdesign

2.2.1 Zaunflächen

Die hier vorliegende Arbeit baut auf dem Design auf, das bereits 1999 eingerichtet wurde (vgl. Angeringer & Karrer 2008).

Auf den von Lepusch (1997) charakterisierten Wiesenstandorten wurden repräsentative Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet (s. Kap. 2.1.3). Diese wurden in fünf verschiedenen Wiesentypen platziert. Die Ausrichtung der Zaunfläche in der Wiesenfläche erfolgte jeweils mit der Oberkante der Fläche parallel zum Hang.

Die Flächen wurden eingezäunt, um eine Wiederauffindbarkeit zu gewährleisten und die Zerstörung der Vegetation durch die Wühltätigkeit der Wildschweine zu verhindern. Im weiteren Verlauf werden die Versuchsflächen auch als Zaunflächen bezeichnet (Abb. 5).

Die Gesellschaften der Klasse der *Molinio-Arrhenatheretea* sind insgesamt mit 10 Zaunflächen vertreten. Hierbei entfallen 5 Zaunflächen auf nährstoffreichere Wiesen der Ordnung *Arrhenatheretalia elatioris* (*Festuco-Trisetetum*, welche durch frische, mehr oder weniger gut versorgte Böden in Verebnungen gekennzeichnet sind. Auf diesen Zaunflächen deckt *Trisetum flavescens* hoch, die ebenfalls kennzeichnenden *Festuca pratensis*-Bestände haben aber seit der Einrichtung zwischen 1999 und 2019 deutlich abgenommen. Laut Angeringer (2007) kann ein Grund dafür die gleichbleibende Bewirtschaftung und damit der stetige Nährstoffentzug und das Fehlen der Bestandeslücken durch die im Zaun ausbleibende Wühltätigkeit sein. Denn außerhalb der Zaunflächen befinden sich noch ausgedehntere *Festuca pratensis*-Bestände (Zaunflächen Nr. 1, 3, 6, 9, 17).

Fünf weitere Zaunflächen gehören der Klasse der *Festuco-Brometea* an. Wiesen auf neutralen bis kalkreichen, wechsellöcherigen Böden wurden von Lepusch (1997) als „*Holco-Brometum*“ klassifiziert und werden in der Folge kurz als „*Brometum*“ bezeichnet. Diese sind charakterisiert durch hohe Anteile an *Bromus erectus* und co-dominantem *Brachypodium pinnatum*. Vor allem in den Brache- und Wechselbrache-Teilflächen dominieren dort oft *Brachypodium pinnatum* oder *Calamagrostis epigejos*. Diese Flächen werden ebenfalls einmal im Jahr (Anfang August) gemäht (Zaunflächen Nr. 4, 12, 14, 15, 16).

Eine floristische Besonderheit stellen im Lainzer Tiergarten Dominanz-Bestände von *Danthonia alpina* dar. Jene auf der Aumüllerwiese wurde als Repräsentant des *Danthonio-Brometum* eingerichtet (Zaun Nr. 8). Die kleinräumige Heterogenität der Aumüllerwiese macht sie zu einer wirklichen Besonderheit, auf der auch seltene Arten wie der Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*), Labkraut-Wiesenraute (*Thalictrum simplex* subsp. *galioides*) und die Späte Brandorchis (*Neotinea ustulata* var. *aestivalis*) vorkommen.

Auf der Glasgrabenwiese waren vor 20 Jahren ausgedehntere Bestände von *Nardus stricta*, weshalb dort auch ein Versuchszaun (Nr. 10) eingerichtet wurde. Unregelmäßige

Mahdrhythmik und massive Wühltätigkeit des Schwarzwildes führen aber zu einem allgemeinen Rückgang des Bürstlings (Köbl 2017).

In der Arbeit von Köbl (2017) wurde gezeigt, dass sich – indiziert durch steigende mN-Werte – die Nährstoffsituation im Zeitraum von 1999 bis 2014 über alle Wiesentypen hinweg verbesserte, trotz Unterlassung der Düngung ab dem Jahr 2000. Laut Zechmeister et al. (2014) wurden im Mittel jährlich ca. 10kg N pro Hektar aus der Luft in den Lainzer Tiergarten eingetragen. Einerseits tragen die Stickstoffimmissionen der Luft (Anderl et al. 2020) zu einer besseren Nährstoffnachlieferung über die Böden bei, zusätzlich schafft eine einmalige Mahd vor allem in den nährstoffreicheren Flächen (*Festuco-Trisetum*) zu wenig Abfuhr von Biomasse, die aber notwendig wäre, um eine Aushagerung der Flächen langfristig zu erzielen (Angeringer 2007).

Köbl (2017) konnte auch eine floristische Homogenisierung der Wiesenflächen durch vereinheitlichte Mahdtermine feststellen. Der Einfluss der Nutzung wird auch in anderen Arbeiten als ein Hauptfaktor für die Veränderung der floristischen Zusammensetzung auf Wiesenflächen genannt (Kolos & Banaszuk 2013; Hansson & Fogelfors 2020; Smith & Jones 1991; Karrer et al. 2010).

Ein interessanter Aspekt bei Köbl (2017) war, dass trotz der Verbesserung der Nährstoffversorgung und auch die Zunahme an Brachezeigern kein signifikanter Rückgang der Artendiversität in den einzelnen Aufnahmen verzeichnet wurde, sondern sogar eine Zunahme der durchschnittlichen Artenanzahlen pro Aufnahme. Demgegenüber nahm aber die Gesamtdiversität des Aufnahmedatensatzes von Kössl gegenüber jener des Pools derselben Aufnahmen bei Leputsch ab.

2.2.2 Untersuchungsdesign und Behandlungsvarianten

Der Versuch ist im Blockdesign angelegt. Eine Zaunfläche entspricht einem Block und umfasst einen Bereich von ca. 12 x 12m. Dieser ist unterteilt in 4 Quadrate zu je 5x5m, welche durch ca. 0,5m breite Laufgänge voneinander getrennt und unterschiedlich bewirtschaftet wurden. So befanden sich in jeder Zaunfläche 4 „Quadranten“ unterschiedlicher Bewirtschaftung (Abb. 6): eine Mahd-Fläche = „Mahd“ (jährlich gemäht laut Vorschriften), eine Wechselbrache-Fläche = „Wechselbrache“ (in allen ungeraden Jahren gemäht, also nur jedes zweite Jahr gemäht lt Vorschriften), eine Vollbrache-Fläche = „Brache“ (nie gemäht ab 2000 bis 2019) und eine Reserve-Fläche = „Reserve“ (ebenfalls jährlich gemäht laut Vorschriften). Die Lage dieser Flächen mit unterschiedlicher Behandlung zueinander war auf den 17 Zaunflächen jeweils zufällig.

Die Entwicklung der Vegetation wurde von 1999 bis 2010 jährlich durch Vegetationsaufnahmen auf verschiedenen Maßstabsebenen dokumentiert; später noch 2015 und 2019. Erste detaillierte Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in der Diplomarbeit von Angeringer (2007) und in Angeringer & Karrer (2008) veröffentlicht.

Durch die kleinräumliche Struktur der Zaunflächen konnte eine direkte gegenseitige Beeinflussung der Quadrate nicht verhindert werden. Dies wurde insofern zum Problem, da nach 20 Jahren teilweise 2-10m hohe Gehölzgruppen der Brachen sowohl oberirdisch durch Beschattung als auch unterirdisch über Wurzelkonkurrenz die Nachbarflächen beeinflussten. Daher wurde im Winter 2019 ein Restaurationsprojekt geplant und eingereicht. Ziel dieses Projekts ist es, die verbuschten Flächen zu schwenden und durch eine einheitliche Bewirtschaftungsmethode die Zaunflächen als reguläre Wiesenflächen zu restaurieren.

Hierfür wurden im Februar 2020 die Gehölzgruppen auf den Brachen und Wechselbrachen entfernt, in dem sie mit Motorsägen bodengleich abgeschnitten wurden. Es wurde darauf geachtet, den Oberboden möglichst nicht zu verletzen.

Ab dem Jahr 2020 werden nun alle Teilflächen innerhalb der Zaunflächen gleichbehandelt und gemäß den Pflegeverträgen einmal im Jahr zu den entsprechenden Terminen wie vorher die Behandlungsvarianten Mahd und Reserve gemäht. Die hierbei entstandenen Vegetationsveränderungen werden wieder mit Vegetationsaufnahmen der einzelnen Behandlungsvarianten dokumentiert und anschließend ausgewertet. Im Falle dieser Diplomarbeit werden ausschließlich die Vegetationsaufnahmen des Jahres 2019 und 2020 für die Auswertung herangezogen.

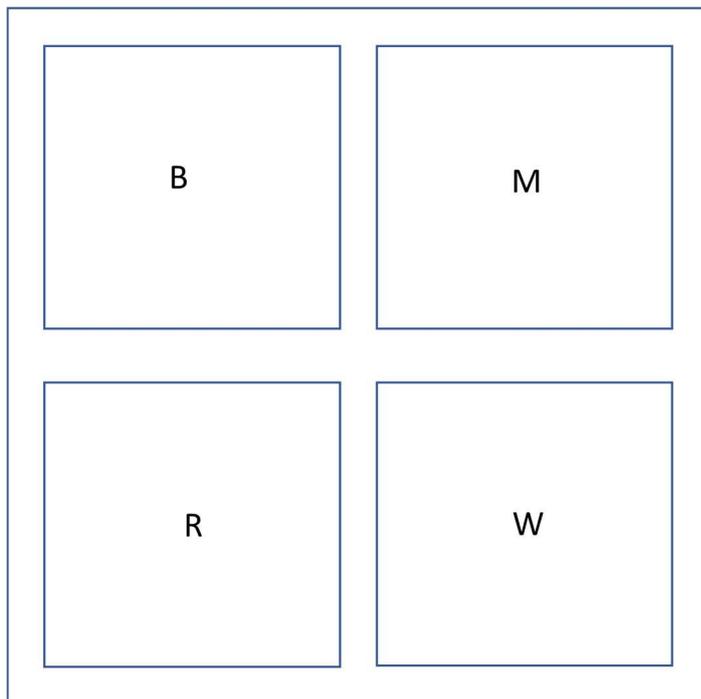


Abbildung 6, Anordnung der Quadrate innerhalb der Zaunfläche, B=Brache (nie gemäht von 2000 bis 2019), M= Mahd (jährlich gemäht), W= Wechselbrache (gemäht in allen ungeraden Jahren, also jedes zweite Jahr gemäht), R= Reserve (jährlich gemäht).

Der Versuch wurde im Blockdesign angelegt mit 3 Behandlungsvarianten und einer Referenzprobe (für die Variante Mahd). Der Block entspricht der gesamten Zaunfläche und beinhaltet die 4 Teilflächen, die den Behandlungsvarianten entsprechen. Das Blockdesign bietet sich in diesem Fall optimal an, da so die Unterschiede zwischen den Blöcken und damit

Unterschiede zwischen den Vegetationen besser wahrgenommen werden (Smilauer & Leps 2014). Die Blöcke wurden in räumlich getrennten (unabhängigen) Wiesenkomplexen angelegt, sodass keine Beeinflussung zwischen den Blöcken stattfinden kann.

Als Faktoren in dem Blockdesign kommen die Behandlungsvarianten Mahd, Wechselbrache, Brache und Reserve (=Referenz zu Mahd) hinzu (wie bereits oben ausführlicher beschrieben).

Weiters spielt der Faktor Jahr eine wichtige Rolle. Zum einen kann der Faktor über eine Zeitspanne von 1999 bis 2020 gesehen werden. In der vorliegenden Arbeit werden die Daten aus dem Jahr 2019 (vor der Maßnahme) und aus dem Jahr 2020 (nach der Maßnahme) gegenübergestellt, um die Auswirkungen der Maßnahmen im ersten Jahr danach zu identifizieren.

Für diesen speziellen Fall würde sich ein „Before-After-Control-Impact“ (kurz BACI) Design für die Untersuchung der Auswirkungen eignen. Da nicht die statische Situation des Jahres 2020 im Vordergrund steht, sondern die Dynamik der Veränderung, hervorgerufen durch eine Maßnahme, dieser experimentelle, manipulative Eingriff im Rahmen eines statistisch korrekt angelegten Versuchs stattgefunden hat, sowie das Vorhandensein der Blocks (zumindest der 3 häufigeren Vegetationstypen) in 5 voneinander unabhängigen, aber mehr oder weniger homogenen Wiesentypen und die Ausgangssituation, also die Base-Line Daten ausführlich bekannt sind, kann von einem wiederholten BACI Design gesprochen werden (Smilauer & Leps 2014).

Die Maßnahme bezieht sich dabei auf die Behandlungsvarianten Brache und Wechselbrache, in denen die Auswirkungen vordergründig zum Tragen kommen. Die Mahd-Variante wird wohl ebenfalls allerdings zum größten Teil indirekt beeinflusst und die Referenz- Fläche könnte als (jedoch nicht unabhängige) Kontrollgruppe gelten.

Gegen eine Anwendung dieses Designs spräche eine gewisse Inhomogenität in den Base-Line Daten in der Ausgangssituation 2019 (vgl. Angeringer & Karrer 2008) also eine unscharfe Abgrenzung der ursprünglich von Lepusch (1999) definierten Vegetationstypen bzw. der sie repräsentierenden Zaunflächen. Im Zuge des von G. Karrer 2019 geplanten und eingerichteten Restaurationsprojektes („WIESREST“) werden die Vordefinitionen gezielt untersucht.

In Tabelle 1 sind die in den Auswertungen verwendeten Umweltparameter übersichtlich dargestellt und deren Definition angegeben. Die Faktoren Veg Typ, Zaun, Beh, Mahdfreq sind rein kategoriale Variablen mit 5 Ausprägungen des Veg Typs, 17 Ausprägungen der Variable Zaun, 4 Ausprägungen der Variable Beh und 3 Ausprägungen der Variable Mahdfreq.

Tabelle 1, Definition verwendeter Faktoren in den Ordinationsmethoden.

Faktor	Definition
Veg Typ	Vegetationstyp, der nach den Kartierungen von Lepusch (1999) einer Aufnahme­fläche zugewiesen wurde (<i>Festuco-Trisetetum</i> , <i>Molinietum</i> , <i>Brometum</i> , <i>Nardetum</i> , <i>Danthonio-Brometum</i>)
Zaun	fortlaufenden Nummerierung der Zäune
Beh	Behandlungsvarianten: Mahd, Wechselbrache, Brache, Reserve-Fläche
Mahdfreq	Mahd Frequenz: abhängig von der Behandlungsvariante wurden folgende „pseudo-quantitative“ Codes verwendet: 0 für keine Mahd (in der Brachfläche), 1 für eine Mahd jedes zweite Jahr (in der Wechselbrache), 2 für jährliche Mahd (in der Mahd- und Reserve-Fläche)
mT, mK, mL, mR, mF	mittlere ungewichtete Zeigerwerte für Licht, Kontinentalität, Temperatur, Reaktion, Feuchtigkeitsversorgung und Nährstoffversorgung der Aufnahmen anhand der pro Aufnahme vorhandenen Gefäßpflanzenarten

2.3 Vegetationskundliche Datenerhebung und Datenverarbeitung

Die Aufnahme der Vegetation erfolgt über die Artmenschätzung der vorkommenden Arten nach Braun-Blanquet (1951), allerdings mit der auf 17 Teile erweiterten Skala (vgl. Bassler et al. 2000).

Eine Vegetationsaufnahme beinhaltet die Schätzung des höchsten „Deckungswertes“ jeder vorkommenden Art innerhalb eines Quadrates.

Der Deckungswert, bzw. die Deckung einer Art ist der Abundanz/Dominanzwert nach Braun-Blanquet (1951) der Art innerhalb der Vegetationsaufnahme. Zur statistischen Weiterverarbeitung wurden die Codes in eine 17-stellige Skala transformiert mit 0 als nicht vorhanden und 17 als bis 100% Deckung.

Die Bestimmung und Nomenklatur erfolgten nach Fischer et al. (2008) der Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol in 3. Auflage.

Tabelle 2, Übersichtstabelle der verwendeten Braun-Blanquet-Codes zur Schätzung der Abundanz/Dominanz-Werte der vorhandenen Arten (nach Karrer 2000) mit Synonymie der jeweiligen Klassen zu Braun-Blanquet (1951) und Beschreibung der Klassenbreite als Deckungswerte in %.

Erweiterter B-B Code	Original B-B Code	Klassenbreite (in % Deckung)	Klassenmittelpunkt (in % Deckung)	Transformierte Codes	Definition nach Abundanz= Individuenzahl
r	R	<0,2	0,1	1	1 großes Individuum 1-2 mittlere Individuen 1-5 kleine Individuen
+	+	0,3-0,9	0,6	2	2-4 große Individuen 3-10 mittlere Individuen 10-20 kleine Individuen
1a	1	1-1,9	1,5	3	Nahe der unteren Grenze von 1 4-10 sehr große Individuen 200-1000 kleine Individuen
1	1	2-3,9	3	4	4-10 sehr große Individuen oder 200-1000 kleine Individuen
1b	1	4-5	4,5	5	Nahe der oberen Grenze von 1
2a	2	6-11	8,5	6	Nahe der unteren Grenze von 2
2	2	12-19	15,5	7	Kernbereich von 2
2b	2	20-25	22	8	Nahe der oberen Grenze von 2
3a	3	26-32	29	9	Nahe der unteren Grenze von 3
3	3	33-44	38,5	10	Kernbereich von 3
3b	3	45-50	47	11	Nahe der oberen Grenze von 3
4a	4	51-56	53	12	Nahe der unteren Grenze von 4
4	4	57-68	62,5	13	Kernbereich von 4
4b	4	69-75	72	14	Nahe der oberen Grenze von 4
5a	5	76-81	78	15	Nahe der unteren Grenze von 5
5	5	82-94	88	16	Kernbereich von 5
5b	5	95-100	97,5	17	Nahe der oberen Grenze von 5

Die gesamte Erfassung der Vegetation erfolgte über die gesamte Vegetationsperiode der jeweiligen Jahre hinweg, aber jedenfalls an 3 Erhebungsterminen, die folgendermaßen über die Vegetationsperiode verteilt waren (Tab. 3):

Tabelle 3, Erhebungsperioden der Abundanz/Dominanzwerte der Vegetation auf den 68 Quadranten sowie Mahdtermine der Zaunflächen in den Jahren 2019 und 2020

1. Periode	2. Periode	3. Periode	Mahdtermin <i>Festuco- Triseteten</i>	Mahdtermin <i>Brometen, Molinieten, <u>Danthonio- Brometum</u> und <u>Nardetum</u></i>
19.-30.6.2019	29.7.-1.8.2019		1.7.2019	5. und 6.8.2019
2.6.2020	30.5-9.6.2020	7.8.2020	2.7.2020	28. und 29.7.2020

Tabelle 4, ausgewiesene Mahdtermine der Wiesenflächen auf denen sich die untersuchten Zäune befinden (Forstverwaltung Lainzer Tiergarten, schriftl. Mitteilung von Ing. Daniel Gattermeyer).

Wiesenname	Zaunfläche	Vegetationstyp	frühester ausgewiesener Mahdtermin
Große Grünauer Teichweise	1	<i>Festuco-Trisetum</i>	1.Juli
Scheibenwiese	2	<i>Molinietum</i>	1.August
Kleine Stockwiese	3	<i>Festuco-Trisetum</i>	1.Juli
Hüttgrabenwiese	4	<i>Brometum</i>	1.Juli
Kaltbründlwiese	5	<i>Molinietum</i>	1.Juli
Große Kleefrische Wiese	6	<i>Festuco-Trisetum</i>	1.Juli
Laaber Kaiserzipfwiese	7	<i>Molinietum</i>	1.Juli
Aumüllerwiese	8	<i>Danthonio-Brometum</i>	1.August
Kaltbründlwiese	9	<i>Festuco-Trisetum</i>	1.Juli
Glasgrabenwiese	10	<i>Nardetum</i>	1.Juli
Pölzerwiese	11	<i>Molinietum</i>	1.Juli
Bärenbergwiese	12	<i>Brometum</i>	1.Juli
Wildpretwiese	13	<i>Molinietum</i>	1.Juli
Nikolaiwiese	14	<i>Brometum</i>	1.August
Kaltbründlwiese	15	<i>Brometum</i>	1.Juli
Kleine Grünauer Teichweise	16	<i>Brometum</i>	1.Juli
Dianawiese	17	<i>Festuco-Trisetum</i>	1.Juli

Um die Frühjahrsgeophyten wie *Ficaria verna* und winterannuelle Arten, wie *Veronica arvensis* mit ihren höchsten Abundanz/Dominanzwerten aufnehmen zu können, wurde der erste Begehungstermin der Flächen zeitig im Frühjahr (April) angesetzt. An diesem Termin wurden alle Flächen sorgfältig kontrolliert und bereits auf erste Veränderungen in den Abundanz/Dominanz-Werten der Frühjahrsgeophyten nach der erfolgten Entbuschung im Februar untersucht. Im Frühjahr 2019 fanden keine Frühjahrsbegehungen statt.

Die Hauptaufnahmeperiode wurde Anfang Juni gelegt, von 30. Mai bis 9. Juni, da in diesem Zeitraum die Hauptblütezeit der meisten dominanten Gräser, wie z.B. *Arrhenatherum elatius* und *Bromus erectus*, ist und diese auch voll entwickelt mit ihren höchsten Deckungswerten im Laufe der Vegetationsperiode vorhanden sind. Ebenso sind die meisten co-dominanten krautigen Arten, wie z.B. *Cruciata laevipes* oder *Clinopodium vulgare* in diesem Zeitraum mit ihren höchsten Deckungswerten in den Flächen vorhanden. Im September 2020 erfolgte eine Nachkontrolle der Zaunflächen um späte Arten, wie Vertreter der Gattungen *Gentianopsis* oder *Gentianella*, aufzunehmen. Im Herbst 2019 fiel die Nachkontrolle im September aus.

Die Mahd erfolgte sowohl 2020 als auch 2019 in 2 Perioden, da die unterschiedlichen Vegetationstypen unterschiedliche Mahdzeitpunkte erfordern (Tab. 4). So wurden die 5 Wiesen vom Typ *Festuco-Trisetum* sowohl 2019 als auch 2020 Anfang Juli gemäht. Laut ÖPUL Vorschriften ab 2000 durften Biodiversitätsflächen erst ab dem 1. Juli gemäht werden, was somit eingehalten wurde. Der frühere Mahdtermin dieser Flächen wird so begründet, da ihre Vegetationsdecke sich durch die bessere Nährstoffversorgung rascher entwickelt. Das bedeutet, dass die vorhandenen Arten bereits relativ zu den jenen der Magerwiesen früher voll entwickelt sind und Samen produziert haben. Durch die Mahd werden Gaps eröffnet, die von sogenannten „Satellite Species“ (Hanski 1982) aber auch von den dominanten Gräsern als Safe Sites für die Keimung (Starzinger 2001, Karrer 2019) genutzt werden können.

Die restlichen 12 Zaunflächen mit 5 *Brometen*, 5 *Molinieten*, dem *Nardetum* und dem *Danthonio-Brometum* wurden sowohl 2019 als auch 2020 Anfang August gemäht.

Aus Kontinuitätsgründen wurde im Langzeit-Monitoringversuch dieser Termin bis 2020 eingehalten - auch als der frühestmögliche Mahdtermin der umgebenden Wiesen zum Teil um ein halbes Jahr vorversetzt wurde.

Die mageren Wiesen sind wegen ihrer schlechteren Nährstoffversorgung langsamer in ihrer saisonalen Entwicklung. Das heißt, die meisten Pflanzenarten brauchen in der jeweiligen Vegetationsperiode länger, um vollkommen ausgewachsen zu sein, und damit blühen und fruchten sie auch später. Eine zu frühe Mahd würde in diesen Systemen das Fortbestehen der rein generativ verbreiteten Arten verhindern und so zu einem Artenverlust führen. Eine Mahd ist jedoch unabdingbar, um die sehr dominanten Arten, wie *Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum* und *Molinia caerulea* agg. möglichst zurückzudrängen, um anderen Arten genügend Möglichkeiten zur Existenz zu bieten.

In den Quadraten der Zaunflächen sind konkurrenzschwächere Gräser und krautige Arten vorhanden, die von den dominanten Gräsern im ersten Aufwuchs unterdrückt werden, jedoch durch reichliche Innovationstriebbildung, bzw. regenerativen Austrieb, wie *Alopecurus pratensis* im zweiten Aufwuchs höhere Deckungswerte bilden können, da dann auch nach der Mahd die Konkurrenzkraft der dominanten Gräser geschwächt ist. Um diese Arten mit ihren höchsten Deckungswerten aufnehmen zu können, wurde eine Nachkontrolle im September 2020 und 2019 durchgeführt, bei der vor allem der Fokus auf spät austreibenden Arten lag, wie *Gentianella austriaca* und *Gentianopsis ciliata*.

Für die hier vorliegende Arbeit wurden die Moose nicht berücksichtigt. Sie spielen nur in sehr mageren Systemen eine Rolle (z.B. *Nardetum*, sehr feuchte *Molinieten* wie Zaun 2; vgl. auch Ellenberg 1996).

Zusätzlich wurde für jede Behandlungsvariante in den Zaunflächen die Bedeckung des Bodens durch die einzelnen Vegetationsschichten im Zuge jeder Erhebungsperiode geschätzt. In folgender Tabelle sind die Vegetationsschichten und andere Variable definiert.

Tabelle 5, Abkürzungen für die geschätzte Deckung der Vegetationsschichten und anderer Variablen.

DeckK	Bedeckung des Bodens durch die Krautschicht; jener Anteil der Fläche, der von den Gefäßpflanzen der Krautschicht bedeckt ist; wurde in Prozent geschätzt
Streu	Bedeckung des Bodens durch die Streuschicht; jener Anteil der Fläche, der von Streu bedeckt ist; wurde in Prozent geschätzt
Erde	Bedeckung des Bodens durch die blanke Erde; jener Anteil der Fläche, der nicht durch die Krautschicht, Moosschicht oder die Streuauflage bedeckt ist; wurde in Prozent geschätzt
DeckM	Bedeckung des Bodens durch die Moosschicht, jener Anteil der Fläche, der von Moos bedeckt ist, wurde in Prozent geschätzt. Sie wurde jedenfalls erhoben, jedoch ihre Artenzusammensetzung bei der Auswertung nicht berücksichtigt.
DeckB	Bedeckung des Bodens durch die Baumschicht, jener Anteil der Fläche, der von der Baumschicht (Gehölze und Sträucher >2m Höhe) bedeckt ist, wurde in Prozent geschätzt
Überdeckung	Das Ausmaß von übereinander liegenden Pflanzenteilen in der Krautschicht, egal welcher Art. Dieser Anteil entspricht zumindest grob der Summe der einzelnen Ab/Do-Werte von mehreren Arten innerhalb derselben Schicht ergibt. Dabei können sich weit mehr als 100 % Überdeckung errechnen lassen.

Die Kraut-, Moos- und Streuschichten werden unabhängig voneinander geschätzt und können jede für sich nicht mehr als 100% ausmachen. Jedoch kann keine Schicht in Summe mit der blanken Erde mehr als 100% ausmachen.

2.3.1 Weiterverarbeitung der Daten

Die Übertragung der Rohdaten in digitale Form erfolgte unter Nutzung des Programms HITAB5 (Wiedermann 1995). Die Codes für die Abundanz/Dominanzwerte der einzelnen Vegetationsaufnahmen wurden in Excel in die 17-stellige Skala transformiert und mit HITAB zu einer gesamten Datenmatrix zusammengeführt. Die aus HITAB5 exportierte Roh-tabelle wurde um wichtige die Aufnahmen beschreibende Variablen ergänzt (Kopfdaten, bzw. Umweltdaten und Behandlungsvarianten) und dann so weit umgearbeitet, dass sie ohne Probleme in die Programmpakete CANOCO 5.2 (Ter Braak & Smilauer 2018) und PCOrd 6 (McCune & Mefford 2011) eingelesen werden konnten.

Die Stetigkeit der Arten im Datensatz war auch in der Roh-tabelle aus HITAB5 angegeben.

Für die deskriptive Behandlung des Gesamtdatensatzes wurde die Baumschicht ebenfalls berücksichtigt. Für die Beschreibung des Artenwandels wurde aber nur der Datensatz der Krautschicht verwendet, weil die Arten der Baumschicht ja im Versuch manipuliert wurde. Es soll jedoch die Reaktion der „nicht-manipulierten“ Vegetation, in unserem Fall der Krautschicht, untersucht werden, weswegen ein weiterer Datensatz erstellt wurde, aus dem alle

Arten der Baumschicht (betrifft nur 2019) gelöscht wurden, um sie so bei den Auswertungen nicht zu berücksichtigen.

2.3.2 Berechnung der mittleren ökologischen Zeigerwerte

In Ermangelung von auf den konkreten Probeflächen gemessenen Umweltparametern wurden als Interpretationshilfe auch die mittleren ungewichteten ökologischen Zeigerwerte in HITAB5 gerechnet (dort leider nur als arithmetisches Mittel). Die zugrundeliegenden Zeigerwerte sind jene, die von Karrer (vgl. Englisch & Karrer 2001) auch auf der homepage der BOKU einsehbar sind (siehe <https://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/>).

Während die mR- und mK-Werte im Jahresvergleich zwischen 2019 und 2020 kaum Änderungen erwarten lassen, kann es bei mL, mT, mF und auch mN zu einer Änderung durch die Versuchsmaßnahme (Entbuschung) kommen.

2.3.3 Erhobene Art-Merkmale der Arten

Für die genauere Untersuchung der Reaktion der Arten nach erfolgter Entbuschungsmaßnahme und Änderung des Nutzungsregimes wurden Art-Merkmale für die im Datensatz vorhandenen Arten erhoben.

Tabelle 6 gibt einen Überblick über die Art-Merkmale, die für jede Art erhoben wurden, sowie deren Bezugsquelle. Eine vollständige Art-Trait Liste befindet sich im Anhang (Tab. 37).

Tabelle 6, Verwendete Art-Merkmale der Arten in der Trait- Analyse sowie die Bezugsquelle.

Art-Merkmal	Datenquelle
Strategietyp (nach Grime)	BIOLFLOR
Reproduktionstyp	BIOLFLOR
Diasporenbanktyp	Thompson et al. (1997), Bing (2000)
Ausbreitungsstrategie	LEDA Datenbank
Ausbreitungssvektor	LEDA Datenbank

Das Art-Merkmal „Strategietyp (nach Grime)“ wurde folgendermaßen unterteilt:

C: hoch **kompetitive Arten** mit hoher durchschnittlicher Relativer Wachstumsrate und einer effektiven Umsetzung von Ressourcen in konkurrenzbehindernde Biomasse.

S: **stresstolerante Arten**; im Falle des Lainzer Tiergartens handelt es sich vor allem um Arten, die mit Trockenstress gut zurechtkommen, jedoch anhand ihrer Biologie die vorhandenen Ressourcen nicht so rasch in raumgreifende Biomasse umwandeln können und daher oft in besser versorgten Flächen eher benachteiligt sind.

R: **ruderales Arten**, die vor allem durch eine kurze Lebensdauer und einen raschen Generationenwechsel gekennzeichnet sind, sie treten oft nach Störungen in Massen auf und sind oft kennzeichnend für die erste Phase der Sukzession

CS, CR, SR, CSR: **Mischtypen 1. Grades**; hierbei handelt es sich um nicht eindeutig ausschließlich einem Strategietyp zuordenbare Arten; solche Arten werden daher als Mischformen aus jenen Strategietypen eingestuft, die jeweils am ehesten ausgeprägt sind.

Hierfür wurden Daten aus der Online Datenbank BIOLFLOR verwendet, nach kritischer Beurteilung der Gültigkeit.

Im Zuge der näheren Untersuchung der wieder aufgetauchten Arten wurde der Grime-Strategietyp der Arten untersucht.

Ebenso wurden die Daten für das Art-Merkmal „Reproduktionstyp“ aus der Onlinedatenbank BIOLFLOR herangezogen. Auch diese Angaben wurden kritisch auf Plausibilität geprüft. Hierbei werden folgende Ausprägungen des Art-Merkmals unterschieden:

V = sich rein vegetativ, also klonal ausbreitende Arten

G = sich rein generativ, also über Samen, ausbreitende Arten

VG = sich sowohl generativ als auch vegetativ ausbreitende Arten

VVG = Arten, die sich überwiegend vegetativ, aber auch generativ ausbreiten

VGG = Arten, die sich überwiegend generativ, aber auch vegetativ ausbreiten

Da viele Arten nach einem heftigen Freistellungsereignis und dem damit verbunden erhöhten Lichtgenuss leicht zur Keimung angeregt werden, wenn Diasporen Oberflächen-nah liegen und somit auch aus der Diasporenbank im Boden einwandern können, wurde das Art-Merkmal „Diasporenbanktyp“ erhoben. Daten hierfür wurden aus Thompson et al. (1997) und aus der Dissertation von Bing (2000) entnommen. Es wurden folgende Diasporenbanktypen unterschieden:

T: Arten mit rein transienten Diasporenbanken

S: Arten mit kurzzeitpersistenten Diasporenbanken

L: Arten mit langzeitpersistenten Diasporenbanken

TL: Arten, bei denen Diasporen sowohl in der transienten als auch in der lang-Zeit persistenten Diasporenbank vorhanden sind

TS: Arten, bei denen Arten sowohl in der transienten als auch in der kurzzeitpersistenten Diasporenbank vorhanden ist

TSL: Arten, bei denen keimfähige Diasporen in jedem Typ von Diasporenbank vorhanden sind

Da große Störungen oft mit der Entstehung von Gaps verbunden sind, wird vielen Arten eine „Etablierungschance“ in jener gestörten Fläche geboten. Allerdings tauchen in gestörten Flächen oft auch Arten auf, die sich nicht in der unmittelbaren Umgebung der Störstelle

befinden. Daher spielt die Ausbreitungsstrategie der Arten eine wesentliche Rolle, vor allem in jenem Artenspektrum, welches sich erst nach erfolgter Maßnahme in den Quadraten etabliert. Somit wurde ebenfalls das Art-Merkmal „Ausbreitungsstrategie“ erhoben. Dieses Art-Merkmal beinhaltet folgende Ausprägungen.

Tabelle 7, Definitionen der verwendeten Diasporen-Ausbreitungstypen.

Ausbreitungsart	Definition
anemochor	Ausbreitung durch Wind, entweder direkt durch kleine leichte Diasporen, Diasporen mit Kallus, Haare, Pappus, Ballons oder Flügel, oder indirekt durch Windstreuung
anthropochor	Ausbreitung durch Menschen, über Agrarkultur, Arbeitsgeräte, Maschinen oder Transportgeräte
autochor	Selbst ausgebreitet, durch simples Fallenlassen der Diasporen (wird oft separat als barochor bezeichnet), meist aber durch explodierende Kapseln, Selbst-Deposition durch aktives Vergraben oder Bewegen, hygroskopische Bewegung
dysochor	Verstecken oder Vergraben der Diasporen durch Tiere
endozoochor	Aufnahme der Diasporen in den Verdauungstrakt von Vögeln oder Säugetiere und Ausscheidung
epizoochor	Diasporen mit Vorrichtungen zur Anheftung an Tieren
semachor	Diasporen, die sowohl zoochor als auch anemochor ausgebreitet sind, Sammelbegriff für Arten mit einem breiten Spektrum an Ausbreitungstypen

2.4 Multivariate Analysen

2.4.1 Testen der Artenbilanzen

Die Artenbilanzen zwischen dem Erhebungsjahr 2019 und 2020 wurden mit einer ANOVA auf Signifikanz getestet. Hierfür wurde das Programm R Version 3.6.2 verwendet.

Vorab wurden die Daten auf Normalität mit einem Shapiro Wilks Test getestet.

2.4.2 Indirekte Gradienten Analyse

Für eine Multivariate Auswertung des Datensatzes wurde eine *Nicht metrische multidimensionale Skalierung* (kurz NMDS) gewählt. Da der Datensatz 298 Arten beinhaltet, die unregelmäßig über insgesamt 136 Aufnahmen verteilt sind (Abbildung 7) wird von einem inhomogenen Datensatz gesprochen (McCune & Grace 2002; McCune & Mefford 2011). Da die NMDS die Verwendung eines relativierenden Distanzmaßes erlaubt und eine Reihung der Distanzmaße vornimmt wird sie durch eine Heterogenität im Datensatz weniger stark beeinflusst, als z.B. metrische Methoden. Ebenso ist diese Methode unempfindlicher gegenüber nicht normalen oder anders skalierten Daten (Hufkens et al. 2009; McCune & Grace 2002) weswegen die NMDS die bessere Methode ist, um unseren Datensatz auszuwerten.

Die transformierten Abundanz/Dominanz-Werte der Arten der 136 Aufnahmen dienen als Antwortvariablen. Die Werte der Umweltfaktoren dienen als erklärende Variablen (Tab. 38).

2.4.3 Redundanzanalyse und Untersuchung der Reaktion ausgewählter Art-Merkmale

Unter „Art-Merkmale“ sind +/- funktionelle Pflanzenmerkmale zu verstehen, die artspezifisch sein sollen (Grime 2006). Dieser Autor deutet in seiner Arbeit über Konvergenz, bzw. Divergenz der Art-Merkmale an, dass möglicherweise nicht die Konkurrenz um Ressourcen, sondern das Störungsregime der Vegetation der ausschlaggebende Mechanismus für die Existenz verschiedener Art-Merkmale innerhalb einer Pflanzengesellschaft ist.

Um festzustellen, ob ein Zusammenhang zwischen dem Störungsregime, also der Entbuschungsmaßnahme und dem geänderten Nutzungsregime, und den Art-Merkmalen besteht, wurde eine Redundanzanalyse in CANOCO 5.2 durchgeführt.

Bei den erhobenen Art-Merkmalen (Tabelle 37) handelt es sich rein um qualitative Art-Merkmale, die bei der Analyse daher als kategoriale Variablen behandelt werden. Ausprägungsstufen der Art-Merkmale werden als quantitative Merkmale codiert mit den Werten 0 und 1. Die Analyse wurde in CANOCO 5.2 durchgeführt.

Zunächst wurden die Abundanz/Dominanz-Werte der vorhandenen Arten für die Berechnung der Mittelwerte der Art-Merkmale in den einzelnen Aufnahmen standardisiert.

Mit der Trait-Average Funktion in CANOCO 5.2 wird die jeweilige Ausprägungsstufe der Art-Merkmale der Art in der Aufnahme mit den Ausprägungsstufen der Artmengen

(Abundanz/Dominanz-Werte) in den jeweiligen Aufnahmen gewichtet ermittelt, um so eine nach Artmengen gewichtete „Trait-Average“ Tabelle für die einzelnen Aufnahmen zu berechnen.

Diese Tabelle dient als Grundlage für die Durchführung einer Constrained Ordination, um die Variation der Aufnahmepunkte im multivariaten Trait-Raum mit den Umweltvariablen in Verbindung zu setzen. Die in diesem Fall durchgeführte sogenannte Redundanz-Analyse erzeugt eine Grafik, in der die Aufnahmen entsprechend ihren Trait-Mittelwerten in Bezug mit den Umweltvariablen dargestellt werden können.

Die Trait-Average Werte dienen als sogenannte Antwortvariablen (quasi wie die Art-Mengen) in den Aufnahmen, während die Umweltvariablen als erklärende Variablen dienen.

Um die Übersichtlichkeit der erstellten Grafik zu gewährleisten und leichter die Beziehung zwischen den Umweltvariablen und den Ausprägungen der Art-Merkmale gewährleisten zu können, wurde jeweils eine eigene Redundanzanalyse für die Umweltvariablen „Zeit“, „Behandlungsvariante“, „Veg typ“ und die Zeigerwerte „mL“, „mF“, „mN“, „mR“ und „mT“ gerechnet.

Der Faktor Zeit spielt eine wichtige Rolle, da der Fokus in dieser Arbeit vor allem auf dem Vergleich zwischen vor und nach der Maßnahme liegt. Die Umweltvariable Jahr wurde mit den Ausprägungen 2019 und 2020 dargestellt und in Verbindung mit den Art-Merkmalen gesetzt, um eventuell feststellen zu können, ob es gewisse Trait-Ausprägungen gibt, die vor allem 2020, also nach der Maßnahme, stärker ausgeprägt sind.

Die Teilflächen innerhalb jeder Zaunfläche unterscheiden sich in ihrer floristischen Beschaffenheit unter anderem auch deswegen, weil sie seit 1999 unterschiedlich bewirtschaftet wurden. Daher ist die Behandlungsvariante ein wichtiger Faktor in diesem Versuch und wurde deshalb ebenfalls in einer eigenen Redundanz-Analyse dargestellt.

Da die Zaunflächen verschiedenen Vegetationstypen zugehören, wurde der Umweltfaktor „Veg typ“ ebenfalls in einer eigenen Redundanz-Analyse dargestellt, um mögliche stärkere Ausprägungen der Art-Merkmale in Zusammenhang mit den gegebenen (unabhängigen) Umweltvariablen gegenüber den beeinflussbaren Umweltvariablen (Vorangegangene Mahdrhythmik) zu erkennen.

Die Zeigerwerte für Licht, Feuchtigkeits-, und Nährstoffversorgung, Bodenreaktion und Temperatur ergeben sich aus den beteiligten Arten. Da durch die Entbuschung eine massive Störung und damit auch eine Verschiebung der Artengarnitur stattgefunden hat, ändern sich auch die Zeigerwerte, weshalb es interessant war, nachzusehen, ob gewisse Zusammenhänge bestimmter Traits mit bestimmten Zeigerwerten bestünden.

2.5 Taxonomie der beteiligten Sippen

Die Unterscheidung und Bestimmung der im Lainzer Tiergarten angetroffenen Sippen erfolgte nach dem taxonomischen Konzept von Fischer et al. (2008). Die Ansprache einzelner morphologisch im Gelände unbefriedigend abgrenzbarer Sippen erfolgte vereinzelt konservativ. Z. B. konnte zwar morphologisch eindeutig ansprechbare (niedrig-ploide) *Molinia caerulea* s.str. in 2 Zaunflächen in Form von Einzelindividuen nachgewiesen werden, die hochpolyploide in Fischer et al. (2008) als *Molinia arundinacea* bezeichnete Sippe trat aber überall und durchwegs als dominante Sippe auf. Deshalb wurde auf deren Unterscheidung für diese Analyse verzichtet und alle Pfeifengräser unter *Molinia caerulea* agg. geführt und als *Molicaer* abgekürzt.

3 Ergebnisse

3.1 Überblick über den Datensatz

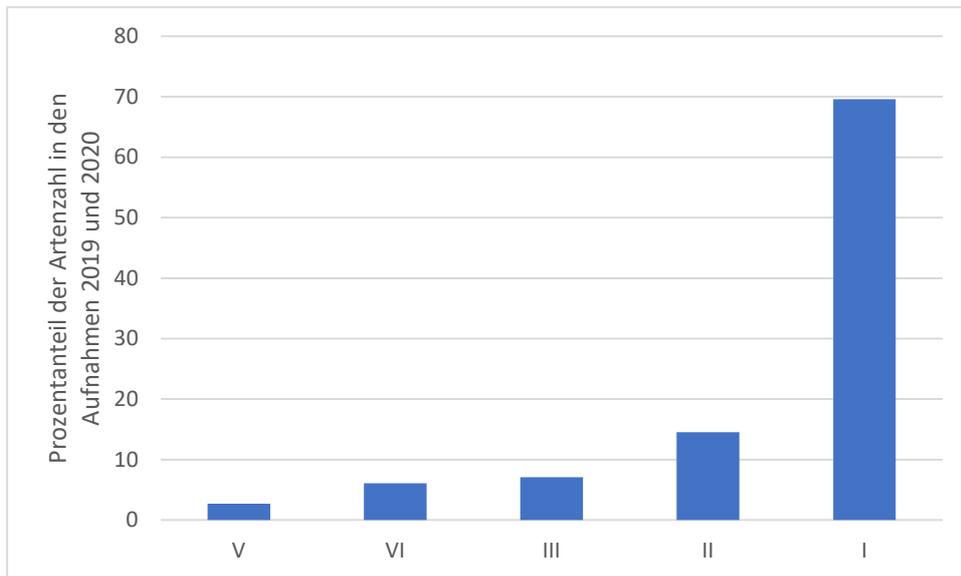


Abbildung 7, Verteilung der Arten in den 5 Stetigkeitsklassen bezogen auf alle 136 Aufnahmen aus 2019 und 2020 inklusive der Baumschichtarten.

Abbildung 7 zeigt, wie viel Prozent der in dem Datensatz - mit 136 Aufnahmen aus beiden Jahren (2019 und 2020) inklusive der Baumschichtarten - vorkommender Arten sich in der Stetigkeitsklasse V, VI, III, II und I befinden. Stetigkeits-Klasse V entspricht allen Arten, die in mehr als 80% der Aufnahmen vorkommen. Klasse VI entspricht allen Arten, die in 60 bis 80% aller Aufnahmen vorkommen, Klasse III in 40 bis 60%, Klasse II in 20 bis 40% und Klasse I in 0 bis 20%. Hierbei entsprechen 100% Vorkommen in allen 136 einzelnen Aufnahmen.

In Abbildung 7 ist ersichtlich, dass nur ein kleiner Anteil von knapp 5% der vorkommenden Arten in über 80% aller Aufnahmen vorkommt. Der größte Teil der Arten befindet sich in Stetigkeitsklasse I, was bedeutet, dass diese Arten meist in nur einer einzigen Aufnahme vorkommen. Das macht den gesamten Datensatz - alle 136 Aufnahmen aus den Jahren 2019 und 2020 inklusive der Baumschichtarten - sehr heterogen, weswegen die Darstellung der Aufnahmen im floristischen Raum durch die nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung gewählt wurde (McCune & Grace 2002; McCune & Mefford 2011).

Alle sich im gesamten Datensatz – 136 Aufnahmen aus den Jahren 2019 und 2020 inklusive der Baumschichtarten - befindenden Arten gereiht bezüglich ihrer Stetigkeit befinden sich im Anhang 7.2 in Tabelle 37.

Tabelle 8, Auflistung der Arten aus der Stetigkeitsklasse V.

Art	Stetigkeit (in % der Aufnahmen)
<i>Festuca rubra</i>	96
<i>Galium verum</i>	93
<i>Filipendula vulgaris</i>	91
<i>Carex tomentosa</i>	90
<i>Brachypodium pinnatum</i>	88
<i>Dactylis glomerata</i>	86
<i>Calamagrostis epigejos</i>	85
<i>Viola hirta</i>	83

Tabelle 8 kann man entnehmen, dass es nur 4 Arten gibt, die in $\geq 90\%$ der Aufnahmen vorkommen. *Festuca rubra* kommt in 96% der Aufnahmen vor und ist damit die häufigste Art. Danach zählen noch *Galium verum*, *Filipendula vulgaris* und *Carex tomentosa* zu jenen 4 Arten.

3.1.1 Gegenüberstellung der Pflanzenarten 2019 und 2020

Es befanden sich insgesamt 318 Arten im gesamten, beide Erhebungsjahre umfassenden Datensatz inklusive der Baumschichtarten. Davon entfielen 58 Arten auf Grasartige, 29 Arten auf Gehölze (bezogen auf Arten in der Baumschicht, sowie der Krautschicht), 208 Arten auf Krautige und 3 Arten auf Orchideen. Ohne Baumschicht befanden sich 298 Arten im Datensatz mit 136 Aufnahmen aus den Jahren 2019 und 2020.

Im Jahr 2019 befanden sich 270 Arten im Datensatz inklusive der Baumschichtarten, 249 Arten in der Krautschicht und im Jahr 2020 befanden sich 290 Arten im Datensatz in der Krautschicht.

Der Tabelle 9 kann man entnehmen, dass in allen Zaunflächen, außer Zaun Nr. 12, 5 und 8, die Artenbilanz in der Krautschicht von 2019 auf 2020 positiv ist. Hierbei muss allerdings erwähnt werden, dass die Differenz der Anzahlen zwischen 2020 und 2019 nicht als effektive Zunahme gewertet werden kann, da einige Arten von 2019 auf 2020 aus den Aufnahmeflächen verschwunden sind. Allfällige Verluste wurden aber zumeist durch Zugewinne mehr als kompensiert.

Tabelle 9, Überblick der gesamten Anzahl an Arten in den einzelnen Zaunflächen und Mittelwerte für die 3 häufigeren Vegetationstypen im Jahr 2019 und 2020.

Vegetationstyp	Zaun Nr.	Artenzahlen 2019	Artenzahlen 2020
<i>Brometum</i>	4	94	116
<i>Brometum</i>	12	96	94
<i>Brometum</i>	14	82	93
<i>Brometum</i>	15	94	114
<i>Brometum</i>	16	81	91
<i>Molinietum</i>	2	65	70
<i>Molinietum</i>	5	91	90
<i>Molinietum</i>	7	91	109
<i>Molinietum</i>	11	79	97
<i>Molinietum</i>	13	92	95
<i>Festuco-Trisetum</i>	1	77	79
<i>Festuco-Trisetum</i>	3	87	104
<i>Festuco-Trisetum</i>	6	59	67
<i>Festuco-Trisetum</i>	9	72	87
<i>Festuco-Trisetum</i>	17	65	66
<i>Danthonio-Brometum</i>	8	84	77
<i>Nardetum</i>	10	70	76
MW <i>Brometen</i>		89,4	101,6
MW <i>Festuco-Triseteten</i>		72	80,6
MW <i>Molinieten</i>		83,6	91,6

Im Mittel kann eine Zunahme der Artenzahlen in allen Vegetationstypen verzeichnet werden (Tab. 10), außer im *Danthonio-Brometum*, welches eine Abnahme an vorhandenen Arten erfährt. Zu diesen nun fehlenden Arten zählen *Ranunculus acris*, *Galium pumilum*, *Cynosurus cristatus*, *Campanula rotundifolia*, *Hypochaeris radicata*, *Genista tinctoria*, *Leucanthemum ircutianum* und *Veronica officinalis*; außer *Galium pumilum* und *Genista tinctoria*, kamen diese Arten bereits im Jahr 2019 nur ganz vereinzelt und im Laufe der gesamten Erhebungsperiode eher sporadisch vor. *Galium pumilum* und *Genista tinctoria* sind jedoch gekennzeichnet durch höhere Deckungswerte in den Anfangsjahren (von 1999 bis ca. 2001) gefolgt von einer steten Abnahme der Deckungswerte bis zu den beiden aktuellen Erhebungen im Jahr 2019 und 2020.

In den *Brometen* und *Festuco-Triseteten* werden im Jahr 2019 ca. $\frac{3}{4}$ aller in diesem Vegetationstyp vorkommenden Arten von krautigen Pflanzen gestellt, nur ca. $\frac{1}{4}$ aller Arten von Grasartigen. 2020 bleibt das Verhältnis gleich (Tab. 40).

In den *Molinieten* macht der Anteil der krautigen Arten im Jahr 2019 46% aus, der Anteil der Grasartigen 54%. Interessanterweise ändert sich das Verhältnis zwischen Krautigen und Grasartigen im Jahr 2020 nämlich zu 57% Krautigen versus 43% Grasartigen (Tab. 40).

Im *Danthonio-Brometum* sind in beiden Jahren ca. 70% der in diesem Vegetationstyp vorkommender Arten Krautige und 30% Grasartige (Tab. 40).

Im *Nardetum* sind es hingegen in beiden Jahren nur 60% Krautige und ca. 40% Grasartige (Tab. 40). Tabelle 10 zeigt die Zäune sortiert nach den Vegetationstypen mit den Anzahlen der Arten die sowohl in den Jahren 2019 und 2020, nur im Jahr 2019 und nur im Jahr 2020 vorkommen.

Generell kann Tabelle 10 entnommen werden, dass in allen Zaunflächen, außer Zaun Nr. 8, im Jahr 2020 Arten dazugekommen sind, die im Jahr 2019 nicht vorhanden waren. Im Durchschnitt haben die Zäune des Vegetationstypes *Brometum* mit 18,4 dazugekommenen Arten die meisten „Einwanderer“. Mit durchschnittlich 9,6 neu dazugekommenen Arten im Jahr 2020 haben die Zäune des Vegetationstypes *Molinietum* die wenigsten Wiedereinwanderer zu verzeichnen. Die Zäune des *Festuco-Trisetetum* liegen mit durchschnittlich 10,9 Arten knapp vor den *Molinieten*.

Im *Danthonio-Brometum* wurde keine neu dazugekommene Art entdeckt. Im *Nardetum* wurde 10 Arten dazugewonnen.

In den *Festuco-Trisetetum*-Zaunflächen ist die Anzahl an verschwundenen Arten mit durchschnittlich 4,4 Arten im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen am niedrigsten.

Die *Molinietum*-Zaunflächen durchschnittlich 4,6 Arten verloren und die *Brometum*-Zaunflächen haben im Durchschnitt 6,2 Arten im Verlauf von 2019 auf 2020 verloren.

Tabelle 10, Artenbilanzen auf den Zaunflächen (sortiert nach Vegetationstyp) für 2019 und 2020.

Zaun Nr.	Vegetationstyp	Anzahl an Arten, die			
		2019 und 2020 gleich sind	2020 verschwunden sind	2020 dazugekommen sind	2020 gänzlich neu in der Zaunfläche sind
4	<i>Brometum</i>	89	5	27	13
12	<i>Brometum</i>	82	14	12	4
14	<i>Brometum</i>	77	5	16	9
15	<i>Brometum</i>	90	4	24	8
16	<i>Brometum</i>	78	3	13	4
2	<i>Molinietum</i>	56	1	5	2
5	<i>Molinietum</i>	75	9	7	2
7	<i>Molinietum</i>	81	1	17	6
11	<i>Molinietum</i>	63	4	11	14
13	<i>Molinietum</i>	79	8	8	2
1	<i>Festuco-Trisetetum</i>	64	4	7	2
3	<i>Festuco-Trisetetum</i>	74	4	12	10
6	<i>Festuco-Trisetetum</i>	49	5	10	2
9	<i>Festuco-Trisetetum</i>	58	6	19	10
17	<i>Festuco-Trisetetum</i>	57	3	5	4
8	<i>Danthonio-Brometum</i>	71	9	0	0
10	<i>Nardetum</i>	56	6	10	8

3.1.2 Artenbilanz zwischen 2019 und 2020 differenziert nach Behandlungsvarianten (Tab. 11)

Im Mittel über alle 17 Zäune weisen die Reserve-Flächen in der Krautschicht im Jahr 2019 60,29 Arten und im Jahr 2020 60,00 Arten auf. Die Unterschiede in den Mittelwerten sind nicht signifikant (p-Wert = 1,0000).

Durchschnittlich haben die 17 Mahd-Flächen 61,71 Arten im Jahr 2019 und 58,76 Arten im Jahr 2020. Die Unterschiede in den Mittelwerten sind ebenfalls nicht signifikant (p-Wert = 0,9966).

Im Mittel hat sich die Artenzahl in den Wechselbrachen-Flächen aller Zäune von durchschnittlich 51,73 Arten im Jahr 2019 auf 53,76 Arten im Jahr 2020 erhöht. Die Erhöhung der Artenzahl ist jedoch nicht signifikant (p-Wert = 0,9999).

In den Brache-Flächen hat sich im Durchschnitt die Anzahl an Arten von 36,24 im Jahr 2019 auf 54,76 Arten im Jahr 2020 erhöht. Die Erhöhung der Artenzahl ist signifikant (p-Wert = 0,00112).

Tabelle 11, Artenzahlen in den Vegetationsaufnahmen der Zaunflächen (Krautschicht) sortiert nach Vegetationstyp und Behandlungsvarianten in den Jahren 2019 und 2020.

Zaun Nr.	Vegetationstyp	Anzahl der Gefäßpflanzen (Krautschicht)							
		Brache		Mahd		Reserve		Wechselbrache	
		2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
4	<i>Brometum</i>	49	85	73	70	62	72	74	69
12	<i>Brometum</i>	34	46	77	72	68	65	44	53
14	<i>Brometum</i>	38	42	46	54	59	58	61	63
15	<i>Brometum</i>	55	89	85	79	77	72	74	76
16	<i>Brometum</i>	50	70	65	60	61	60	58	65
1	<i>Festuco-Trisetetum</i>	43	60	41	45	60	58	40	38
3	<i>Festuco-Trisetetum</i>	54	73	56	53	61	64	55	60
6	<i>Festuco-Trisetetum</i>	37	43	44	43	40	37	43	46
9	<i>Festuco-Trisetetum</i>	38	57	58	59	52	53	52	48
17	<i>Festuco-Trisetetum</i>	35	43	56	52	45	48	41	42
2	<i>Molinietum</i>	26	28	52	52	54	50	45	48
5	<i>Molinietum</i>	30	26	73	66	72	68	47	54
7	<i>Molinietum</i>	26	64	73	75	69	75	47	52
11	<i>Molinietum</i>	24	69	55	58	61	62	46	51
13	<i>Molinietum</i>	29	45	76	69	69	65	47	54
8	<i>Danthonio-Brometum</i>	31	35	42	43	63	62	72	59
10	<i>Nardetum</i>	17	42	39	41	58	54	53	50
MW	<i>Alle 17 Zäune</i>	36,24	54,76	61,71	58,76	60,29	60,00	51,53	53,76
MW	<i>5 Brometen</i>	45,2	69,20	70,80	65,40	65,20	65,60	62,60	64,80
MW	<i>5 Festuco-Triseteten</i>	41,4	55,20	51,00	50,40	51,60	52,00	46,20	46,80
MW	<i>5 Molinieten</i>	27	46,40	65,80	64,00	65,00	64,00	46,40	51,80

Die Unterschiede in den mittleren Artenzahlen der Krautschicht in den Brache-Flächen der drei häufigeren Vegetationstypen ist jeweils knapp nicht signifikant (p -Wert = 0,0764), der Unterschied über alle 17 Zaunflächen gemeinsam gerechnet ist aber doch signifikant. Dies dürfte vor allem an den Teilflächen des *Nardetums* liegen, wo sich die mittlere Artenzahl der Brache verdoppelt hat.

Im Jahr 2019 wiesen die 5 Brache-Flächen der *Festuco-Triseteten* durchschnittlich 41,4 Arten und im Jahr 2020 69,2 Arten auf. Die Unterschiede in der Artzahl sind signifikant (p -Wert = 0,0309). Die 5 Mahd-Flächen weisen im Jahr 2019 durchschnittlich 70,8 Arten und im Jahr 2020 65,4 Arten auf. Der Unterschied in der Artenbilanz ist nicht signifikant (p -Wert = 0,898). Die 5 Reserve-Flächen haben mit durchschnittlich 65,2 Arten im Jahr 2019 und 65,6 Arten im Jahr 2020 fast identische Artenanzahlen. Der Unterschied in der Artenbilanz ist jedenfalls nicht signifikant (p -Wert = 0,95). Die 5 Wechselbrachen weisen im Durchschnitt 62,6 Arten im Jahr 2019 und 64,8 Arten im Jahr 2020 auf. Der Unterschied in der Artenbilanz ist nicht signifikant (p -Wert = 0,904).

Die 5 Brachflächen der *Brometen* weisen im Mittel im Jahr 2019 45,2 Arten und 55,2 Arten im Jahr 2020 auf. Die positive Artenbilanz ist signifikant (p -Wert = 0,0302). Die 5 Mahd-Flächen weisen im Mittel im Jahr 2019 51,0 Arten auf und im Jahr 2020 50,4 Arten. Der Unterschied in der Artenbilanz ist nicht signifikant (p -Wert = 0,508). Die 5 Reserve-Flächen weisen im Mittel im Jahr 2019 51,6 Arten und im Jahr 2020 52 Arten auf. Der Unterschied in der Artenbilanz der Reserve-Flächen ist nicht signifikant (p -Wert = 0,93). Die 5 Wechselbrachen weisen im Mittel im Jahr 2019 46,2 Arten und 46,8 Arten im Jahr 2020 auf. Der Unterschied in der Artenbilanz der Wechselbrachen ist nicht signifikant (p -Wert = 0,754).

Die 5 Brache-Flächen der *Molinieten* weisen im Mittel im Jahr 2019 27 Arten und 46,4 Arten im Jahr 2020 auf. Der Unterschied in der Artenbilanz ist nicht signifikant (p -Wert = 0,1127). Obwohl die Daten der Artenbilanzen im Jahr 2019 und 2020 der 5 Brache-Flächen noch normalverteilt sind (Shapiro Wilks Test: p -Wert = 0,067) weisen sie eine starke Streuung um die Ausgleichsgerade im ANOVA Modell auf, daher wurde ein Kruskal Wallis Rank Summen Test gerechnet. Auch in diesem Test ist der Unterschied in der Artenbilanz nicht signifikant (p -Wert = 0,7533). Die 5 Mahd-Flächen weisen im Mittel 65,8 Arten im Jahr 2019 und 64,0 Arten im Jahr 2020 auf. Der Unterschied in der Artenbilanz ist nicht signifikant (p -Wert = 0,789). Die 5 Reserve-Flächen weisen im Jahr 2019 65,0 Arten und im Jahr 2020 64,0 Arten auf. Der Unterschied der Artenbilanz ist nicht signifikant (p -Wert = 0,854). Die 5 Wechselbrachen weisen im Mittel im Jahr 2019 46,4 Arten und im Jahr 2020 51,8 Arten auf. Der Unterschied in der Artenbilanz der Wechselbrachen ist hoch signifikant (p -Wert = 0,00184).

Tabelle 12, Artendynamik in der Krautschicht der jeweiligen Behandlungsvarianten der einzelnen Zaunflächen.

Zaun Nr.	Vegetationstyp	Behandlungsvariante	Anzahl an Arten, die		
			2020 nicht mehr vorhanden sind (Artenverluste)	2019 und 2020 vorhanden sind (Artenkonstanz)	2019 nicht vorhanden waren (Artendazugewinne)
1	<i>Festuco-Trisetetum</i>	B	4	39	21
1	<i>Festuco-Trisetetum</i>	M	4	37	8
1	<i>Festuco-Trisetetum</i>	R	7	53	5
1	<i>Festuco-Trisetetum</i>	W	2	38	0
2	<i>Molinietum</i>	B	3	23	5
2	<i>Molinietum</i>	M	3	49	3
2	<i>Molinietum</i>	R	9	45	5
2	<i>Molinietum</i>	W	4	41	7
3	<i>Festuco-Trisetetum</i>	B	1	44	29
3	<i>Festuco-Trisetetum</i>	M	8	48	5
3	<i>Festuco-Trisetetum</i>	R	4	57	7
3	<i>Festuco-Trisetetum</i>	W	4	50	10
4	<i>Brometum</i>	B	3	46	39
4	<i>Brometum</i>	M	10	63	7
4	<i>Brometum</i>	R	5	57	15
4	<i>Brometum</i>	W	10	64	5
5	<i>Molinietum</i>	B	8	18	8
5	<i>Molinietum</i>	M	11	62	4
5	<i>Molinietum</i>	R	8	64	4
5	<i>Molinietum</i>	W	6	41	13
6	<i>Festuco-Trisetetum</i>	B	4	33	10
6	<i>Festuco-Trisetetum</i>	M	5	39	4
6	<i>Festuco-Trisetetum</i>	R	5	35	2
6	<i>Festuco-Trisetetum</i>	W	6	37	9
7	<i>Molinietum</i>	B	3	38	26
7	<i>Molinietum</i>	M	6	67	8
7	<i>Molinietum</i>	R	1	68	7
7	<i>Molinietum</i>	W	3	44	8
8	<i>Danthonio-Brometum</i>	B	3	28	7
8	<i>Danthonio-Brometum</i>	M	14	58	1
8	<i>Danthonio-Brometum</i>	R	6	57	5
8	<i>Danthonio-Brometum</i>	W	3	39	4
9	<i>Festuco-Trisetetum</i>	B	6	32	25
9	<i>Festuco-Trisetetum</i>	M	7	51	8
9	<i>Festuco-Trisetetum</i>	R	6	46	7
9	<i>Festuco-Trisetetum</i>	W	11	41	7
10	<i>Nardetum</i>	B	2	15	27

10	<i>Nardetum</i>	M	3	36	5
10	<i>Nardetum</i>	R	9	44	6
10	<i>Nardetum</i>	W	6	52	2
11	<i>Molinietum</i>	B	2	22	47
11	<i>Molinietum</i>	M	3	52	6
11	<i>Molinietum</i>	R	6	55	7
11	<i>Molinietum</i>	W	4	42	9
12	<i>Brometum</i>	B	4	30	16
12	<i>Brometum</i>	M	7	70	2
12	<i>Brometum</i>	R	9	59	6
12	<i>Brometum</i>	W	8	36	17
13	<i>Molinietum</i>	B	4	25	20
13	<i>Molinietum</i>	M	11	65	4
13	<i>Molinietum</i>	R	6	63	2
13	<i>Molinietum</i>	W	3	44	10
14	<i>Brometum</i>	B	4	34	22
14	<i>Brometum</i>	M	9	45	1
14	<i>Brometum</i>	R	2	56	3
14	<i>Brometum</i>	W	6	57	4
15	<i>Brometum</i>	B	1	54	35
15	<i>Brometum</i>	M	8	77	2
15	<i>Brometum</i>	R	9	68	4
15	<i>Brometum</i>	W	7	67	9
16	<i>Brometum</i>	B	2	48	22
16	<i>Brometum</i>	M	6	59	1
16	<i>Brometum</i>	R	7	54	6
16	<i>Brometum</i>	W	1	57	8
17	<i>Festuco-Trisetetum</i>	B	5	30	13
17	<i>Festuco-Trisetetum</i>	M	5	51	1
17	<i>Festuco-Trisetetum</i>	R	3	42	6
17	<i>Festuco-Trisetetum</i>	W	4	37	5

Tabelle 12 gibt einen Überblick über die Artendynamik der Krautschicht in den Behandlungsvarianten der einzelnen Zäune zwischen 2019 und 2020. Aus der Tabelle kann man ersehen, wie viele Arten im Jahr 2020 in der jeweiligen Behandlungsvariante dazugekommen sind, wie viele Arten sowohl 2019 als auch 2020 vorhanden waren und wie viele Arten aus der Behandlungsvariante verschwunden sind.

Artenverluste:

Bei den *Brometen* verschwanden durchschnittlich 2,8 Arten aus den Brache-Flächen, durchschnittlich 8 Arten aus den Mahd-Flächen, 6,4 Arten aus den Reserve-Flächen und 6,4 Arten aus den Wechselbrachen.

Aus den Brache-Flächen der *Festuco-Triseteten* verschwanden durchschnittlich 4 Arten, 5,8 Arten aus den Mahd-Flächen, 5 Arten aus den Reserve-Flächen und 5,4 Arten aus den Wechselbrachen.

Aus der Brache-Fläche der *Molineten* verschwanden im Durchschnitt 4 Arten, aus den Mahd-Flächen 6,8 Arten, aus den Reserve-Flächen 6 Arten und aus den Wechselbrachen 4 Arten.

Aus der Brache-Fläche des *Danthonio-Brometums* verschwanden 3 Arten, aus der Mahd-Fläche 14 Arten, aus der Reserve-Fläche 6 Arten und aus der Wechselbrache 3 Arten.

Aus der Brache-Fläche des *Nardetums* verschwanden 2 Arten, aus der Mahd-Fläche 3 Arten, aus der Reserve-Fläche 9 Arten und aus der Wechselbrache 6 Arten.

Artenkonstanz:

In den Brache-Flächen der *Brometen* sind im Schnitt 42,4 Arten in beiden Erhebungsjahren dieselben Arten. Im Gegensatz dazu sind in den Mahd-Flächen der *Brometen* 62,8 Arten, in den Reserve-Flächen 58,8 Arten und in den Wechselbrachen 56,2 Arten in beiden Erhebungsjahren dieselben Arten.

In den Brachflächen der *Festuco-Triseteten* sind im Durchschnitt 35,6 Arten in beiden Erhebungsjahren dieselben Arten. In den Mahd-Flächen sind durchschnittlich 45,2 Arten, in den Reserve-Flächen 46,6 Arten und in den Wechselbrachen 40,6 Arten dieselben Arten.

In den Brache-Flächen der *Molineten* sind im Durchschnitt 25,2 Arten in beiden Erhebungsjahren dieselben Arten, in den Mahd-Flächen und Reserve-Flächen sind es durchschnittlich 59 Arten und in den Wechselbrachen sind es durchschnittlich 42,4 Arten, die in beiden Erhebungsjahren dieselben Arten sind.

Im *Danthonio-Brometum* sind in der Brache-Fläche 28 Arten, in der Mahd-Fläche 58 Arten, in der Reserve-Fläche 57 Arten und in der Wechselbrache 39 Arten in beiden Erhebungsjahren dieselben Arten.

Im *Nardetum* sind in der Brachfläche 15 Arten, in der Mahd-Fläche 36 Arten, in der Reserve-Fläche 44 Arten und in der Wechselbrache 52 Arten in beiden Erhebungsjahren dieselben Arten.

Artendazugewinne (sowohl Wiederentdeckte als auch gänzlich neue Immigranten):

Als „gänzlich neue Immigranten“ werden Arten adressiert, die während der gesamten Laufzeit des Projektes weder in der Zaunfläche noch in einer der Behandlungsvarianten in der jeweiligen Zaunfläche vorzufinden waren.

Als „Wiederentdeckte“ werden jene Arten adressiert, die mindestens einmal während der Projektlaufzeit in mindestens einer Behandlungsvariante vorgefunden wurden. Arten die

wiederentdeckt wurden, jedoch in einer Behandlungsvarianten neu sind, sind nicht extra asugewiesen.

In den Brache-Flächen der *Brometen* sind im Durchschnitt 26,8 Arten, in den Mahd-Flächen 2,6 Arten, in den Reserve-Flächen 6,8 Arten und in den Wechselbrachen 8,6 Arten von 2019 auf 2020 hinzugekommen.

In den Brache-Flächen der *Festuco-Triseteten* sind im Durchschnitt 19,6 Arten, in den Mahd-Flächen 5,2 Arten, in den Reserve-Flächen 5,4 Arten und in den Wechselbrachen 6,2 Arten von 2019 auf 2020 hinzugekommen.

In den Brache-Flächen der *Molinieten* sind im Schnitt 21,1 Arten, in den Mahd-Flächen und Reserve-Flächen 5 Arten und in den Wechselbrachen 9,4 Arten von 2019 auf 2020 hinzugekommen.

Im *Danthonio-Brometum* sind in der Brache-Fläche 7 Arten, in der Mahd-Fläche 1 Art, in der Reserve-Fläche 5 Arten und in der Wechselbrache 4 Arten von 2019 auf 2020 hinzugekommen.

Im *Nardetum* sind in der Brache-Fläche 27 Arten, in der Mahd-Fläche 5 Arten, in der Reserve-Fläche 6 Arten und in der Wechselbrache 2 Arten von 2019 auf 2020 hinzugekommen.

3.2 Veränderungen im Artenpool der einzelnen Zaunflächen zwischen 2019 und 2020

3.2.1 Zaun 1- Große Grünauer Teichwiese (*Festuco-Trisetetum*)

Tabelle 11 kann man entnehmen, dass auf Zaun 1 im Jahr 2020 vor allem in der Brachfläche mit 60 Arten eine deutlich höhere Artenzahl als 2019 mit nur 46 Arten vorzufinden ist. Die Mahd-Fläche enthält mit 45 Arten ebenfalls mehr Arten im Jahr 2020 als im Vorjahr mit nur 41 Arten. Nur in der Wechselbrache und Reserve-Fläche kann eine Abnahme der Artenanzahl um 2 Arten in beiden Behandlungsvarianten festgestellt werden.

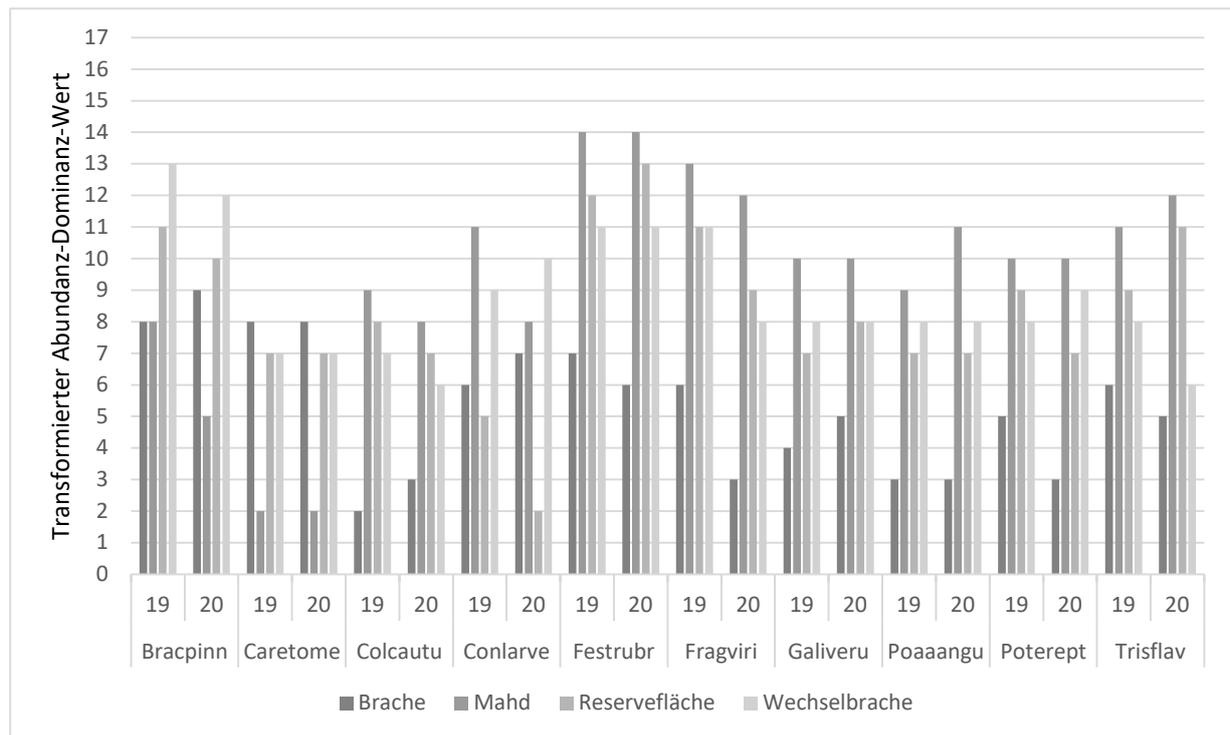


Abbildung 8, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 1 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 8 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

Bei fast allen abgebildeten Arten in Abbildung 8 kann eine Zunahme oder zumindest ein Gleichbleiben des Deckungswertes, in der Brache-Fläche verzeichnet werden. Nur die Arten *Fragaria viridis*, *Galium verum* und *Trisetum flavescens* zeigen eine Abnahme in der Brache-Fläche.

In der Mahd und Reserve-Fläche bleiben die Deckungswerte der abgebildeten Arten relativ stabil, einzelne Schwankungen können aus der Grafik abgelesen werden, die für fast alle dargestellten Arten eine Abnahme des Deckungswertes im Jahr 2020 bedeuten. Nur die Arten *Trisetum flavescens*, *Potentilla reptans*, *Poa angustifolia* und *Fragaria viridis* haben eine leichte Erhöhung des Deckungswertes im Jahr 2020 in der Mahd oder Reserve-Fläche.

In der Wechselbrache nehmen die Arten *Cirsium arvense* und *Festuca rubra* zu. *Brachypodium pinnatum*, *Colchicum autumnale*, *Galium verum* und *Trisetum flavescens* nehmen ab und *Carex tomentosa*, *Poa angustifolia* und *Potentilla reptans* bleiben gleich.

Tabelle 13, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (*in rot*) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 1 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Allicari	Bromhord	Cratmono	Euphplat	Filivulg	Galepube
Hedeheli	Linavulg	Luzucamp	Malusylv	Planlanc	Quercerr
Ranuacri	Ranubulb	Solanigr	Taraoffi	Tragorie	Trifdubi
Trifprat	Trifrepe	Veroarve			
Mahd					
Arrhelat	Bromhord	Filivulg	Lathniss	Lotucorn	Luzucamp
Trifdubi	Veroarve				
Reserve					
Bromhord	Cynscris	Elymrepe	Euphecypa	Trifdubi	
Wechselbrache					
keine Arten					

Bis auf *Galeopsis pubescens* sind alle Arten im Laufe der Zeit zwischen 1999 und 2018 mindestens einmal bereits zu einem früheren Zeitpunkt in Zaun 1 aufgetaucht und gelten somit als Wiederentdeckte. *Galeopsis pubescens* hingegen wurde in keinem früheren Jahr bereits kartiert und gilt somit als tatsächlicher Neueinwanderer in die Zaunfläche. Die Art wird den R-Strategen zugezählt.

Eine genauere Aufschlüsselung zeigt, dass von den 21 wiederentdeckten Arten in der Brache-Fläche 5 Arten reine R-Strategen, 6 Arten SR- sowie CR-Strategen und 4 Arten CSR-Strategen.

In der Mahd-Fläche sind von 8 wiederentdeckten Arten 5 Arten R-Strategen, 3 Arten CR-Strategen, 8 Arten CSR-Strategen, 4 Arten C-Strategen und 1 Art CS-Strategie. In der Reserve-Fläche sind von 5 wiederentdeckten Arten 1 Art ein R-Strategie, 1 Art ein CR-Strategie, 2 Arten CSR-Strategen und 1 Art ein C-Strategie.

3.2.2 Zaun 2- Scheibenwiese (*Molinietum*)

Im Jahr 2020 kann aus Tabelle 11 gelesen werden, dass in der Brache-Fläche mit 28 Arten die Anzahl an Arten in Vergleich zum Vorjahr um 4 Arten zurückgegangen ist.

In der Mahd-Fläche bleibt die Artanzahl mit 52 Arten in beiden Erhebungsjahren gleich und in der Reserve-Fläche geht die Artenanzahl von 54 auf 50 Arten zurück. In der Wechselbrache kann als einzige Behandlungsvariante im Zaun 2 eine Zunahme der Artanzahl von 45 auf 48 Arten verzeichnet werden.

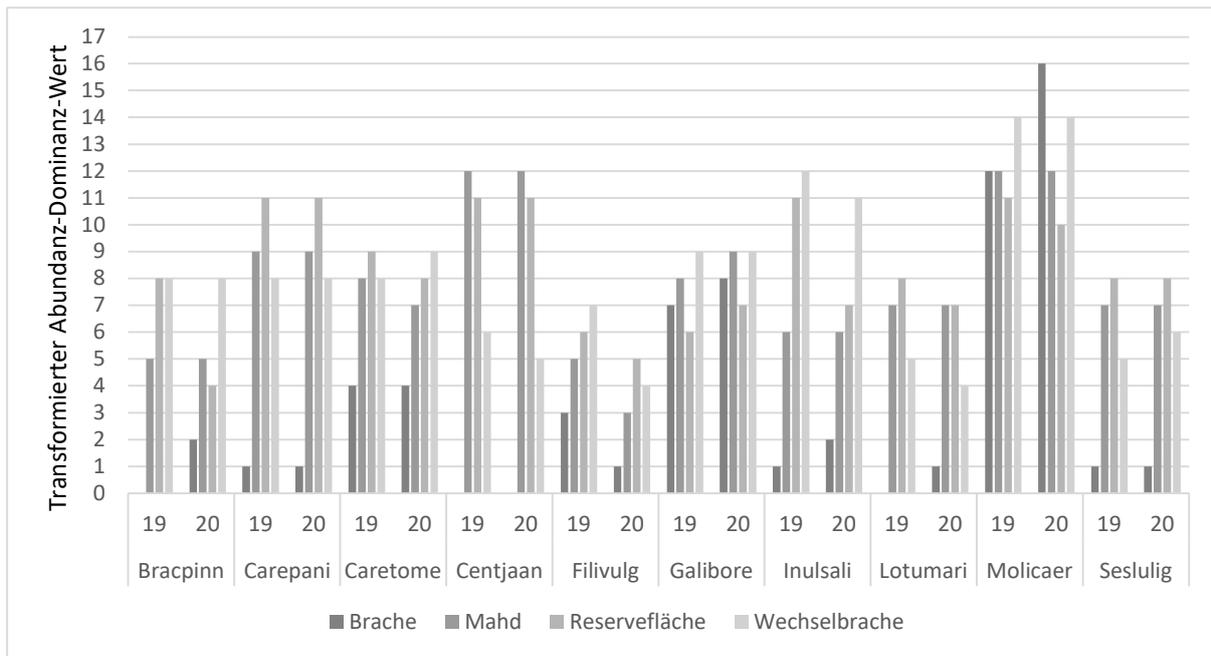


Abbildung 9, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 2 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 9 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

Abbildung 9 zeigt, dass die Vegetation in Zaun 2 vor allem von *Molinia caerulea* agg., die in allen Behandlungsvarianten transformierte Deckungswerte von >10 (also >45% der Fläche der Behandlungsvariante) aufweist, dominiert wird.

In der Brache-Fläche nehmen im Jahr 2020 die Arten *Brachypodium pinnatum*, *Galium boreale*, *Inula salicina*, *Lotus maritimus* und *Molinia caerulea* agg. zu. Die Arten *Carex panicea*, *Carex tomentosa*, *Centaurea jacea*, und *Alnus glutinosa* verändern sich nicht. Die Arte *Filipendula vulgaris* verliert deutlich an Deckung im Jahr 2020.

In der Wechselbrache nehmen die Arten *Carex tomentosa* und *Alnus glutinosa* an Deckungswert zu, die Arten *Brachypodium pinnatum*, *Carex panicea*, *Galium boreale* und *Molinia caerulea* agg. verändern sich nicht in ihrer Deckung und *Centaurea jacea*, *Filipendula vulgaris*, *Inula salicina* und *Lotus maritimus* nehmen ab in ihrer Deckung.

In den beiden gemähten Behandlungsvarianten ändern sich *Carex panicea*, *Centaurea jacea*, *Alnus glutinosa* und *Molinia caerulea* agg. nicht merklich in den Deckungswerten. Die Arten *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa*, *Filipendula vulgaris* und *Inula salicina* nehmen in zumindest einer der beiden Flächen deutlich ab. *Galium boreale* nimmt als einzige Art in den gemähten Behandlungsvarianten an Deckung zu.

Tabelle 14, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 2 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Bracpinn	Daclglom	Lotumari	Potealba	Quercerr	
Mahd					
Dactmacu	Gymncono	Quercerr			
Reserve					
Lathpinn	Malusylv	Pinusylv	Prnelaci	Querpetr	
Wechselbrache					
Achicoll	Dactmacu	Dantdecu	Gymncono	Leonhisp	Luzucamp
Pulidyse					

Die Arten *Luzula campestris* und *Quercus petrea* sind gänzlich neue Arten in diesen Zaun, da diese beiden Arten in den Erhebungsjahren davor nicht aufgetaucht sind.

In der Brache-Fläche entfallen von 5 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf CSR- Strategen und 2 Arten auf C-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 3 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf CSR- Strategen und 1 Art auf C-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 5 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CSR-Strategen und 4 Arten auf C-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 7 wiederentdeckten Arten 3 Arten auf CSR-Strategen und 4 Arten auf CS-Strategen.

3.2.3 Zaun 3- Kleine Stockwiese (*Festuco-Trisetetum*)

Tabelle 11 kann man entnehmen, dass in der Brache-Fläche die vorzufindende Anzahl an Arten 2020 mit 73 Arten erheblich höher ist als 2019 mit 49 Arten.

In der Mahd-Fläche geht die Anzahl leicht zurück von 56 auf 53 Arten und in der Reserve-Fläche nimmt die Anzahl leicht zu von 61 auf 64 Arten. In der Wechselbrache steigt die Anzahl an Arten von 55 auf 60 Arten an.

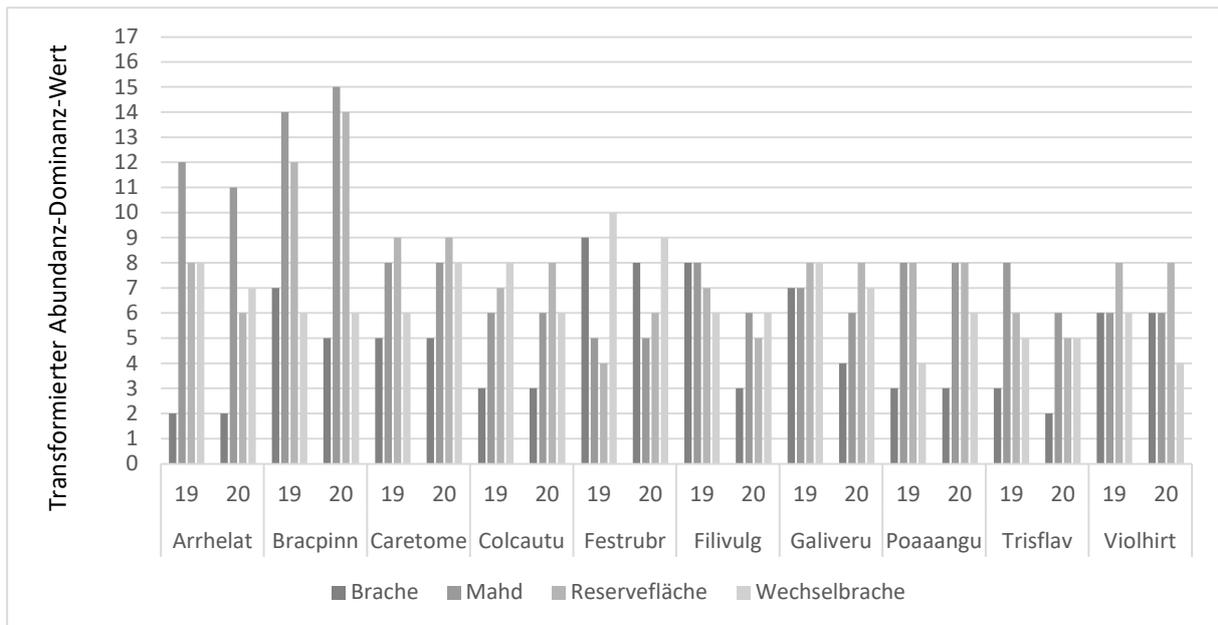


Abbildung 10, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 3 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 10 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In Abbildung 10 ist zu erkennen, dass von den höher deckenden Arten in der Brache *Filipendula vulgaris*, *Galium verum*, *Brachypodium pinnatum* und *Festuca rubra* deutlich abnehmen. *Arrhenatherum elatius*, *Carex tomentosa*, *Colchicum autumnale* und *Poa angustifolia* verändern sich nicht in der Fläche.

In der Wechselbrache zeichnet sich ein etwas anderes Bild ab. Hier nehmen *Clinopodium vulgare*, *Viola hirta*, *Festuca rubra*, *Galium verum*, *Arrhenatherum elatius* und *Colchicum autumnale* an Deckung ab. Hingegen nehmen *Carex tomentosa* und *Poa angustifolia* deutlich zu in der Wechselbrache.

Filipendula vulgaris und *Brachypodium pinnatum* bleiben in der Wechselbrache unverändert. In den gemähten Flächen verändern sich *Viola hirta*, *Poa angustifolia*, *Galium verum*, *Clinopodium vulgare* und *Carex tomentosa* nicht nennenswert. Die Arten *Brachypodium pinnatum*, *Colchicum autumnale* und *Festuca rubra* gewinnen etwas an Deckung dazu. *Arrhenatherum elatius* und *Filipendula vulgaris* verlieren etwas an Deckungswert.

Tabelle 15, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 3 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Acercamp	Anagarve	Barbvulg	Bromhord	Camppatu	Capsburs
Carespic	Cerateno	Chenalbu	Cirsarve	Dauccaro	Hedeheli
LamiAMPL	Ligrvulg	Lotucorn	Oxaleuro	Planlanc	Quercerr
Rosaagre	Rosacani	Senevulg	Setapumi	Solanigr	Soncaspe
Tragorie	Trifprat	Trifrepe	Vernoffi	Veroarve	
Mahd					
Arabhirs	Cynscris	Dianarme	Elymrepe	Linucath	Quercerr
Silasila					
Reserve					
Cerateno	Ornikoch	Setapumi	Trifochr	Veroarve	
Wechselbrache					
Agrieupa	Bromhord	Luzucamp	Ornikoch	Quercerr	Setapumi
Tragorie	Trifcamp	Trifdubi	Veroarve		

Die Arten *Chenopodium album*, *Hedera helix*, *Quercus cerris*, *Senecio vulgaris*, *Setaria pumila* und *Sonchus asper* sind gänzlich neue Arten, da diese in keinem früheren Erhebungsjahr in der Zaunfläche aufgezeichnet wurde.

In der Brache entfallen von 29 wiederentdeckten Arten 10 Arten auf R-Strategen, 5 Arten auf CR-Strategen, 5 Arten auf CSR-Strategen, 7 Arten auf C-Strategen und 2 Arten auf CS-Strategen.

In der Mahd-Fläche entfallen von 7 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen und 3 Arten auf C-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 5 wiederentdeckten Arten 3 Arten auf R-Strategen, 1 Art auf CSR-Strategen und 1 Art auf C-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 10 wiederentdeckten Arten 5 Arten auf R-Strategen, 1 Art auf CR-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen und 2 Arten auf C-Strategen.

3.2.4 Zaun 4- Hüttgrabenwiese (*Brometum*)

Tabelle 11 kann entnommen werden, dass die Artenanzahlen in der Brache-Fläche von 55 Arten auf 85 Arten deutlich zunehmen. In der Mahd-Fläche und Wechselbrache nimmt die Anzahl von 73 Arten auf 70 Arten, bzw. von 74 auf 69 Arten, ab. In der Reserve-Fläche nimmt die Anzahl an Arten deutlich von 62 auf 72 Arten zu.

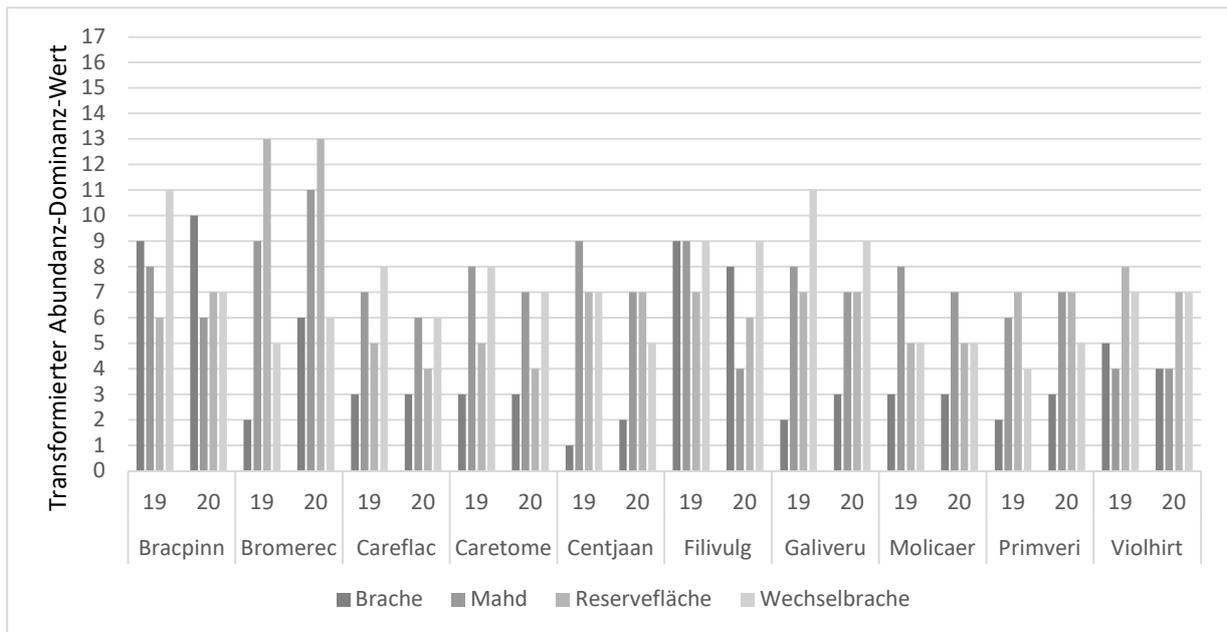


Abbildung 11, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 4 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 11 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In Abbildung 11 kann man erkennen, dass in der Brachfläche die Arten *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Centaurea jacea*, *Galium verum* und *Primula veris* an Deckungswert zunehmen während *Filipendula vulgaris* und *Viola hirta* an Deckung abnehmen. Die Arten *Carex flacca* und *C. tomentosa* verändern sich nicht.

In der Wechselbrache nehmen *Brachypodium pinnatum*, *Carex flacca*, *C. tomentosa*, *Centaurea jacea* und *Galium verum* an Deckung ab während *Filipendula vulgaris*, *Molinia caerulea* agg. und *Viola hirta* unverändert bleiben. *Bromus erectus* und *Primula veris* nehmen als einzige Arten zu in der Wechselbrache.

In den gemähten Flächen nehmen *Brachypodium pinnatum*, *Carex flacca*, *C. tomentosa* und *Filipendula vulgaris* ab, während die restlichen in der Grafik dargestellten Arten in den gemähten Flächen sich nicht nennenswert verändern.

Tabelle 16, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 4 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Alchglau	Allicari	Allivine	Arrhelat	Bracsylv	Cirsarve
Dantdecu	Euphcypa	Euphexig	Fragviri	Galiabu	Galipumi
Hedeheli	Homapube	Hypeperf	Knauarve	Lactserr	Leonhisp
Lithoffi	Lotumari	Lycoeuro	Malusylv	Medilupu	Planlanc
Prneulg	Prunaviu	Pyrupyra	Querrobu	Ranuauri	Rosamicr
Seneulg	Soladulc	Solanigr	Soncaspe	Taraoffi	Tragorie
Trifprat	Trifrepe	Vernoffi			
Mahd					
Carepall	Glechede	Malusylv	Peuccarv	Phleprat	Primvulg
Prunlavu					
Reserve					
Agrieupa	Agrogiga	Arabhirs	Camppatu	Camprotu	Cynsris
Lychfloc	Peuccarv	Phleprat	Primvulg	Prunlavu	Pyrupyra
Quercerr	Violalba	Violcani			
Wechselbrache					
Antxodor	Bromhord	Camppatu	Cynsris	Lychfloc	

Die Arten *Brachypodium sylvaticum*, *Euphorbia exigua*, *Cirsium arvense*, *Hedera helix*, *Galium album*, *Lactuca serriola*, *Lithospermum officinalis*, *Lycopus europaea*, *Quercus robur*, *Rosa micrantha*, *Senecio vulgaris*, *Solanum dulcamara* und *Sonchus asper* sind in der Zaunfläche gänzlich neue Arten, die in den früheren Erhebungsjahren nicht aufgenommen wurden.

In der Brache-Fläche entfallen von 39 wiederentdeckten Arten 4 Arten auf R-Strategen, 3 Arten auf CR-Strategen, 13 Arten auf CSR-Strategen, 15 Arten auf C-Strategen, 4 Arten auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 3 Arten auf CSR-Strategen und 3 Arten auf C-Strategen.

In der Reserve-Fläche entfallen von 14 wiederentdeckten Arten 8 Arten auf CSR-Strategen und 6 Arten auf C-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 5 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CR-Strategen und 4 Arten auf CSR-Strategen.

3.2.5 Zaun 5- Kaltbründlwiese (*Molinietum*)

Tabelle 11 kann man entnehmen, dass in der Brache-Fläche nach der Entbuschung die Anzahl an Arten von 30 auf 26 Arten zurückgeht. Ebenso geht die Anzahl an Arten in der Mahd und Reserve-Fläche von 73 auf 66, bzw. von 72 auf 68 Arten zurück. Nur in der Wechselbrache erhöht sich die Anzahl an Arten von 47 auf 45 Arten.

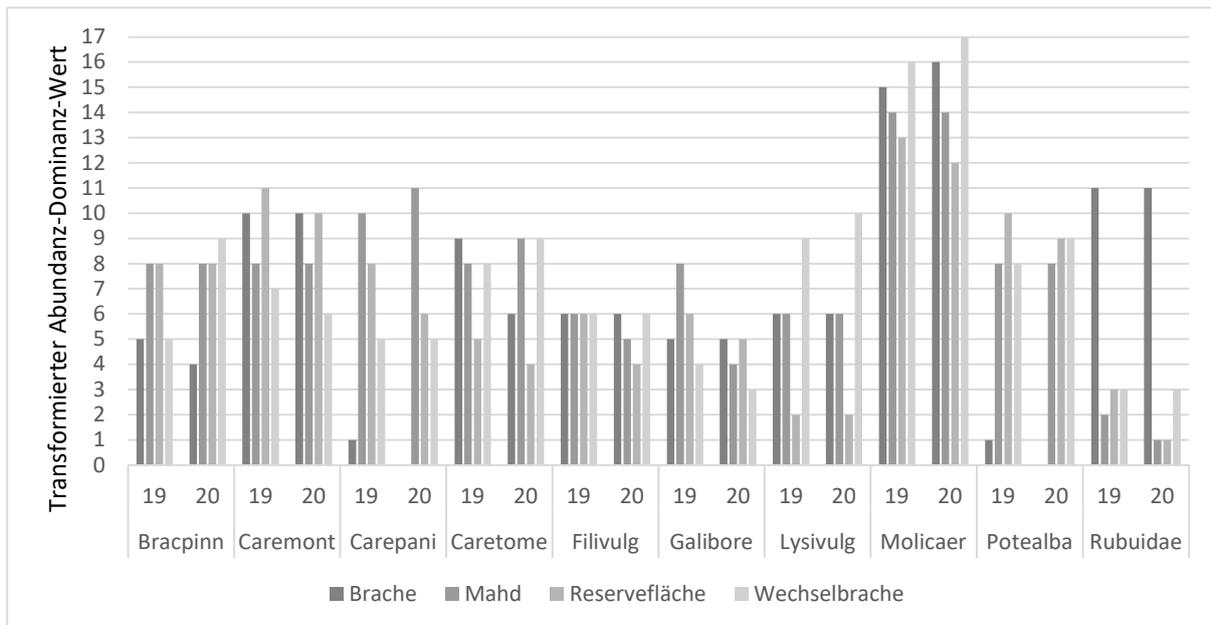


Abbildung 12, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 5 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 12 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

Abbildung 12, zeigt deutlich, dass *Molinia caerulea* agg. die Art mit Deckungswerten in allen Behandlungsvarianten von >12 (das entspricht >50% der Fläche) aufweist. Ihre Deckungswerte nehmen in der Brache und Wechselbrache im Jahr 2020 sogar zu, während die Deckung in den beiden gemähten Flächen gleichbleibt, bzw. leicht zurück geht.

Die Arten *Brachypodium pinnatum*, *Carex panicea*, *C. tomentosa* und *Potentilla alba* nehmen in der Brache-Fläche ab, während die restlichen Arten unverändert bleiben. In der Wechselbrache nehmen *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa*, *Lysimachia vulgaris* und *Potentilla alba* zu während *Carex montana* und *Galium boreale* abnehmen, die restlichen dargestellten Arten bleiben unverändert.

In den gemähten Flächen verändern sich die meisten Arten nicht nennenswert, außer *Carex panicea* und *Carex tomentosa*, sie nehmen in der Mahd-Fläche deutlich zu, während sich in der Reserve-Fläche deutlich abnimmt. *Filipendula vulgaris*, *Galium boreale* und *Rubus idaeus* nehmen deutlich ab in den gemähten Flächen.

Tabelle 17, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 5 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Ajugrept	Hypeperf	Lathprat	Prunspin	Rosacani	Silasila
Solanigr	Trifprat				
Mahd					
Ajugrept	Cratlaev	Linucath	Verooffi		
Reserve					
Cynscris	Festrupi	Taraeryt	Taraoffi		
Wechselbrache					
Agrocapi	Euphcypa	Festnisc	Lathpapa	Lathprat	Leonhisp
Linucath	Prnevulg	Pyrupyra	Quercerr	Rosacani	Taraoffi
Viciangu					

Die Arten *Festuca nigrescens* (Wechselbrache) und *Solanum nigrum* (Brache-Fläche) sind die beiden einzigen gänzlich neuen Arten und wurden in keiner früheren Erhebungsperiode in der Zaunfläche vermerkt.

In der Brache-Fläche entfallen von 8 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 1 Art auf CSR-Strategen und 6 Arten auf C-Strategen.

In der Mahd-Fläche entfallen von 4 wiederentdeckten Arten 1 Art auf SR-Strategen, 1 Art auf CSR-Strategen und 2 Arten auf C-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 4 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CR-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen.

In der Wechselbrache entfallen von 13 wiederentdeckten Arten 1 Art auf SR-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen, 4 Arten auf CSR-Strategen und 6 Arten auf C-Strategen.

3.2.6 Zaun 6- Kleefrische Wiese (*Festuco-Trisetetum*)

Tabelle 11 zeigt, dass nur in den Behandlungsvarianten Brache und Wechselbrache eine Wiedereinwanderung stattfindet. Dort steigt die Anzahl an Arten von 40 auf 43, bzw. von 43 auf 46 Arten. In der Mahd- und Reserve-Fläche findet eine Abnahme der Artenanzahl von 43 auf 44, bzw. von 40 auf 37 statt.

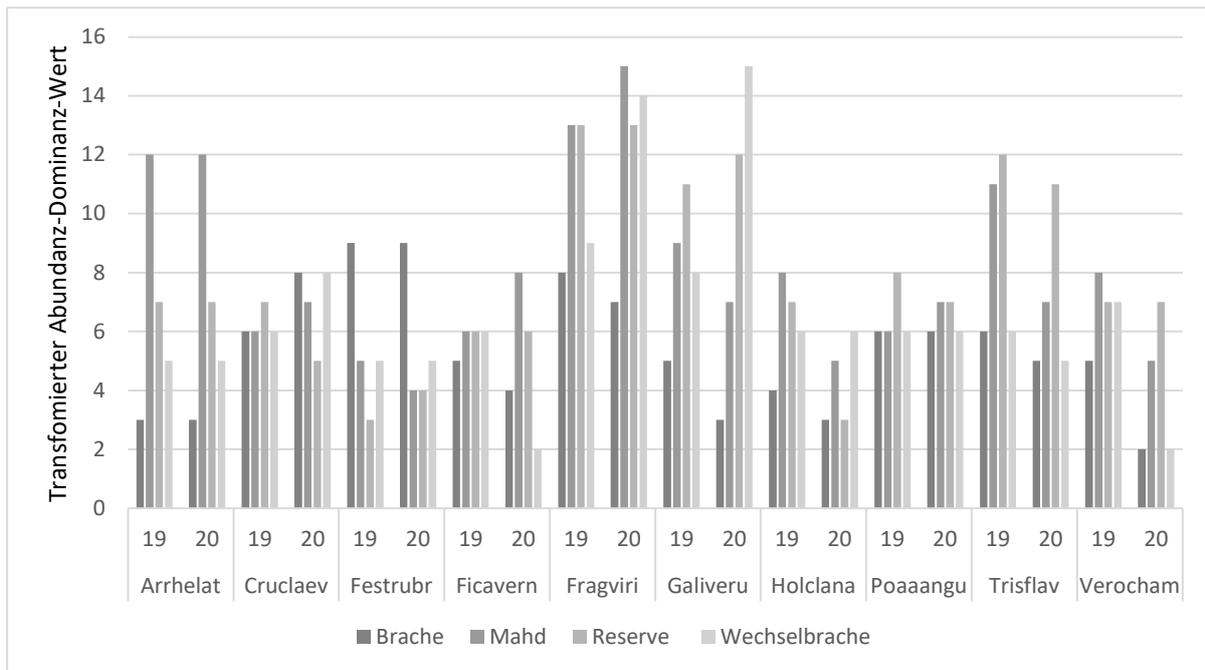


Abbildung 13, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 6 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 13 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In Abbildung 13 kann man ablesen, dass in der Brache-Fläche nur die Art *Cruciata laevipes* zunimmt und die Arten *Ficaria verna*, *Fragaria viridis*, *Galium verum*, *Trisetum flavescens* und *Veronica chamaedrys* abnehmen. Die restlichen in der Grafik dargestellten Arten blieben unverändert.

In der Wechselbrache nehmen *Cruciata laevipes*, *Fragaria viridis* deutlich zu während *Ficaria verna*, *Trisetum flavescens* und *Veronica chamaedrys* deutlich abnehmen.

In der Mahdfläche nehmen *Ficaria verna*, *Galium verum*, *Holcus lanatus*, *Trisetum falvescens* und *Veronica chamaedrys* ab, während *Fragaria viridis* zunimmt.

In der Reservefläche nehmen *Cruciata laevipes* und *Holcus lanatus* ab.

Tabelle 18, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 6 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Acercamp	Alopprat	Atripatu	Echivulg	Euphecyra	Lamipurp
Prunaviu	Pyrupyra	Taraoffi	Vernoffi		
Mahd					
Bromhord	Bromrace	Desccesp	Veropers		
Reserve					
Lamipurp	Veroarve				
Wechselbrache					
Bromhord	Bromrace	Dianarme	Lamipurp	Lotucorn	Myosramo
Prunaviu	Trifprat	Violarve			

Die Arten *Echium vulgare* (Brache, Wechselbrache) und *Prunus avium* (Brache) sind als einzige Arten als gänzlich neue Arten in der Zaunfläche zu werten.

In der Brache-Fläche entfallen von 10 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 4 Arten auf CR-Strategen, 1 Art auf CSR-Strategen und 4 Arten auf C-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 4 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen und 1 Art auf C-Strategen. In der Reserve-Fläche wurden 2 R-Strategen wiederentdeckt. In der Wechselbrache entfallen von 9 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen und 2 Arten auf C-Strategen.

3.2.7 Zaun 7- Laaber Kaiserzipfwiese (*Molinietum*)

In Zaun 7 kann beobachtet werden, dass im Jahr 2020 in allen Teilflächen eine Zunahme der Artenanzahlen stattfindet. Aus Tabelle 11 kann man ablesen, dass in der Brache die höchste Zunahme an Artanzahlen, von 47 auf 64 Arten stattfindet. In der Wechselbrache steigt die Anzahl an Arten von 47 auf 52 Arten. In der Mahd und Reserve-Fläche erhöht sich die Anzahl an Arten von 73 auf 75, bzw. von 69 auf 75 Arten.

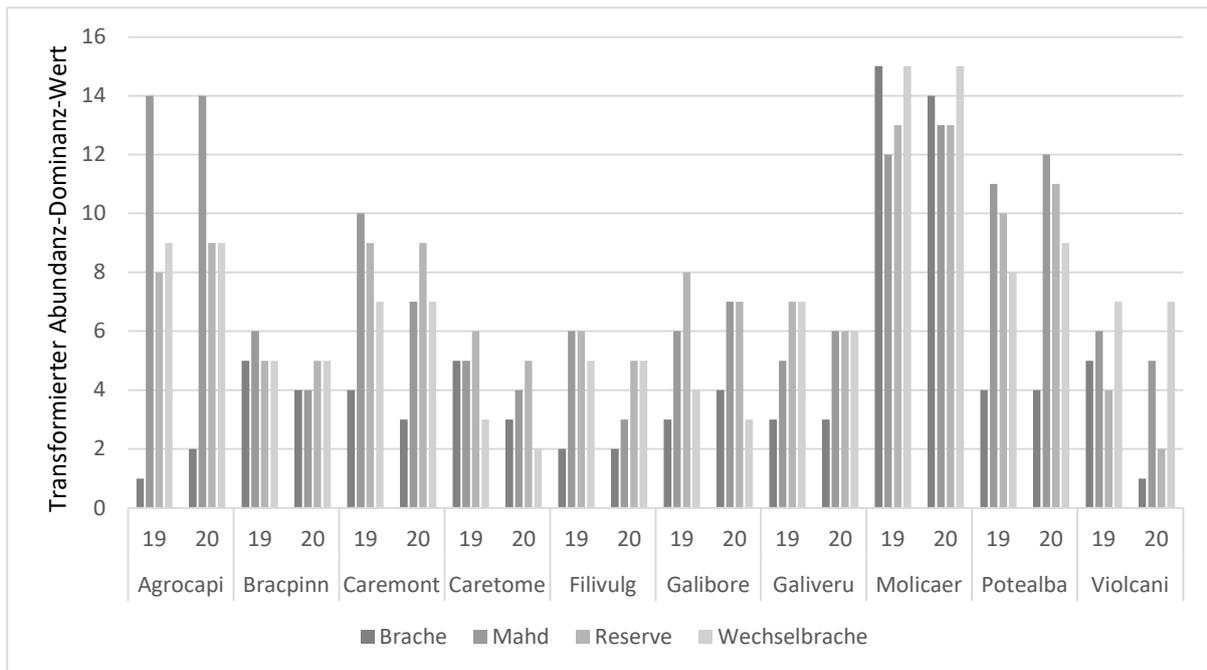


Abbildung 14, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 7 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 14 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

Abbildung 14 kann man entnehmen, dass in den Brache-Flächen *Agrostis capillaris* und *Galium boreale* zunehmen. Hingegen nehmen *Brachypodium pinnatum*, *Carex montana*, *Molinia caerulea* agg. und *Viola canina* ab. Die restlichen abgebildeten Arten bleiben unverändert. In der Wechselbrache nehmen *Carex tomentosa*, *Galium boreale* und *G. verum* ab, während *Potentilla alba* als einzige Art etwas an Deckung dazu gewinnt. Die restlichen dargestellten Arten bleiben unverändert. In den gemähten Flächen nehmen *Carex montana* und *Filipendula vulgaris* deutlich ab, während sich die restlichen in der Abbildung angezeigten Arten kaum verändern.

Tabelle 19, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 7 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Acercamp	Ajugrept	Bromerec	Careflac	Ceraholo	Cruclaev
Daclglom	Doryherb	Euphcypa	Galepube	Galipumi	Knauarve
Mentlong	Poaaangu	Polgavic	Prneulg	Pulidyse	Ranuacri
Rhamcath	Sambebul	Setapumi	Taraoffi	Trifprat	Trifrepe
Vernoffi	Verooffi				
Mahd					
Camppatu	Carehirt	Festnisc	Listovat	Phytorbi	Seslulig
Silasila	Taraoffi				
Reserve					
Festnisc	Hypeperf	Listovat	Phytorbi	Scorhumi	Silasila
Trifdubi					
Wechselbrache					
Allicari	Allivine	Carecary	Carehirt	Cratmono	Luzucamp
Myosramo	Trisflav				

Die Arten *Acer campestre*, *Polygonum aviculare*, *Setaria pumila* und *Verbena officinalis* sind in der Brache-Fläche gänzlich neue Arten und wurden in keiner früheren Vegetationsaufnahme der Zaunfläche gefunden. *Festuca nigrescens* wurde auf den gemähten Teilflächen (Mahd, Reserve) vermutlich 2019 übersehen und erst 2020 als sehr spärlich notiert.

In der Brache-Fläche entfallen von 26 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf R-Strategen, 4 Arten auf CR-Strategen, 8 Arten auf CSR-Strategen, 9 Arten auf C-Strategen und 3 Arten auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 7 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CR-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen, 3 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen und 3 Arten auf C-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 8 wiederentdeckten Arten 1 Art auf SR-Strategen, 5 Arten auf CSR-Strategen und 2 Arten auf C-Strategen.

3.2.8 Zaun 8 – Aumüllerwiese (*Danthonio-Brometum*)

Tabelle 11 kann entnommen werden, dass in der Brache-Fläche von Zaun 8 kaum eine Änderung der Gesamtanzahl an Arten stattfindet. Im Jahr 2019 wurden 34 Arten in dieser Behandlungsvariante gezählt und in 2020 35 Arten. In der Wechselbrache nimmt die Anzahl an Arten von 72 auf 59 Arten ab. In der Mahd- und Reserve-Fläche nehmen die Artenzahlen geringfügig von 42 auf 43 zu, bzw. von 63 auf 62 ab.

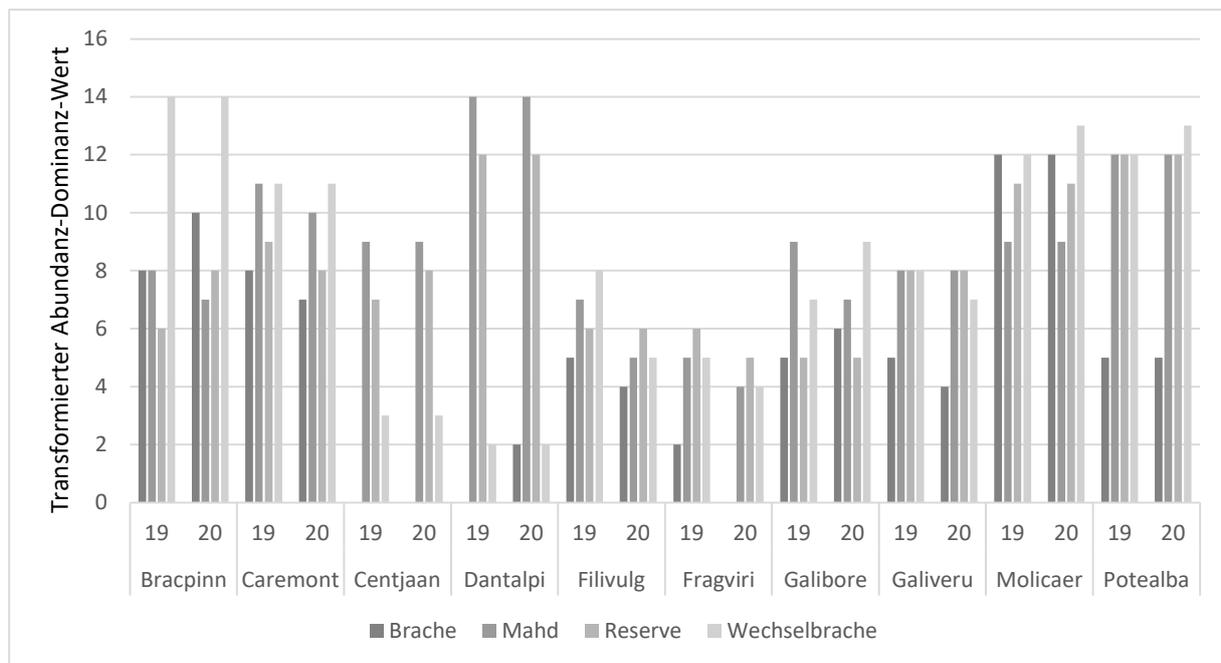


Abbildung 15, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 8 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 15 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

Nach der Entbuschungsmaßnahme konnte in der Brache-Fläche eine Zunahme von *Brachypodium pinnatum* und *Galium boreale* verzeichnet werden (Abb. 15). *Carex montana*, *Filipendula vulgaris* und *Galium verum* nehmen in der Brache-Fläche ab. Die restlichen abgebildeten Arten bleiben unverändert.

In der Wechselbrache nehmen *Filipendula vulgaris*, *Fragaria viridis* und *Galium verum* ab, während *Potentilla alba*, *Molinia caerulea* agg. und *Galium boreale* zunehmen. Die restlichen dargestellten Arten bleiben gleich.

In den gemähten Flächen nehmen die Deckungswerte der dargestellten Arten eher ab, bzw. bleiben unverändert, als einzige Art nimmt *Brachypodium pinnatum* in der Mahd-Fläche zu.

In der Brache-Fläche entfallen von 7 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf CSR-Strategen, 4 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche wurde 1 C-Strategie wiederentdeckten. In der Reserve-Fläche entfallen von 4 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CSR-Strategen, 2 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 4 wiederentdeckten Arten 3 Arten auf CSR-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen.

Im Jahr 2020 fehlen im Zaun 8 gänzlich neue Arten.

Tabelle 20, Wiederentdeckte in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 8 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Agrocapi	Cratmono	Daclglom	Dantalpi	Festnisc	Pyrupyra
Trifalpe					
Mahd					
Quercerr					
Reserve					
Koelpyra	Prnevulg	Prunlavu	Pyrupyra	Quercerr	
Wechselbrache					
Hypeperf	Leonhisp	Luzucamp	Violrupe		

3.2.9 Zaun 9- Kaltbründlwiese (*Festuco-Trisetum*)

Tabelle 11 kann man entnehmen, dass in der Brache-Fläche von Zaun 9 die Anzahl an Arten von 43 auf 57 ansteigt. In den gemähten Flächen steigt die Anzahl an Arten jeweils um 1 Art von 58 auf 59 Arten in der Mahd-Fläche und von 52 auf 53 in der Reserve-Fläche. In der Wechselbrache verringert sich die Anzahl an Arten von 52 auf 48.

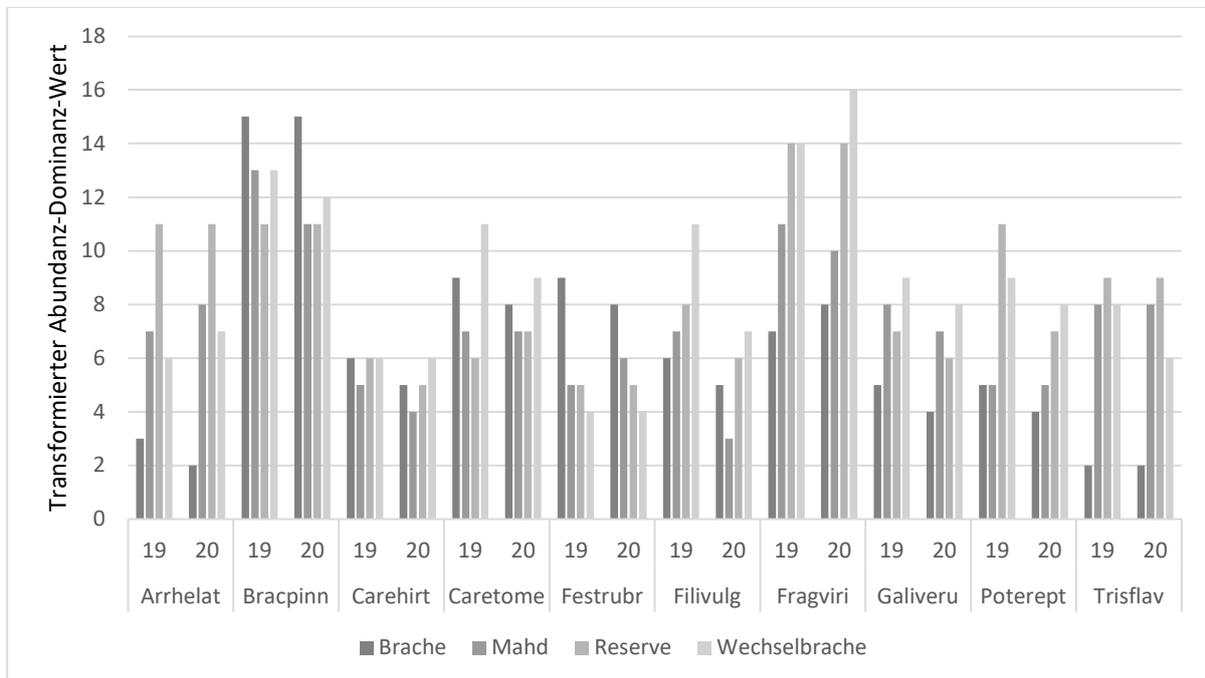


Abbildung 16, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 9 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 16 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In der Brache-Fläche kann keine gravierende Änderung der Deckungswerte der in Abbildung 16 angezeigten Arten festgestellt werden. Die meisten dargestellten Arten bleiben unverändert von 2019 auf 2020. Nur *Arrhenatherum elatius*, *Carex hirta*, *C. tomentosa*, *Festuca rubra*, *Filipendula vulgaris* und *Potentilla reptans* nehmen alle nur um einen Schritt entlang der transformierten Deckungswertskala ab. Nur *Fragaria viridis* nimmt um einen Schritt entlang der Skala an Deckung zu.

In der Wechselbrache sind größere Veränderungen der angezeigten Arten erkennbar. *Arrhenatherum elatius* und *Fragaria viridis* nehmen an Deckung zu. *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa*, *Filipendula vulgaris*, *Galium verum*, *Trisetum flavescens* und *Potentilla reptans* nehmen teils auch deutlich, im Falle des Mädesüß, an Deckung ab.

In den gemähten Flächen zeichnen sich sehr unterschiedliche Muster ab. Generell nehmen jedoch die *Carex hirta*, *Brachypodium pinnatum*, *Filipendula vulgaris*, *Galium verum* und *Potentilla reptans* in den gemähten Flächen ab. Die restlichen in der Grafik angezeigten Arten bleiben konstant, bzw. zeigen geringfügige Änderungen.

Tabelle 21, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 9 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Acercamp	Bromhord	Bromrace	Carespic	Carpbetu	Chenalbu
Erigcana	Cratmono	Echccrug	Epilmont	Ficavern	Fraxexce
Geumurba	Hypeperf	Myosramo	Pimpsaxi	Polgavic	Pyrupyra
Quercerr	Ranuacri	Setapumi	Solanigr	Trifprat	Trifrepe
Vernoffi					
Mahd					
Agrieupa	Bromrace	Knauarve	Myosramo	Pyrupyra	Quercerr
Rosasubc	Trifdubi				
Reserve					
Bromhord	Erigcana	Myosramo	Sherarve	Trifdubi	Urtidioi
Veroarve					
Wechselbrache					
Conycana	Hypeperf	Myosramo	Oxaleuro	Tragorie	Trifdubi
Veroarve					

Die Arten *Erigeron canadensis*, *Echinochloa crus-gali*, *Epilobium montanum*, *Geum urbanum*, *Quercus cerris*, *Sherardia arvensis*, *Oxalis europaea*, *Setaria pumila* und *Solanum nigrum* sind auf der Brache-Fläche gänzlich neue Arten, da diese Arten in keiner früheren Vegetationsaufnahme der Zaunfläche entdeckt wurden. Weiters sind gänzlich neu

eingewandert: *Quercus cerris* in der Brache-Fläche, *Sherardia arvensis* in der Reserve-Fläche und *Oxalis europaea* in der Wechselbrache.

In der Brache-Fläche entfallen von 24 wiederentdeckten Arten 3 Arten auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 6 Arten auf CR-Strategen, 3 Arten auf CSR-Strategen, 8 Arten auf C-Strategen und 3 Arten auf CS Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 8 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 1 Art auf CR-Strategen und 5 Arten auf C-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 3 Arten auf R-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen und 1 Art auf C-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 7 wiederentdeckten Arten 4 Arten auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 1 Art auf CR-Strategen und 1 Art auf C-Strategen.

3.2.10 Zaun 10- Glasgrabenwiese (*Nardetum*)

In der Glasgrabenwiese verdoppelt sich in der Brache-Fläche die Anzahl an Arten von 21 auf 42. In der Wechselbrache sinkt die Anzahl von 58 auf 54 Arten, ebenso sinkt die Anzahl an Arten in der Reserve-Fläche von 53 auf 50 Arten. In der Mahd-Fläche nimmt die Anzahl an Arten 39 auf 41 Arten zu (Tab. 11).

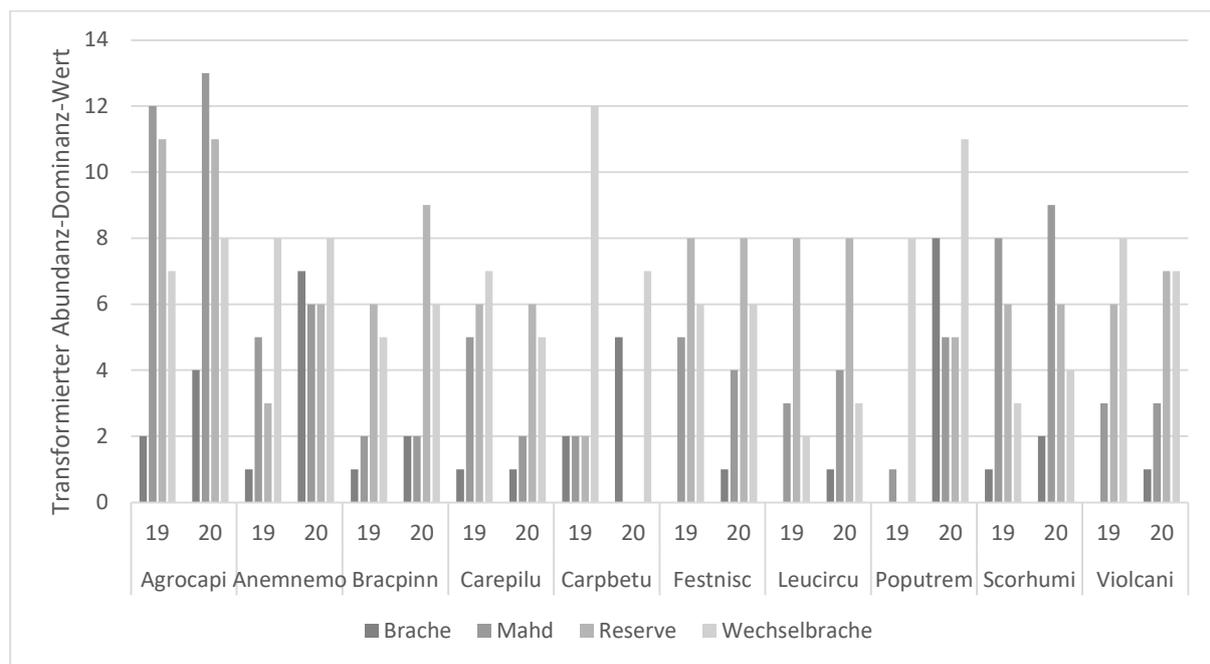


Abbildung 17, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 10 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 17 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

Abbildung 17 verdeutlicht, dass in der Brache-Fläche des *Nardetums* *Agrostis capillaris*, *Anemone nemorosa*, *Brachypodium pinnatum*, *Carpinus betulus*, *Festuca nigrescens*, *Populus*

tremula, *Scorzonera humilis* und *Viola canina* mäßig bis sehr deutlich an Deckung zunehmen. *Molinia caerulea* agg. und *Carpinus betulus* nehmen in der Brache-Fläche ab. Die restlichen in der Abbildung angezeigten Arten bleiben gleich.

In den Mahd-Flächen nimmt *Anemone nemorosa* in einer Teilfläche zu und in der anderen ab. *Carpinus betulus* verschwindet gänzlich aus den gemähten Flächen und *Carex pilulifera*, *Molinia caerulea* agg. und *Festuca nigrescens* nehmen ab in den Flächen. Die restlichen in Abbildung 17 angeführten Arten bleiben unverändert oder nehmen leicht an Deckung zu.

In der Wechselbrache nehmen *Agrostis capillaris*, *Brachypodium pinnatum*, *Populus tremula* und *Scorzonera humilis* zu, während *Carex pilulifera*, *Carpinus betulus*, *Molinia caerulea* agg. und *Viola canina* abnehmen.

Tabelle 22, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 10 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Agrocani	Ajugrept	Brizmedi	Camprotu	Carecary	Caremont
Carepall	Erigcana	Dantdecu	Erechier	Festnisc	Holclana
Hyporadi	Leucircu	Lotucorn	Lychfloc	Myosramo	Polyvulg
Poputrem	Prunaviu	Querrobu	Rubuspec	Salicapr	Solanigr
Verooffi	Violcani	Violrupe			
Mahd					
Achicoll	Brizmedi	Carecary	Caretome	Querpetr	
Reserve					
Galialbu	Poputrem	Quercerr	Querrobu	Salicapr	Thympule
Wechselbrache					
Hyporadi	Salicapr				

In Tabelle 22 kann noch einmal die hohe Zuzugsrate in die Brache-Fläche nachvollzogen werden. Die Arten *Erigeron canadensis*, *Erechtites hieraciifolius*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis ramosissima*, *Prunus avium*, *Rubus sp.*, *Solanum nigrum* und *Viola rupestris* sind gänzlich neue Arten, da sie in keiner früheren Vegetationsaufnahme der Zaunfläche aufgenommen wurden.

In der Brache entfallen von 27 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 2 Arten auf SR Strategen, 3 Arten auf CR-Strategen, 12 Arten auf CSR-Strategen, 7 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 5 wiederentdeckten Arten 1 Art auf SR-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen, 1 Art auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CSR-Strategen und 4 Arten auf C-Strategen.

3.2.11 Zaun 11- Pölzerwiese (*Molinietum*)

Tabelle 11 zeigt, dass in der Brache-Fläche von Zaun 11 die Anzahl an Arten erheblich, nämlich von 39 auf 69, steigt. In der Wechselbrache steigt die Anzahl an Arten von 46 auf 51 Arten und in den gemähten Flächen geringfügig von 55 auf 58 Arten in der Mahd-Fläche sowie von 61 auf 62 Arten in der Reserve-Fläche.

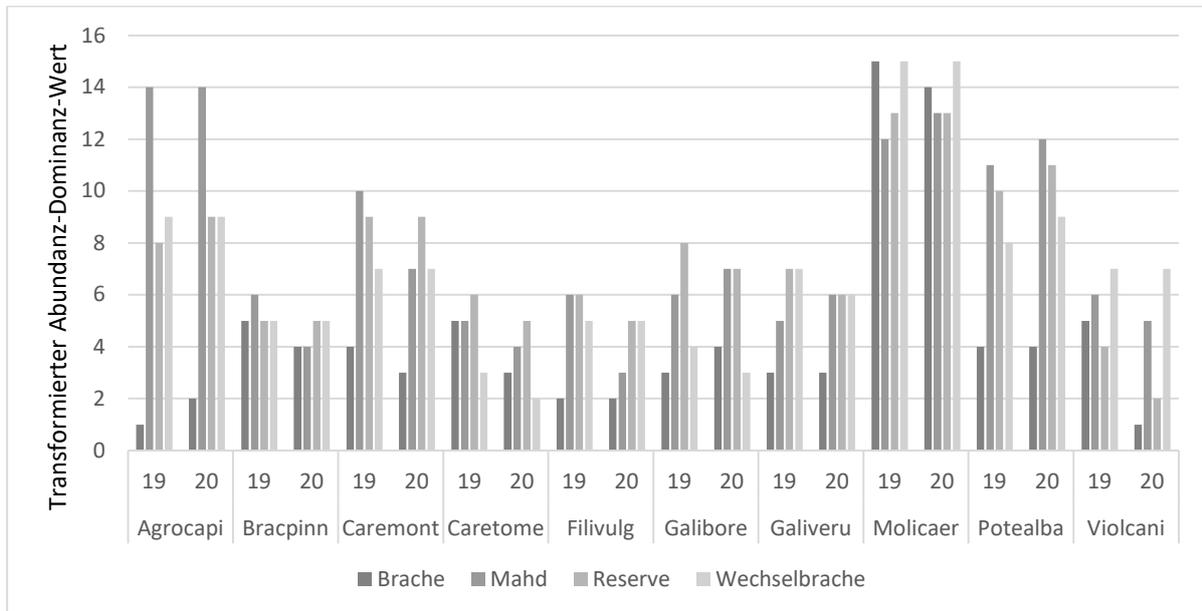


Abbildung 18, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 11 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 8 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In der Brache-Fläche nehmen *Ajuga reptans*, *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa*, *Colchicum autumnale*, *Festuca rubra*, *Galium album*, *Lysimachia nummularia* und *Molinia caerulea* agg. an Abundanz/Dominanz zu. *Agrostis gigantea* und *Viola alba* bleiben gleich.

In den gemähten Behandlungsvarianten bleiben die in Abbildung 18 dargestellten Arten ähnlich, bei *Ajuga reptans* kann sowohl in der Mahd als auch in der Reserve-Fläche eine Zunahme des Abundanz/Dominanz-Wertes verzeichnet werden.

In der Wechselbrache nimmt der Abundanz/Dominanz-Wert von *Agrostis gigantea* ab, die Abundanz/Dominanz-Werte von *Ajuga reptans*, *Colchicum autumnale*, *Festuca rubra*, *Galium album*, *Lysimachia nummularia* und *Viola alba* nehmen zu. Die restlichen in Abbildung 18 dargestellten Arten der Wechselbrache bleiben gleich mächtig.

Tabelle 23, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 11 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Betupend	Bracpinn	Calaepig	Careflac	Cirsvulg	Colcautu
Cratlaev	Daclglom	Desccesp	Epilparv	Equiarve	Euphamyg
Ficavern	Fragviri	Galialbu	Galimoll	Holclana	Hypetetr
Lapscomm	Lathprat	Leonhisp	Leucvulg	Lotucorn	Lysinumm
Malusylv	Ophivulg	Oxaleuro	Physalke	Planlanc	Planmajo
Poaatriv	Poterept	Prnevulg	Pulidyse	Ranuacri	Rhamcath
Rosamicr	Rubucane	Selicarv	Silasila	Soladulc	Solanigr
Soncaspe	Taraoffi	Trifrepe	Vernoffi	Vicisepi	
Mahd					
Agrieupa	Euoneuro	Hedeheli	Quercerr	Taraoffi	Verocham
Reserve					
Arabhirs	Hedeheli	Leonhisp	Ligrvulg	Malusylv	Quercerr
Querpetr					
Wechselbrache					
Achicoll	Arrhelat	Daclglom	Ficavern	Filivulg	Linucath
Phleprat	Ranuauri	Violreic			

Arabis hirsuta, *Cirsium vulgare*, *Epilobium parviflorum*, *Galium mollugo*, *Lapsana communis*, *Quercus petraea*, *Oxalis europaea*, *Physalis alkekengi*, *Rosa micrantha*, *Rubus canescens*, *Solanum dulcamara*, *Solanum nigrum*, *Sonchus asper* und *Verbena officinalis* sind gänzlich neue Arten, die in keiner Vegetationsaufnahme dieser Zaunfläche zu einem früheren Zeitpunkt aufgenommen wurden.

In der Brache entfallen von 47 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf R-Strategen, 7 Arten auf CR-Strategen, 14 Arten auf CSR-Strategen, 19 Arten auf C-Strategen und 5-Arten auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CR-Strategen, 1 Art auf CSR-Strategen, 3 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 7 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf CSR-Strategen, 4 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 9 wiederentdeckten Arten 1 Art auf SR-Strategen, 4 Arten auf CSR-Strategen, 3 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen.

3.2.12 Zaun 12- Bärenbergwiese (*Brometum*)

In Tabelle 11 kann man ablesen, dass in der Brache-Fläche von Zaun 12 die Anzahl an Arten von 40 auf 46 Arten steigt. In der Wechselbrache steigt die Anzahl von 44 auf 53 Arten und in den gemähten Flächen nimmt die Artenzahlen ab von 77 auf 72 in der Mahd-Fläche und von 68 auf 65 in der Reserve-Fläche.

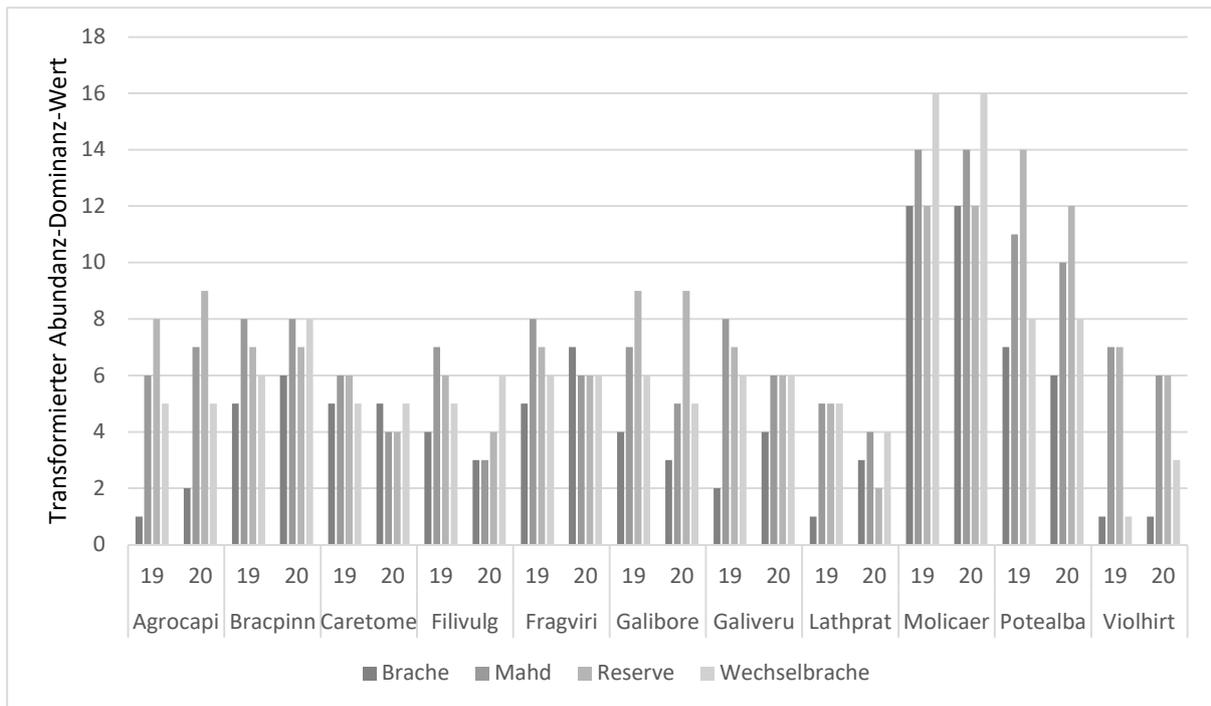


Abbildung 19, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 12 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 19 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

Abbildung 19 kann man entnehmen, dass *Agrostis capillaris*, *Brachypodium pinnatum*, *Fragaria viridis* und *Galium verum* in der Brache-Fläche an Deckung zunehmen. *Filipendula vulgaris*, *Galium boreale* und *Potentilla alba* nehmen dort an Deckungswerten ab. Die restlichen abgebildeten Arten bleiben in der Brache konstant.

Die angezeigten Arten reagieren in der Wechselbrache kaum auf die Maßnahme und bleiben in ihrer Deckung eher unverändert, nur *Brachypodium pinnatum* und *Filipendula vulgaris* nehmen etwas zu und *Galium boreale* nahm ab.

In der Mahd-Fläche nimmt *Agrostis capillaris* etwas an Deckung zu, während *Potentilla alba*, *Carex tomentosa*, *Filipendula vulgaris*, *Fragaria viridis*, *Galium boreale* und *Galium verum* abnehmen. In der Reserve-Fläche nimmt *Agrostis capillaris* ebenfalls etwas zu, während *Carex tomentosa*, *Filipendula vulgaris*, *Lathyrus pratensis* und *Potentilla alba* an Deckung abnehmen.

Tabelle 24, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 12 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Carecary	Carepall	Cirsvulg	Clinvulg	Cratmono	Daclglom
Holclana	Planlanc	Pyrupyra	Quercerr	Setapumi	Taraoffi
Trifprat	Trifrepe	Vernoffi	Verooffi		
Mahd					
Careflac	Quercerr				
Reserve					
Carehirt	Festrupi	Myosramo	Pyrupyra	Quercerr	Vicitetr
Wechselbrache					
Achicoll	Antxodor	Aradthal	Brizmedi	Campglom	Camppatu
Careflac	Carehirt	Cenmeryt	Cratmono	Desccesp	Homapube
Linucath	Lotucorn	Ranuacri	Trifdubi	Trifprat	

Arabidopsis thaliana, *Quercus cerris* und *Verbena officinalis* sind gänzlich neue Arten in die Zaunfläche, da diese Arten in keiner früheren Vegetationsaufnahme des Zauns aufgezeichnet wurden.

In der Brache-Fläche entfallen von 16 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 4 Arten auf CR-Strategen, 4 Arten auf CSR-Strategen, 6 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 2 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CSR-Strategen und 1 Art auf C-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 3 Arten auf C-Strategen, 1 Art auf CS-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 17 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf R-Strategen, 2 Arten auf SR-Strategen, 5 Arten auf CSR-Strategen, 6 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen.

3.2.13 Zaun 13- Wildpretwiese (*Molinietum*)

Tabelle 11 kann man entnehmen, dass in der Brache-Fläche von Zaun 13 die Anzahl an Arten von 32 auf 45 steigt. In der Wechselbrache steigt die Anzahl von 47 auf 54 Arten und in den gemähten Flächen sinken die Artenzahlen von 76 auf 69 in der Mahd-Fläche, bzw. von 69 auf 65 Arten in der Reserve-Fläche.

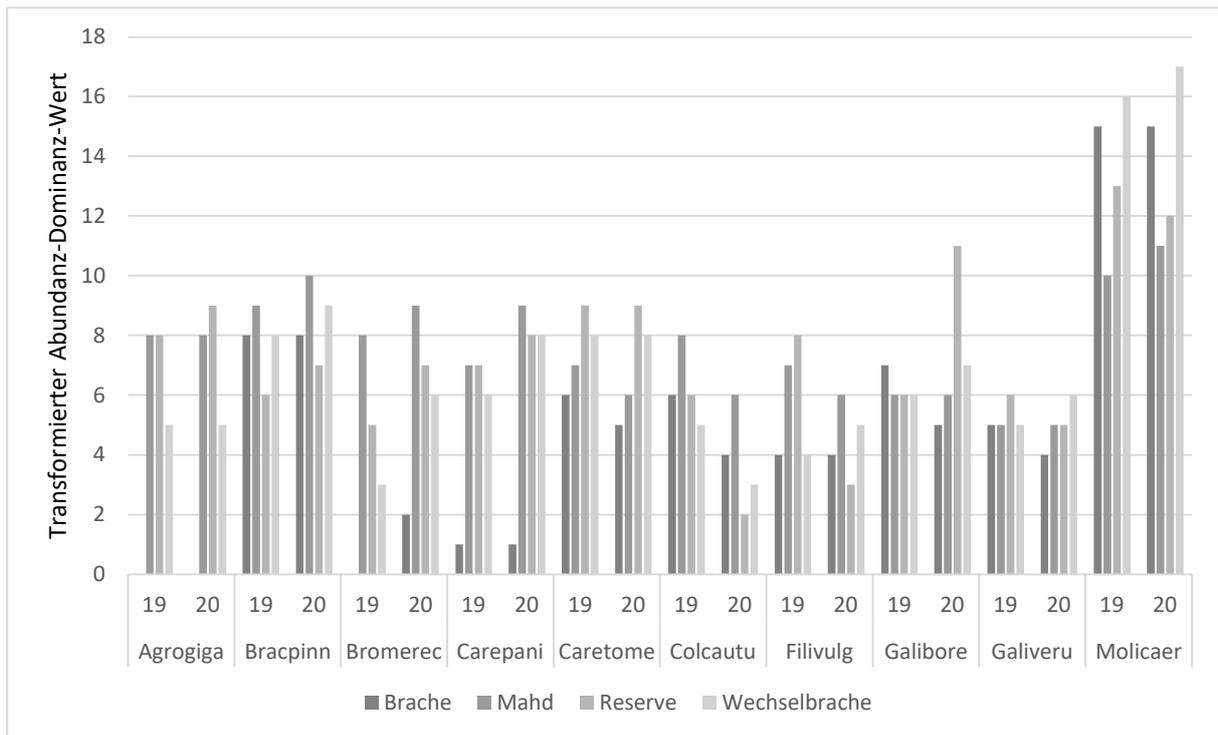


Abbildung 20, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 13 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 20 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In Abbildung 20 ist zu erkennen, dass in der Brache *Carex tomentosa*, *Colchicum autumnale*, *Galium boreale* und *G. verum* an Deckung abnehmen, *Bromus erectus* nimmt an Abundanz/Dominanz-Wert zu und die restlichen angezeigten Arten bleiben konstant.

Auf den beiden gemähten Flächen bleiben die Arten konstant deckend, außer bei *Colchicum autumnale* und *Filipendula vulgaris* kann eine Abnahme verzeichnet werden. Ebenso nimmt *Galium boreale* in der Reserve-Fläche ab.

In der Wechselbrache nehmen *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Carex panicea*, *Filipendula vulgaris*, *Galium boreale*, *G. verum* und *Molinia caerulea* agg. an Abundanz/Dominanz-Wert zu, *Colchicum autumnale* nimmt ab.

Tabelle 25, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 13 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Bromerec	Cratmono	Cruclaev	Daclglom	Euoneuro	Galepube
Holclana	Hypetetr	Inulsali	Linucath	Lotucorn	Lotumari
Medifalc	Mentaqua	Myosarve	Prunaviu	Rosacani	Silasila
Trifprat	Trisflav	Vernoffi	Vicihirs		
Mahd					
Cenmeryt	Festarun	Malusylv	Taraoffi		
Reserve					
Taraoffi	Teuccham				
Wechselbrache					
Allicari	Leonhisp	Orobgrac	Poaatriv	Quercerr	Ranuacri
Ranubulb	Taraoffi	Trifmont	Trisflav		

Festuca arundinacea und *Galeopsis pubescens* sind gänzlich neue Arten in der Zaunfläche, da sie in keiner früheren Vegetationsaufnahme aufgenommen wurden.

In der Brache-Fläche entfallen von 20 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen, 5 Arten auf CSR-Strategen, 7 Arten auf C-Strategen und 4 Arten auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche entfallen von 4 wiederentdeckten Arten 1 Art auf SR-Strategen, 1 Art auf CR-Strategen und 2 Arten auf C-Strategen. In der Reserve-Fläche entfallen von 2 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CR-Strategen und 1 Art auf CSR-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 9 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CR-Strategen, 6 Arten auf CSR-Strategen und 2 Arten auf C-Strategen.

3.2.14 Zaun 14- Nikolaiwiese (*Brometum*)

In Tabelle 11 kann man ablesen, dass in der Brache-Fläche von Zaun 14 die Anzahl an Arten von 56 auf 42 Arten sinkt. In der Wechselbrache steigt die Anzahl von 61 auf 63 Arten. In der Mahd-Fläche nimmt die Artenanzahl von 46 auf 54 Arten zu und in der Reserve-Fläche von 59 auf 58 Arten ab.

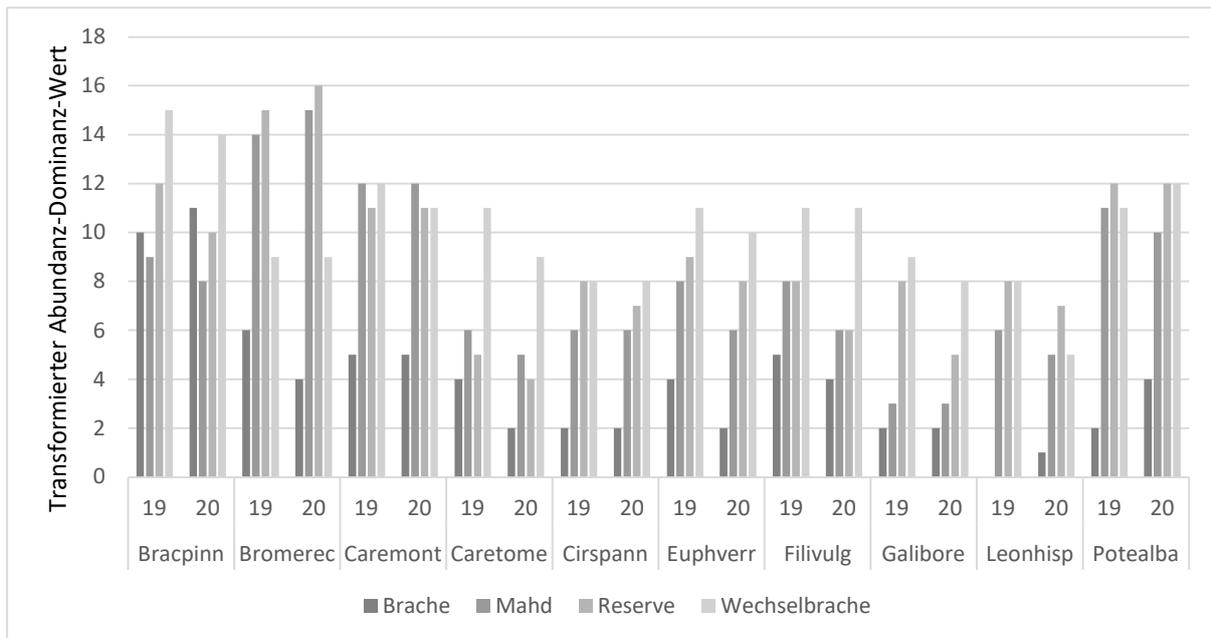


Abbildung 21, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 14 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 21 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In der Brache-Fläche nehmen *Potentilla alba*, *Leontodon hispidus* und *Brachypodium pinnatum* an Deckungswert zu. *Bromus erectus*, *Carex tomentosa*, *Euphorbia verrucosa* und *Filipendula vulgaris* nehmen an Deckungswerten ab. Die restlichen in Abbildung 21 angeführten Arten bleiben gleich stark deckend.

In der Wechselbrache bleiben die meisten Arten konstant, einzig *Potentilla alba* kann an Deckungswert in der Wechselbrache dazugewinnen, *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa*, *Euphorbia verrucosa*, *Galium boreale* und *Leontodon hispidus* nehmen an Deckung ab.

In der Mahd-Fläche nimmt *Bromus erectus* etwas an Deckung zu, während *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa*, *Euphorbia verrucosa*, *Galium boreale*, *Filipendula vulgaris* und *Leontodon hispidus* an Deckung abnehmen. In der Reserve-Fläche nimmt nur *Bromus erectus* etwas an Deckung zu, während *Brachypodium pinnatum*, *Filipendula vulgaris* und *Galium boreale* abnehmen.

Tabelle 26, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 14 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Achicoll	Agrocapi	Allicari	Arctsp__	Clemvita	Conycana
Dauccaro	Euphcypa	Lactserr	Leonhisp	Lotumari	Maludome
Ononspin	Querpetr	Ranubulb	Senevulg	Setapumi	Taraoffi
Trifmont	Trifochr	Vernoffi	Vicihirs		
Mahd					
Quercerr					
Reserve					
Cynscris	Ranuacri	Rumeacet			
Wechselbrache					
Allivine	Avenprat	Camprotu	Koelpyra		

Arctium sp., *Erigeron canadensis*, *Clematis vitalba*, *Lactuca serriola*, *Lotus maritimus*, *Senecio vulgaris*, *Setaria pumila*, *Vicia hirsuta* und *Verbena officinalis* sind gänzlich neue Arten in dieser Zaunfläche, da sie in keiner früheren Vegetationsaufnahme aufgenommen wurden.

In der Brache-Fläche entfallen von 22 wiederentdeckten Arten 3 Arten auf R-Strategen, 5 Arten auf CR-Strategen, 7 Arten auf CSR-Strategen, 5 Arten auf C-Strategen und 2 Arten auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche wurde 1 C-Strategie wiederentdeckt. In der Reserve-Fläche entfallen von 3 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CSR-Strategen und 2 Arten auf C-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 4 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf CSR-Strategen und 2 Arten auf CS-Strategen.

3.2.15 Zaun 15- Kaltbründlwiese (*Brometum*)

Tabelle 11 kann man entnehmen, dass in der Brache von Zaun 15 die Anzahl an Arten von 61 auf 89 Arten steigen. In der Wechselbrache steigen die Artenzahlen von 74 auf 76 und in den gemähten Flächen nehmen sie etwas ab, von 85 auf 79 Arten in der Mahd-Fläche und von 77 auf 72 Arten in der Reserve-Fläche.

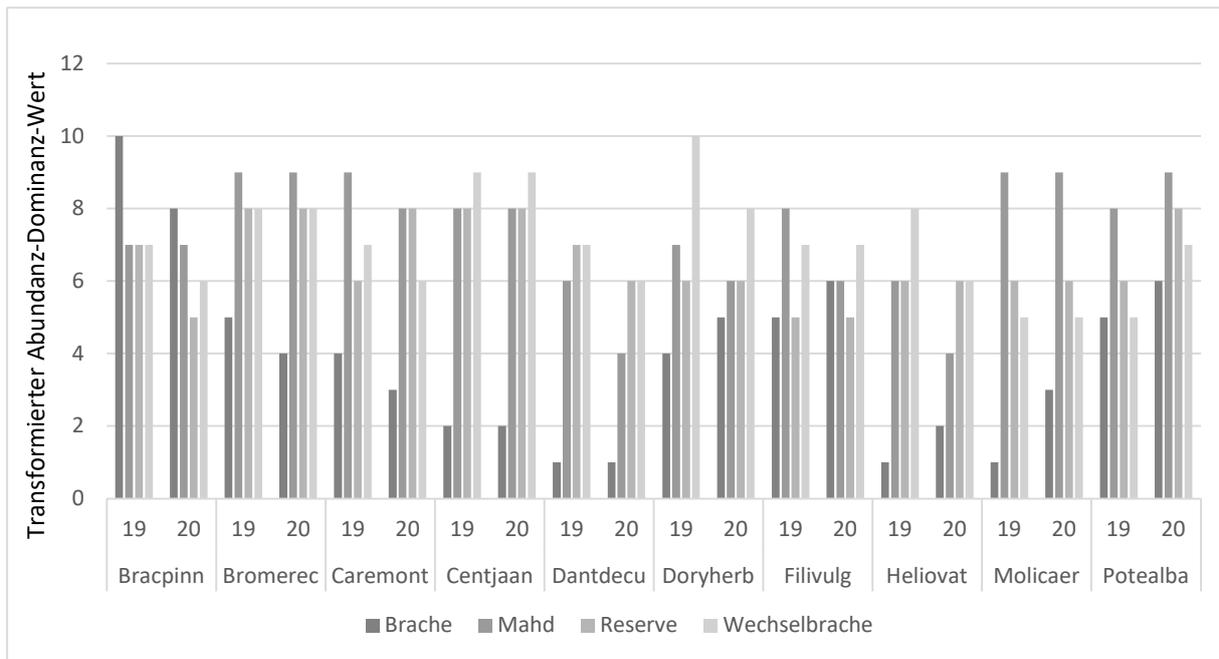


Abbildung 22, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsommen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 15 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 22 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In der Brache-Fläche nehmen *Filipendula vulgaris*, *Potentilla alba*, *Molinia caerulea* agg. und *Helianthemum ovatum* an Deckungswert zu, hingegen nehmen *Dorycnium herbaceum*, *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus* und *Carex montanum* an Deckungswert ab. Die restlichen in Abbildung 22 Arten bleiben gleich.

In der Wechselbrache nehmen *Brachypodium pinnatum*, *Carex montana*, *Danthonia decumbens*, *Dorycnium herbaceum* und *Helianthemum ovatum* ab, die restlichen abgebildeten Arten bleiben gleich - ausgenommen *Potentilla alba*, die zunimmt.

In der Mahd-Fläche nehmen die Deckungswerte von *Danthonia decumbens*, *Helianthemum ovatum* und *Filipendula vulgaris* ab. In der Reserve-Fläche nehmen *Brachypodium pinnatum* und *Danthonia decumbens* an Deckung ab, während *Potentilla alba* und *Carex montana* an Deckung zunehmen.

Tabelle 27, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 15 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Allicari	Brizmedi	Camprotu	Carpbetu	Cirsarve	Conycana
Cratlaev	Erigannu	Euphcypa	Hierbauh	Homapube	Hypeperf
Hyporadi	Knauarve	Lactserr	Leonhisp	Lotumari	Lychfloc
Poaaprat	Potehept	Quercerr	Rosacani	Rosamicr	Scorautu
Senevulg	Setapumi	Solanigr	Soncaspe	Taraoffi	Trifdubi
Trifmont	Trifprat	Trifrepe	Vernoffi	Viciangu	
Mahd					
Malusylv	Rosacani				
Reserve					
Clinvulg	Lotumari	Orobgrac	Seslulig		
Wechselbrache					
Cirspann	Cynscris	Equiteml	Genitinc	Knauarve	Koelpyra
Orobgrac	Rosamicr	Veroarve			

Cirsium arvense, *Erigeron canadensis*, *Lactuca serriola*, *Poa pratensis* s. str., *Senecio vulgaris*, *Setaria pumila*, *Solanum nigrum* und *Sonchus asper* sind gänzlich neue Arten in der Zaunfläche, da diese in keiner früheren Vegetationsaufnahme aufgezeichnet wurden. *Crataegus laevigata* war 2019 in der Baumschicht vorhanden und konnte nach der Entbuschungsmaßnahme nicht mehr austreiben. Die aufgetauchten Keimlinge von *Crataegus laevigata* stellen nur in der Krautschicht eine „neue Art“ dar, sie ist aber im Grunde keine gänzlich neue Art.

In der Brache-Fläche entfallen von 35 wiederentdeckten Arten 4 Arten auf R-Strategen, 7 Arten auf CR-Strategen, 12 Arten auf CSR-Strategen, 10 Arten auf C-Strategen und 1 Art auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche sind 2 C-Strategen wiederentdeckten. In der Reserve-Fläche entfallen von 3 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CSR-Strategen und 2 Arten auf CS-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 8 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 1 Art auf CSR-Strategen, 2 Arten auf C-Strategen und 3 Arten auf CS-Strategen.

3.2.16 Zaun 16- Kleine Grünauer Teichwiese (*Brometum*)

Tabelle 11 kann man entnehmen, dass die Anzahl der Arten in der Brache-Fläche von Zaun 16 von 56 auf 70 steigt, in der Wechselbrache von 74 auf 76. In den gemähten Flächen nehmen die Artenzahlen ab, von 85 auf 79 in der Mahd-Fläche sowie von 77 auf 72 in der Reserve-Fläche.

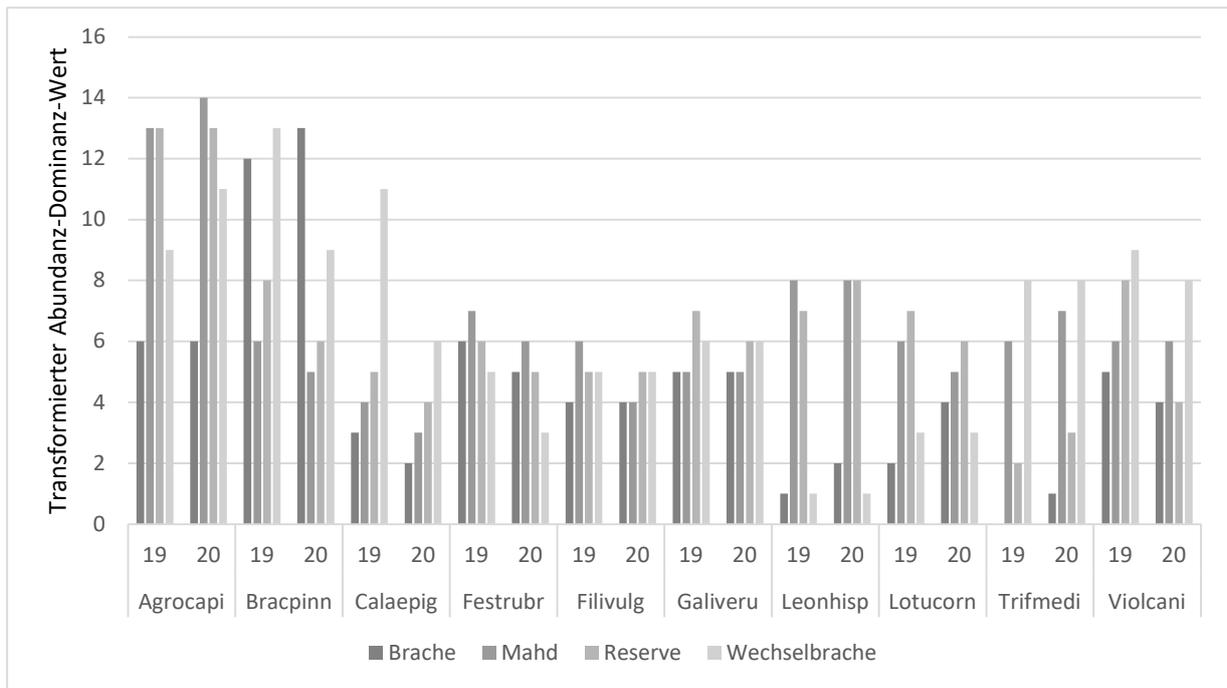


Abbildung 23, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 16 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 23 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In der Brache-Fläche nehmen *Calamagrostis epigejos*, *Festuca rubra*, und *Viola canina* an Deckung geringfügig ab. Hingegen nehmen *Brachypodium pinnatum* und *Lotus corniculatus* an Deckung zu, die restlichen in Abbildung 23 abgebildeten Arten bleiben in der Brache-Fläche konstant.

In der Wechselbrache sind deutlichere Reaktionen der Arten zu verzeichnen. So nimmt *Agrostis capillaris* als einzige Art zu und *Brachypodium pinnatum*, *Calamagrostis epigejos*, *Carex hirta*, *Festuca rubra* und *Viola canina* deutlich ab. Die restlichen abgebildeten Arten bleiben konstant.

In der Mahd-Fläche nimmt *Filipendula vulgaris* nennenswert an Deckung ab, während *Trifolium medium* und *Agrostis capillaris* etwas an Deckung zunehmen. In der Reserve-Fläche nehmen *Brachypodium pinnatum* und *Viola canina* an Deckung ab, während *Trifolium medium* und *Leontodon hispidus* etwas an Deckung zunehmen.

Die restlichen abgebildeten Arten bleiben unverändert.

Tabelle 28, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 16 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Agrieupa	Anemnemo	Camppatu	Carecary	Cornmas_	Cynscris
Festnisc	Galipumi	Homapube	Lathniss	Phleprat	Poaatriv
Prnelaci	Prnevulg	Prunaviu	Quercerr	Rhinmino	Soncaspe
Tragorie	Trifmedi	Trifprat	Trifrepe		
Mahd					
Cratmono					
Reserve					
Alopprat	Betupend	Ceraholo	Cratmono	Prnevulg	Quercerr
Wechselbrache					
Camppatu	Ceraholo	Cynscris	Festnisc	Hypeperf	Linucath
Molicaer	Trifdubi				

Alopecurus pratensis, sowie *Cornus mas*, *Lathyrus nissolia* und *Sonchus asper* sind gänzlich neue Arten in der Zaunfläche, da diese Arten in keiner früheren Vegetationsaufnahme aufgezeichnet wurden.

In der Brache-Fläche entfallen von 22 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf R-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen, 9 Arten auf CSR-Strategen und 9 Arten auf CS-Strategen. In der Mahd-Fläche ist ein C-Strategen eingewandert. In der Reserve-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 1 Art auf CR-Strategen, 1 Art auf CSR-Strategen und 4 Arten auf C-Strategen. In der Wechselbrache entfallen von 8 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 1 Art auf SR-Strategen, 1 Art auf CR-Strategen, 2 Arten auf CSR-Strategen und 3 Arten auf C-Strategen.

3.2.17 Zaun 17- Dianawiese (*Festuco-Trisetetum*)

In Tabelle 11 kann man ablesen, dass in der Brache-Fläche von Zaun 17 die Anzahl an Arten von 36 auf 43 Arten steigt und in der Wechselbrache die Anzahl nur von 41 auf 42 Arten steigt. In den gemähten Flächen sinkt die Anzahl an Arten von 56 auf 52 Arten in der Mahd-Fläche und steigt von 45 auf 48 Arten in der Reserve-Fläche.

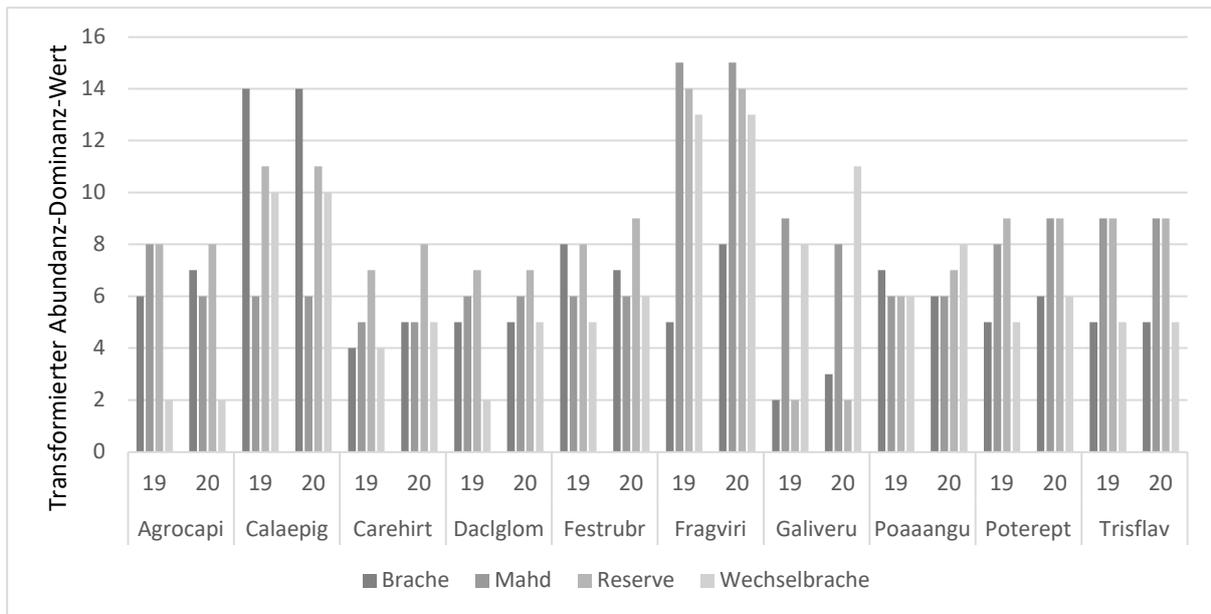


Abbildung 24, Veränderung der transformierten Abundanz/Dominanzwerte der 10 Arten mit den höchsten Deckungswertsummen aus allen 4 Teilflächen in der Zaunfläche 17 zwischen 2019 und 2020, differenziert nach den 4 Behandlungsvarianten (B=Brache, M=Mahd, R=Reserve, W=Wechselbrache). Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Die Auswahl der Arten in Abbildung 24 erfolgte durch die Berechnung der Summe aus allen Deckungswerten aus beiden Erhebungsjahren.

In der Brache-Fläche nehmen *Agrostis capillaris*, *Carex hirta*, *Galium verum*, *Fragaria viridis* und *Potentilla reptans* an Deckungswert zu, während *Festuca rubra* und *Poa angustifolia* an Deckungswert abnehmen. Die restlichen Arten in Abbildung 24 abgebildet bleiben gleich.

In den gemähten Flächen verändern sich die Deckungen der abgebildeten Arten kaum.

In der Wechselbrache bleiben alle Arten konstant, bis auf *Festuca rubra*, *Poa angustifolia* und *Potentilla reptans* deren Deckungswerte nur geringfügig zunehmen.

Tabelle 29, Wiederentdeckte oder gänzlich neue Arten (in rot) in den einzelnen Teilflächen (Behandlungsvarianten) in Zaun 17 im Jahr 2020. Die vollständigen Namen der Arten sind in Tabelle 37 im Anhang nachzulesen.

Brache					
Anemnemo	Bromrace	Cratmono	Oxaleuro	Poaatriv	Quercerr
Ranuauri	Setapumi	Trifprat	Trifrepe	Veroserp	Viciangu
Violhirt					
Mahd					
Ajugrept					
Reserve					
Conlarve	Lotucorn	Tragorie	Veroserp	Viciangu	Violcani
Wechselbrache					
Anemnemo	Bromrace	Leucpyre	Poaatriv	Viciangu	

Crataegus monogyna, *Oxalis europaea*, *Quercus cerris* und *Setaria pumila* sind gänzlich neue Arten in der Zaunfläche, da diese Arten in keiner früheren Vegetationsaufnahme aufgezeichnet wurden.

In der Brache-Fläche entfallen von 13 wiederentdeckten Arten 2 Arten R-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen, 6 Arten auf CSR-Strategen und 3 Arten auf C-Strategen.

In der Mahd-Fläche ist die eine wiederentdeckte Art ein CSR-Strategie.

In der Reserve-Fläche entfallen von 6 wiederentdeckten Arten 1 Art auf R-Strategen, 2 Arten auf CR-Strategen und 3 Arten auf CSR-Strategen.

In der Wechselbrache entfallen von 5 wiederentdeckten Arten 2 Arten auf CR-Strategen und 3 Arten auf CSR-Strategen.

3.3 Multivariate Analyse der Vegetationsaufnahmen aus 2019 und 2020:

3.3.1 Ergebnisse der Korrespondenzanalysen

Eine einfache Korrespondenzanalyse (=Weighted Averaging-Verfahren) zeigt eine starke Verzerrung des floristischen Raumes durch einzelne stark von der Baumschicht dominierte Quadranten-Aufnahmen (z.B. 74 und 82) aus dem Jahr 2019 (Abb. 25)

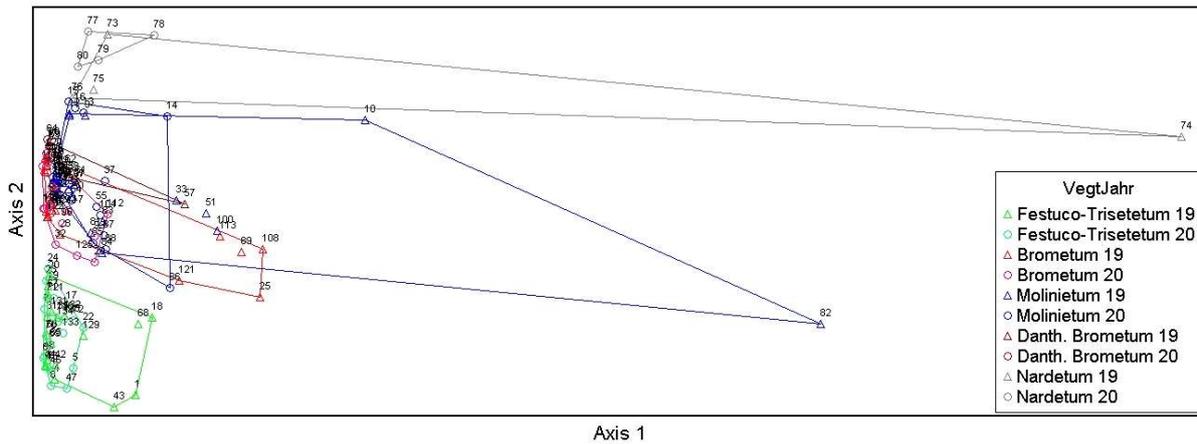


Abbildung 25, Einfache Korrespondenzanalyse des Datensatzes mit 318 Arten der beiden Jahre 2019 und 2020. Verteilung der Aufnahmen im Raum der 1. und 2. Achse.

Die Eigenwerte der ersten drei Achsen dieser CA betragen 0,44 bzw. 0,40 und 0,199. Die erklärte Varianz dieser Achsen erreichte Werte von 8,41 bzw. 7,66 und 5,73 Prozent. Der Abfall der relativ hohen Eigenwerte der ersten drei Achsen war gering, was auf mehrere floristische Gradienten schließen lässt.

Derselbe Trend findet sich auch bei der etwas anschaulicheren Graphik aus einer DCA (Detrended Correspondence Analysis). Abbildung 25 zeigt die Spreitung der Aufnahmen gruppiert nach Vegetationstyp und Jahr auf der Ebene der ersten und zweiten Achse.

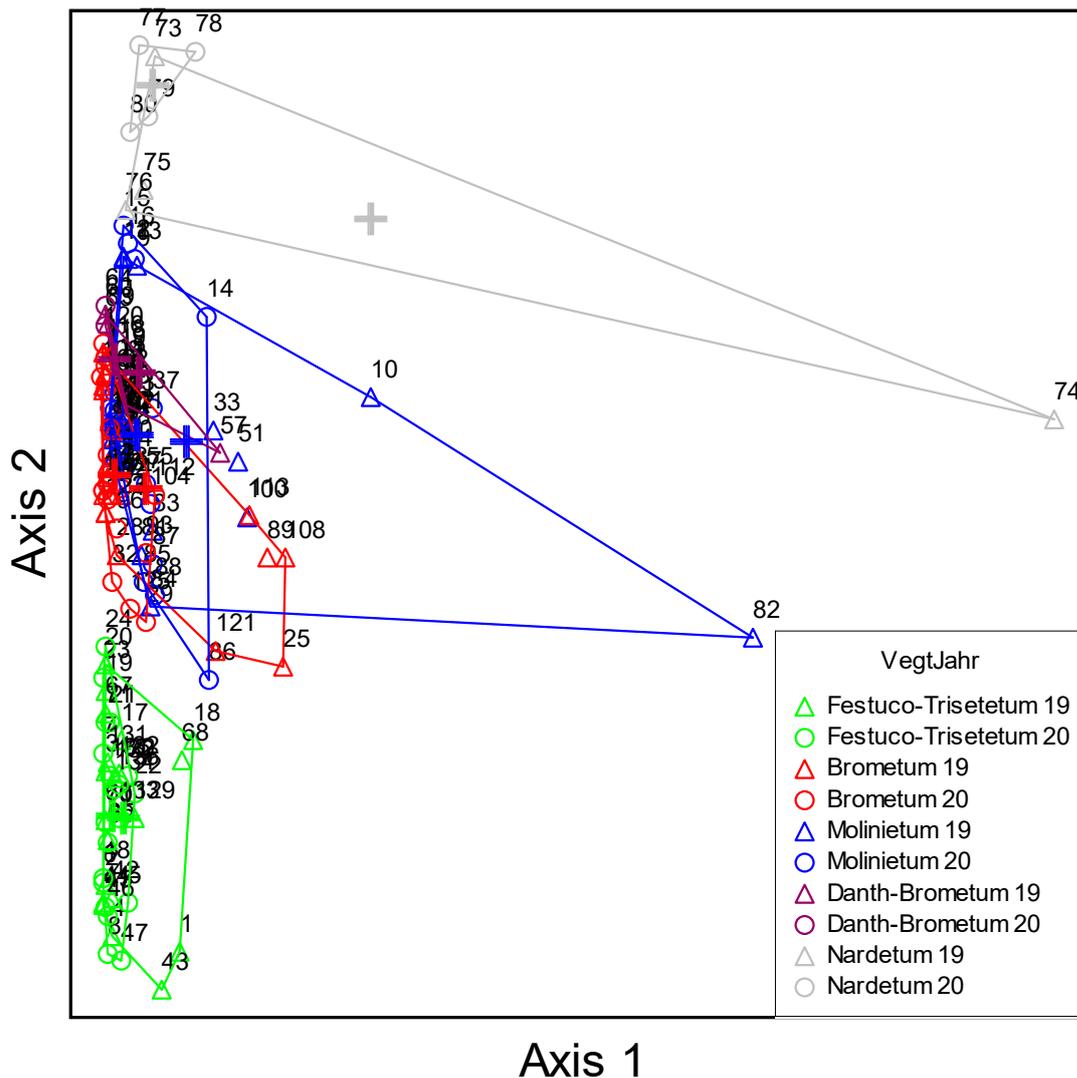


Abbildung 26, Entzerrte Korrespondenzanalyse (DCA) des Datensatzes mit 318 Arten der beiden Jahre 2019 und 2020 (inkl. Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt aus 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbe den jeweiligen Vegetationstyp.

Die 1. Achse ist durch das Vorhandensein der Baumschicht noch immer stark in die Länge gezerrt. Die Aufnahmen 74 und 82 sind die Bracheflächen der Zäune 11 und 10 des Jahres 2019. Die darauf sich befindende Artengarnitur weisen höhere Nährstoff- und Feuchtigkeitszeigerwerte auf (Tab. 30). In Abbildung 27 sind die Aufnahmen im Raum der 2. und 3. Achse deutlich gleichmäßiger verteilt, woraus man schließen kann, dass die Baumschichtarten einen starken Einfluss auf den Gradienten entlang der 1. Achse haben.

Zum Vergleich zeigen die Abbildungen 28 und 29 die gleiche Korrespondenzanalyse jedoch mit 298 Arten, also mit dem um die Baumschicht reduzierten Datensatz, und beiden Jahren. In diesen Grafiken ist die 1. Achse deutlich weniger stark aufgebläht.

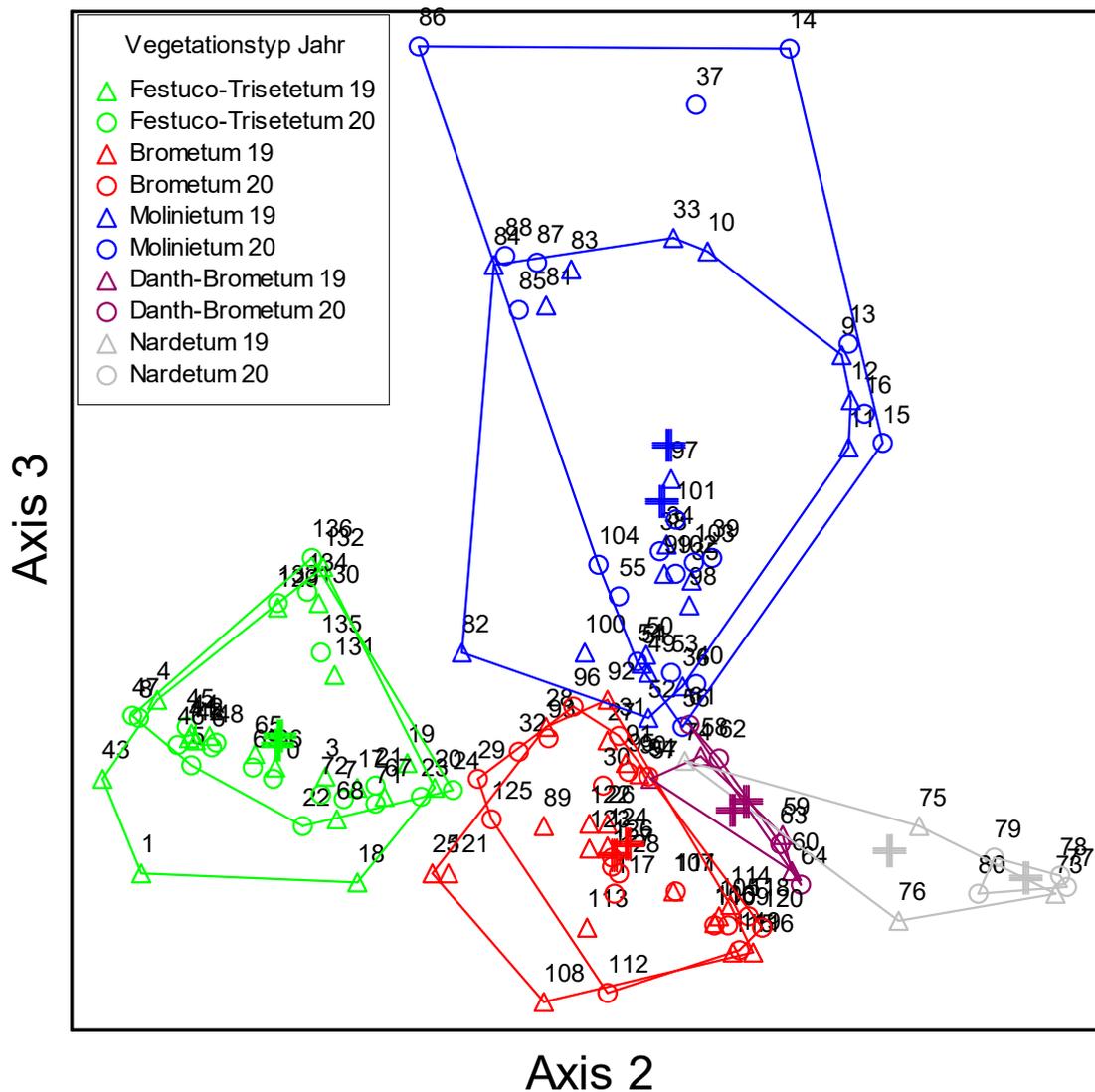


Abbildung 27, Entzerrte Korrespondenzanalyse (DCA) des Datensatzes mit 318 Arten der beiden Jahre 2019 und 2020 (inkl. Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt aus 2. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbe den jeweiligen Vegetationstyp.

Die Tabelle 30 zeigt die Korrelationen der Deckung der Baumschicht, des mittleren Feuchtigkeitszeigerwerts und des mittleren Nährstoffzeigerwerts mit den ersten drei Achsen der DCA aus Abbildung 26 und 27. Man kann in Tabelle 30 eindeutig einen starken positiven Zusammenhang der ersten Achse und der Deckung der Baumschicht erkennen, was nicht für die zweite und dritte Achse gilt. Die zweite Achse zeigt ihrerseits einen starken negativen Zusammenhang mit den Nährstoffzeigerwerten und die 3. Achse zeigt einen starken Zusammenhang mit den Feuchtigkeitszeigerwerten.

Tabelle 30, Korrelationen der Deckung der Baumschicht, mittleren Nährstoffzahl und mittleren Feuchtezahl mit den ersten 3 Achsen der entzerrten Korrespondenzanalyse auf Basis aller 318 Arten (inkl. Schichtarten).

	ausgewiesene Koeffizienten	1Achse	2.Achse	3Achse
Deckung der Baumschicht	R	0,670	-0,131	-0,122
	Tau	0,454	-0,116	-0,070
Mittlere Nährstoffzahl	R	0,084	-0,892	0,167
	Tau	0,074	-0,744	0,198
Mittlere Feuchtezahl	R	0,267	0,053	0,730
	Tau	0,428	-0,046	0,527

In Abbildung 28 wurden nur die Arten der Krautschicht für die DCA verwendet. Es ist eine gleichmäßigere Verteilung der Aufnahmen in der Ebene der 1. und 2. Achse zu erkennen. Die Graphik erinnert nun stark an die Verteilung der Aufnahmen in Abbildung 27 (2. und 3. Achse der DCA mit Baumschichtarten).

Tabelle 31 zeigen die Korrelationen der Deckung der Baumschicht, den mittleren Feuchtigkeitszeigerwerten und mittleren Nährstoffzeigerwerten mit den ersten beiden Achsen der um die Baumschichtarten reduzierten DCA (Abb. 28). Die 1. Achse zeigt einen starken negativen Zusammenhang mit dem mittleren Nährstoffzeigerwert und die 2. Achse zeigt einen starken positiven Zusammenhang mit dem mittleren Feuchtigkeitszeigerwert der Aufnahmen. Das Ausmaß der Baumschicht als „externer“ manipulierter Faktor spielt zumindest im ersten Jahr der Entbuschung noch keine besondere Rolle (Tab. 31).

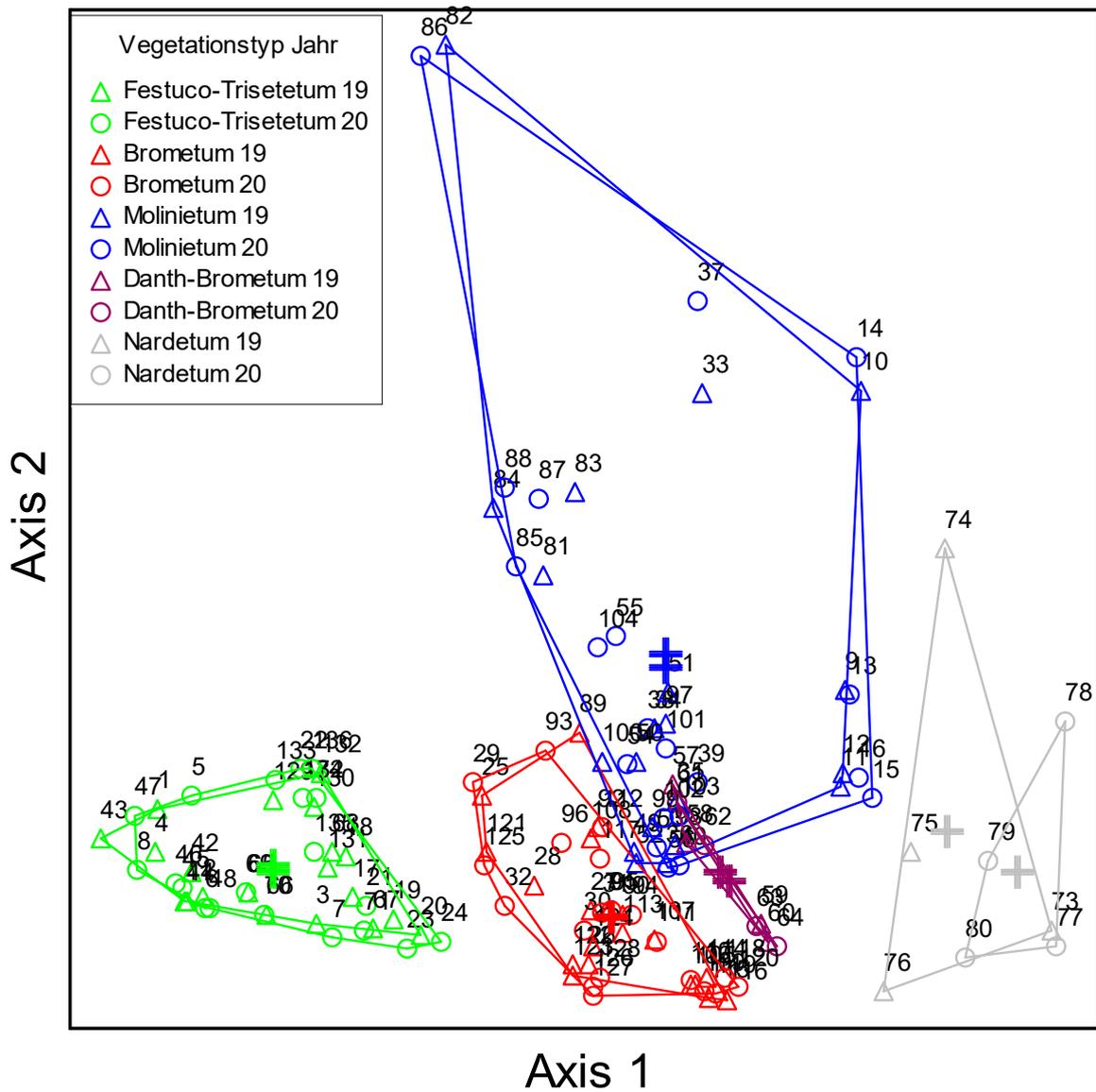


Abbildung 28, Entzernte Korrespondenzanalyse (DCA) des Datensatzes mit 298 Arten und den Jahren 2019 und 2020 (ohne Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt durch die 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp.

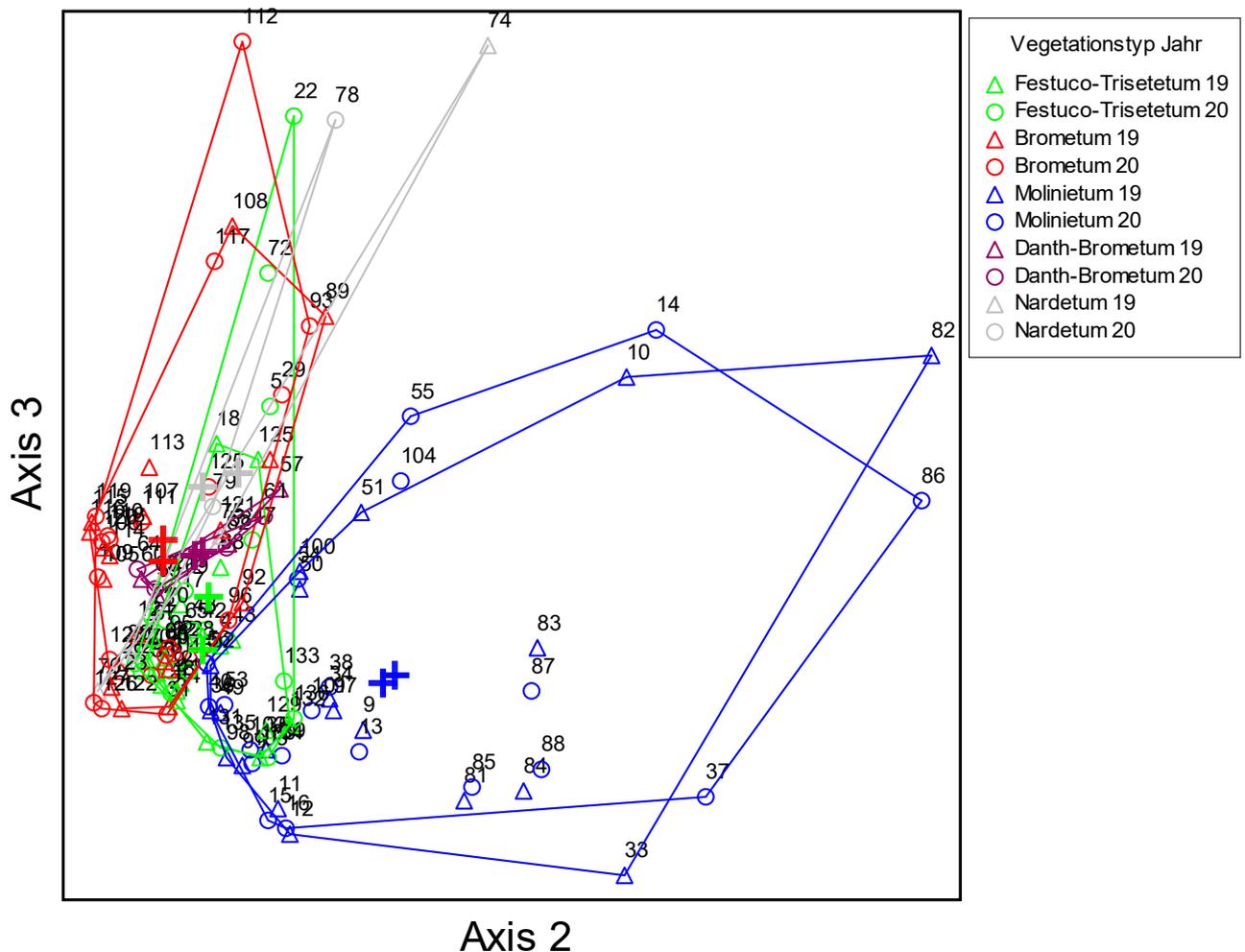


Abbildung 29, Entzerzte Korrespondenzanalyse (DCA) des Datensatzes mit 298 Arten und den Jahren 2019 und 2020 (ohne Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt durch die 2. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp.

Tabelle 31, Korrelationen der Deckung der Baumschicht, mittleren Nährstoffzahl und mittleren Feuchtezahl mit den ersten beiden Achsen der entzerzten Korrespondenzanalyse auf Basis der Arten der Krautschicht (Abb. 28).

	Ausgewiesene Korrelationskoeffizienten	1Achse	2.Achse
Deckung der Baumschicht	R	-0,054	0,255
	Tau	-0,050	0,222
Mittlere Nährstoffzahl	R	-0,873	0,273
	Tau	-0,724	0,219
Mittlere Feuchtezahl	R	0,100	0,648
	Tau	-0,030	0,536

Die Vorabüberprüfung des Datensatzes mittels einer Korrespondenzanalyse mit 318 Arten ergibt einen Eigenwert der 1. Achse von 0,444, der 2. Achse von 0,400 und der 3. Achse von 0,199 bei einer gesamten Varianz im Datensatz von 5,277. Dies zeigt, dass die ersten beiden Achsen einen starken Einfluss haben. So heben sich die von einer geschlossenen Baumschicht

charakterisierten Aufnahmen 82 und 74 entlang der ersten Achse besonders ab (Abb. 25). Diese Verzerrung entsteht durch die hohen Abundanz/Dominanz-Werte der die Baumschicht dieser Aufnahmen dominierenden Bäume. Die Bearbeitung desselben Datensatzes in einer entzerrten Korrespondenzanalyse (Abb. 26) ergab keine bessere Auflösung dieses Baumschichtarten-Einflusses.

Durch die Erstellung eines Datensatzes, der um die Baumschicht reduziert wird, kann dieser Effekt verkleinert werden. Die Überprüfung des reduzierten Datensatzes mit 298 Arten ergibt einen Eigenwert der 1. Achse von 0,404, der 2. Achse von 0,235 und der 3. Achse von 0,157 - bei einer gesamten Varianz im Datensatz von 4,224 (Abb. 28 und 29). Dies zeigt, dass durch die Entfernung der Baumschicht aus dem Datensatz die Artverteilung über die Aufnahmen homogener wird und die ersten drei Achsen aussagekräftige Gradienten im Datensatz darstellen. Diese werden im Folgenden durch eine *nicht metrische multidimensionale Skalierung* weiter analysiert.

3.3.2 Ergebnisse der nicht metrischen Multidimensionalen Skalierung

Aus der Analyse der Datensätze mittels CA und DCA (s. Kapitel 3.3.1) wurde festgestellt, dass zumindest drei bedeutsame floristische Gradienten im Datensatz stecken. Daher wurden in den Analysen mittels der *nicht metrischen multidimensionalen Skalierung* (NMDS) die Aufnahmen entlang dreier Achsen im Raum aufgespannt. Wegen der sehr ungleichen Artmengenverteilung (Abb. 7) wurde als Ähnlichkeitsmaß die in den Effekten der Chord Distance (Dämpfung des Einflusses der unterschiedlichen Artmengen) ähnliche „gewichtete Euklidische Distanz“ gewählt. Diese Einstellung wurde bei allen folgenden NMDS-Analysen verwendet.

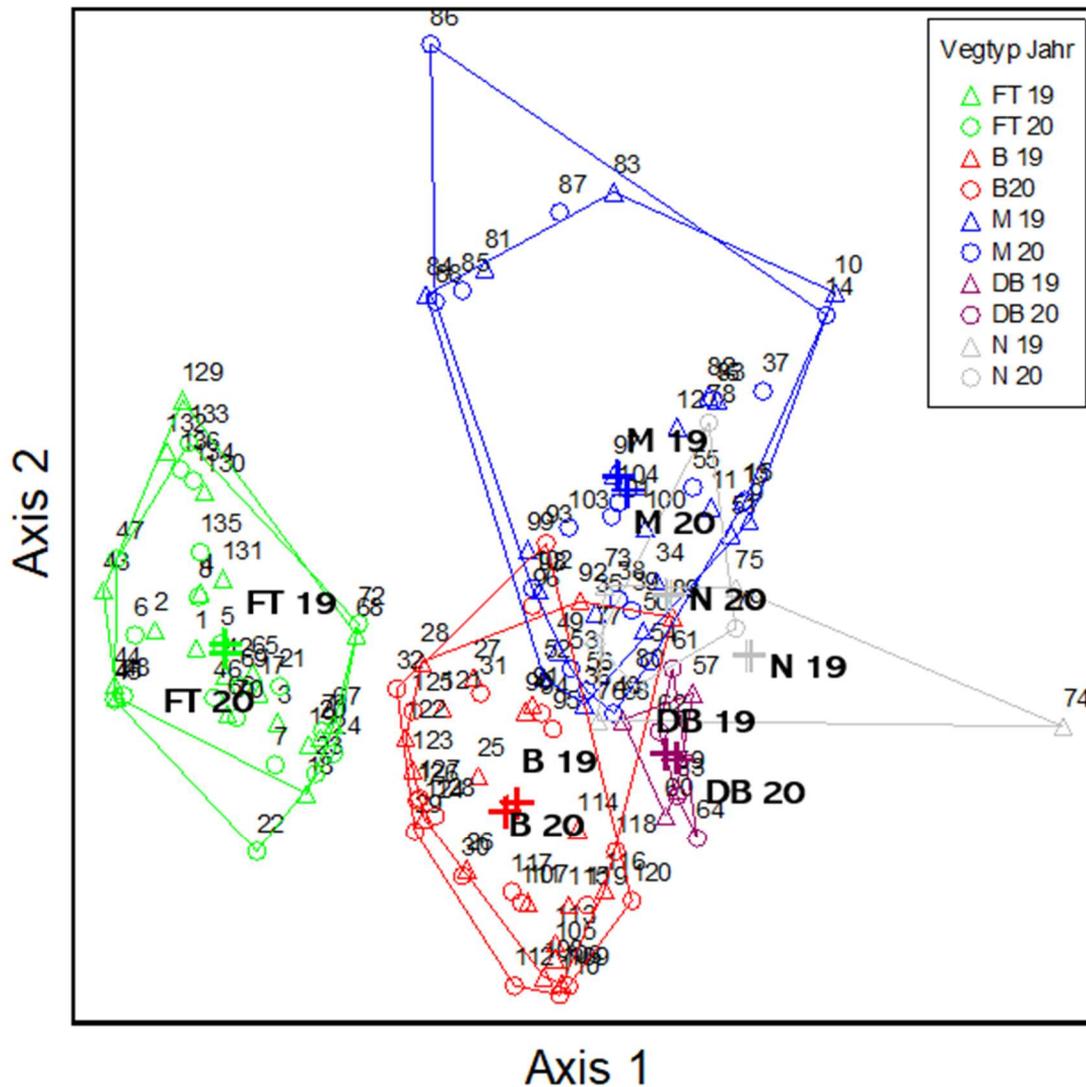


Abbildung 30, Nicht metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) des Datensatzes mit 318 Arten und den Jahren 2019 und 2020 (inkl. Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt aus der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp.

In der NMDS-Analyse des Gesamtdatensatzes aller Arten und aller Schichten (Abb. 30) kann man erkennen, dass durch das gewählte Distanzmaß (relative Euklidische Distanz) der Einfluss der hochdeckenden Baumschichtarten auf die Verteilung der Aufnahmen entlang der ersten Achse wesentlich geringer ist als in der CA oder DCA (Abb. 25 bzw. Abb. 26). Entlang der ersten Achse sinkt die mittlere Nährstoffzahl; entlang der zweiten Achse steigt die mittlere Feuchtezahl (Tab. 32). In Abbildung 30 wird ersichtlich, dass sich die Gruppenzentroide sowohl schwach vertikal als auch horizontal verschieben. Abbildung 30 zeigt auch, dass im Jahr 2020 die Gruppenzentroide sich vertikal nach unten bewegen, was darauf deutet, dass die einzelnen Aufnahmen nach erfolgter Entbuschung etwas trockener geworden sind. Es ist keine horizontale Verschiebung feststellbar, somit bleibt die Nährstoffsituation der Aufnahmen annähernd gleich. Ausnahme bildet das *Nardetum* (in grau). Die Gruppenzentroide verschieben sich nach links und zeigen somit eine Zunahme der Nährstoffzeigerwerte der Aufnahmen im Jahr 2020 an.

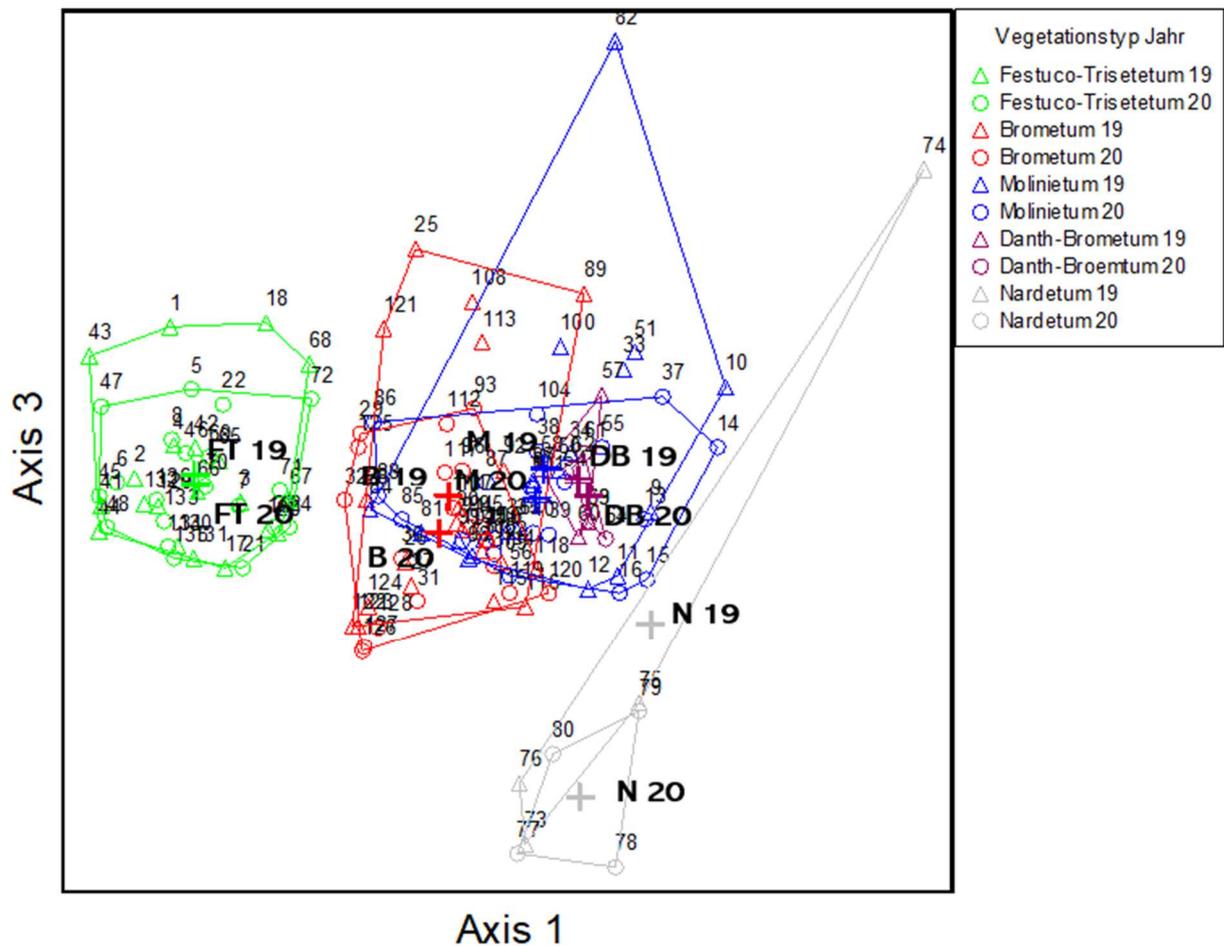


Abbildung 31, NMDS des Datensatzes mit 318 Arten und den Jahren 2019 und 2020 (mit Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen der Ebene aufgespannt von der 1. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp.

Entlang der 3. Achse der NMDS (Abb. 31) kann keine auffällige Aufteilung der Aufnahmen festgestellt werden. Einzig die Aufnahmen des *Nardetums* liegen fast alle sehr weit unten. Das passt auch damit zusammen, dass die mittlere Reaktionszahl mit der dritten Achse positiv korreliert ist (Tab. 32). Es ist eine starke vertikale Verschiebung des *Nardetum*-Zentroids (in grau) zu sehen, was vermutlich an der Aufnahme 74 liegt (hohe Deckung von Baumschichtarten in 2019). Die 3. Achse ist (so ähnlich wie die erste Achse) ja auch positiv mit der Deckung der Baumschicht korreliert (Tab. 32).

Die Nährstoffversorgung hat offensichtlich in mehreren Ebenen Auswirkungen auf die floristische Zusammensetzung, ist doch die mittlere Nährstoffzahl deutlich negativ mit der ersten und positiv mit der dritten Achse (Tab. 32) sowie schwach positiv mit der zweiten Achse (Tab. 32) korreliert. Die Zentroide der Vegetationstypen verschieben sich auch entlang der ersten Achse nicht, was bedeutet, dass die Systeme in beiden Jahren gleich gut mit Nährstoffen versorgt sind. Das *Nardetum* (grau) bildet eine Ausnahme. In Abbildung 30 kann man erkennen,

dass sich das *Nardetum*-Zentroid im Jahr 2020 mehr nach links und somit in eine besser versorgte Nährstoffsituation verschiebt.

Die Aufteilung der Aufnahmen entlang der zweiten Achse korreliert deutlich positiv mit der Feuchtezahl (Tab. 32); die *Molinietum*-Aufnahmen scharen sich am oberen Rand der Abbildung 30. Es gibt aber offensichtlich keine grundsätzlich floristische Änderung zwischen den Jahren 2019 und 2020 entlang der 2. Achse, verschieben sich doch die Zentroide der Vegetationstypen entlang dieser nicht nennenswert (Abb. 30).

Korrespondierend zur Zunahme der Baumschicht-Deckung entlang der dritten Achse (Tab. 32) sinkt die mittlere Lichtzahl mit der zweiten Achse (Tab. 32).

Tabelle 32, Korrelation der mittleren Reaktionszahl, der Deckung der Baumschicht, der mittleren Nährstoffzahl, der mittleren Feuchtezahl und der mittleren Lichtzahl mit der 1., 2. und 3. Achse der NMDS aus Abbildungen 30 und 31 (alle Arten und alle Schichten).

		1. Achse	2.Achse	3. Achse
Mittlere Reaktionszahl	R	-0,331	-0,408	0,421
	Tau	-0,058	-0,092	0,379
Deckung der Baumschicht	R	0,136	-0,13	0,659
	Tau	0,92	0,43	0,456
Mittlere Nährstoffzahl	R	-0,737	0,312	0,455
	Tau	-0,541	0,208	0,347
Mittlere Feuchtezahl	R	0,172	0,794	0,261
	Tau	0,088	0,634	0,105
Mittlere Lichtzahl	R	0,029	0,376	-0,603
	Tau	0,150	0,340	-0,435

Um die Wirkung der Entbuschungsmaßnahme auf die für die Wiesen grundsätzlich charakteristische Artenzusammensetzung der Krautschicht zu verdeutlichen, wurden in der Folge die floristischen Veränderungen unter Ausschluss des numerischen Einflusses der Baumschichtarten kalkuliert.

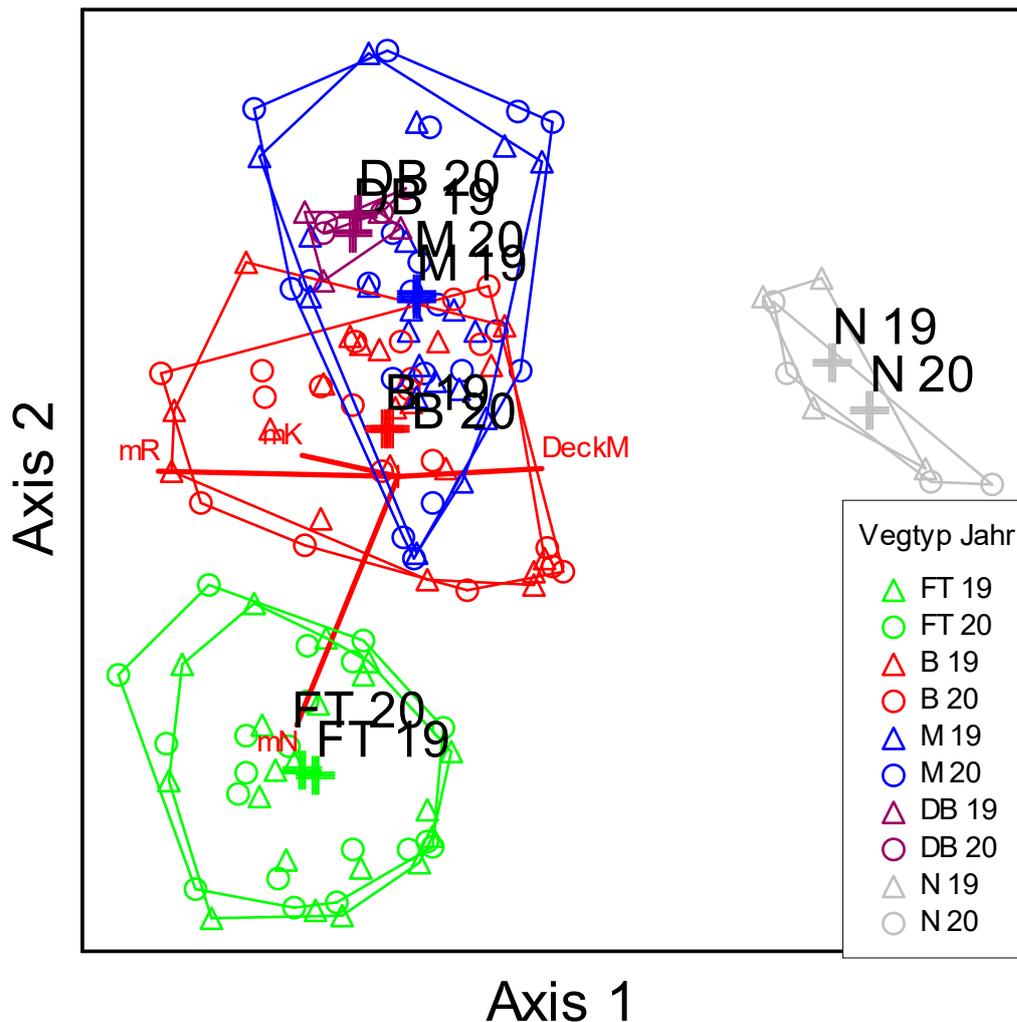


Abbildung 32, Nicht metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) des Datensatzes mit 298 Arten und den Jahren 2019 und 2020 (ohne Berücksichtigung der Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen der Ebene aufgespannt von der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp. Von den Umweltvariablen (mittlere ökologischen Zeigerwerte, Deckungswerte von Moos- und Krautschicht) sind nur jene eingetragen, die +/- deutliche Korrelationen mit den Achsen aufweisen.

Abbildung 32 zeigt die NMDS des Datensatzes mit 298 Arten, also mit den um die Baumschichtarten aus 2019 reduzierten Datensatz. Die grundsätzliche Aufteilung der Aufnahmen in der NMDS der Krautschicht folgt den vorab bestimmten Vegetationstypen und weniger dem Effekt der Entfernung der Baumschicht. Die mittlere Feuchtezahl korreliert schwach positiv mit der zweiten Achse und deutlicher negativ mit der dritten Achse (Tab. 33). Entlang der ersten Achse trennt sich das *Nardetum* deutlich von den anderen Vegetationstypen ab. Entlang der zweiten Achse differenzieren sich die Vegetationstypen vom *Festuco-Trisetetum* bis zum *Danthonio-Brometum* und *Molinietum* – im Wesentlichen einem Feuchtigkeitsgradient folgend. Im Vergleich zu Abbildung 30 verschieben sich die Gruppenzentroide der Vegetationstypen geringer. Am ehesten kann man eine Zentroid-Verschiebung noch am *Nardetum* (grau) zu erkennen. Die Verschiebungen der Zentroide geht jeweils in Richtung der stärkeren floristischen Differenzierung, d.h. in Richtung der oberen und unteren Enden der Achsen.

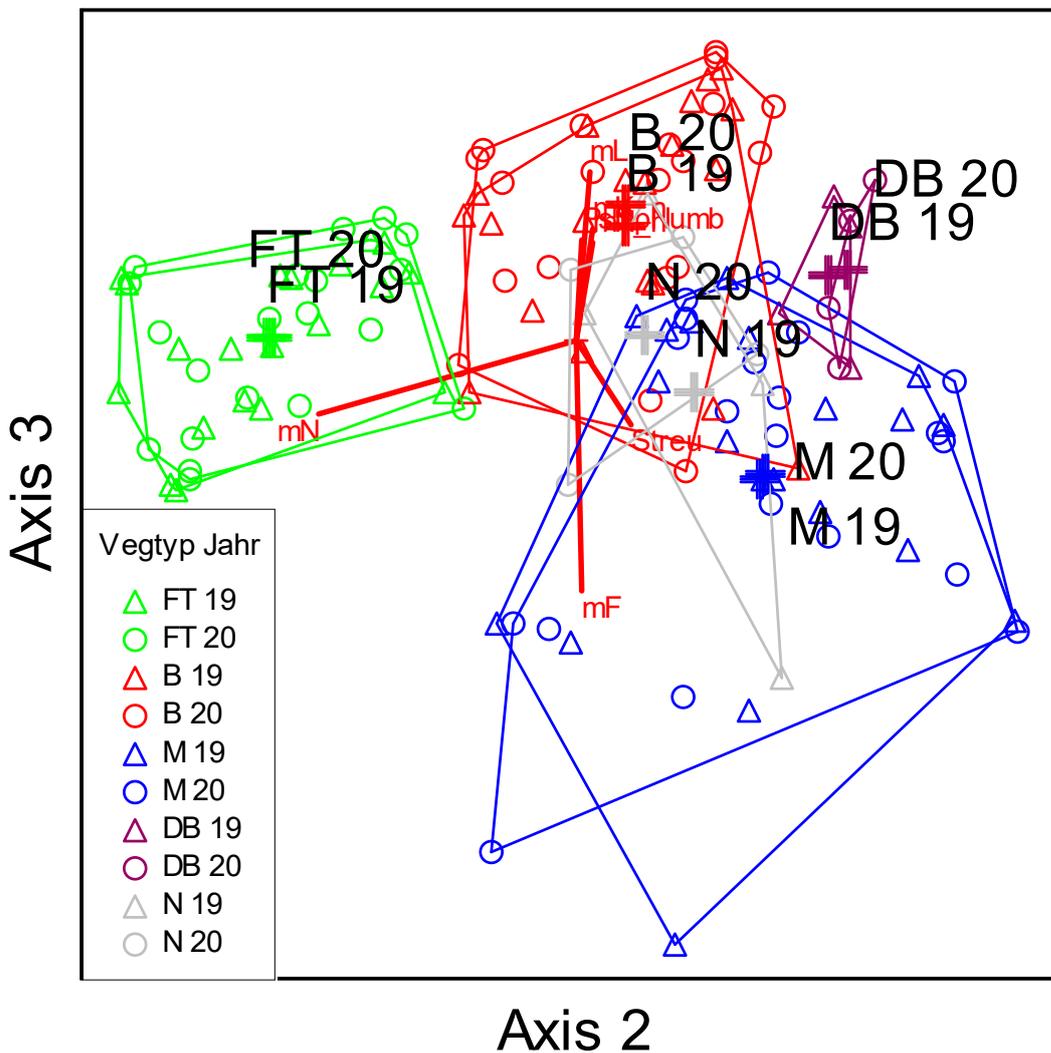


Abbildung 33, Nicht metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) des Datensatzes mit 298 Arten und den Jahren 2019 und 2020 (ohne Berücksichtigung der Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen der Ebene aufgespannt von der 2. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole das jeweilige Jahr und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp. Von den Umweltvariablen (mittlere ökologischen Zeigerwerte, Deckungswerte von Moos- und Krautschicht) sind nur jene eingetragen, die +/- deutliche Korrelationen mit den Achsen aufweisen.

Entlang der dritten Achse der NMDS der Krautschicht (Abb. 33) differenzieren sich lediglich die Vegetationstypen *Molinietum* und *Brometum* voneinander. Das *Nardetum*-Zentroid verschiebt sich entlang der zweiten und dritten Achse merklich.

Die Deckung der Baumschicht korreliert offenbar kaum mit den NMDS-Achsen (Tab. 33). In Abbildung 33 und Tab. 33 ist zu erkennen, dass die Streuauflage entlang der zweiten Achse (bes. in den *Molinieten*) mächtiger wird, jedoch ist die Korrelation sehr schwach; die schwache Korrelation der Mächtigkeit der Streuauflage mit der dritten Achse ist wiederum negativ.

Die mittlere Nährstoffzahl sinkt undeutlich entlang der ersten und höher korreliert entlang der zweiten Achse der NMDS ohne Baumschichtarten (Tab. 33). Dadurch sind die Aufnahmen der

Festuco-Triseteten als besser Nährstoff-versorgte Wiesen deutlich von den anderen graphisch abgesetzt.

Während die Aufnahmen der *Brometen* durchschnittlich höhere Lichtzahlen bei deutlich niedrigen Feuchtezahlen aufweisen, sind jene der *Molinieten* umgekehrt durch geringere mittlere Lichtzahlen aber deutlich höhere Feuchtezahlen charakterisiert. Dementsprechend sinkt entlang der dritten Achse die mittlere Feuchtezahl deutlich (Tab. 33). Die Positionen der Zentroide der Vegetationstypen ändern sich aber zwischen 2019 und 2020 entlang des Feuchtigkeitsgradienten (dritte Achse) unwesentlich.

Die Lichtzahlen von Arten der *Brometen* sind durchwegs höher als beispielsweise in den feuchten *Molinieten*, weshalb die Differenzierung der genannten Gesellschaften entlang der zweiten Achse der NMDS ohne Baumschichtarten positiv mit der mittleren Lichtzahl korreliert (Abb. 33 und Tab. 33).

Tabelle 33, Korrelation der Deckung der Baumschicht, Deckung der Streuauflage, mittleren Nährstoffzahl, mittleren Feuchtezahl und mittleren Lichtzahl mit der 1., 2. und 3. Achse der NMDS aus Abbildungen 32 und 33 (Arten der Krautschicht).

		1. Achse	2. Achse	3. Achse
Deckung der Baumschicht	R	-0,176	0,045	-0,256
	Tau	-0,200	0,044	-0,209
Deckung der Streuauflage	R	0,357	0,352	-0,437
	Tau	0,257	0,252	-0,254
Mittlere Nährstoffzahl	R	-0,480	-0,756	-0,413
	Tau	-0,337	-0,538	-0,279
Mittlere Feuchtezahl	R	0,120	0,119	-0,748
	Tau	0,029	0,027	-0,603
Mittlere Lichtzahl	R	0,166	0,175	0,617
	Tau	0,193	0,201	0,435
Mittlere Reaktionszahl	R	-0,758	-0,090	0,345
	Tau	-0,392	0,066	0,334

Im Folgenden werden die beiden Jahre 2019 und 2020 (vor und nach der Entbuschung) separat in einer NMDS analysiert, zuerst unter Nutzung aller Arten und Schichten und danach nur unter Nutzung der Krautschicht.

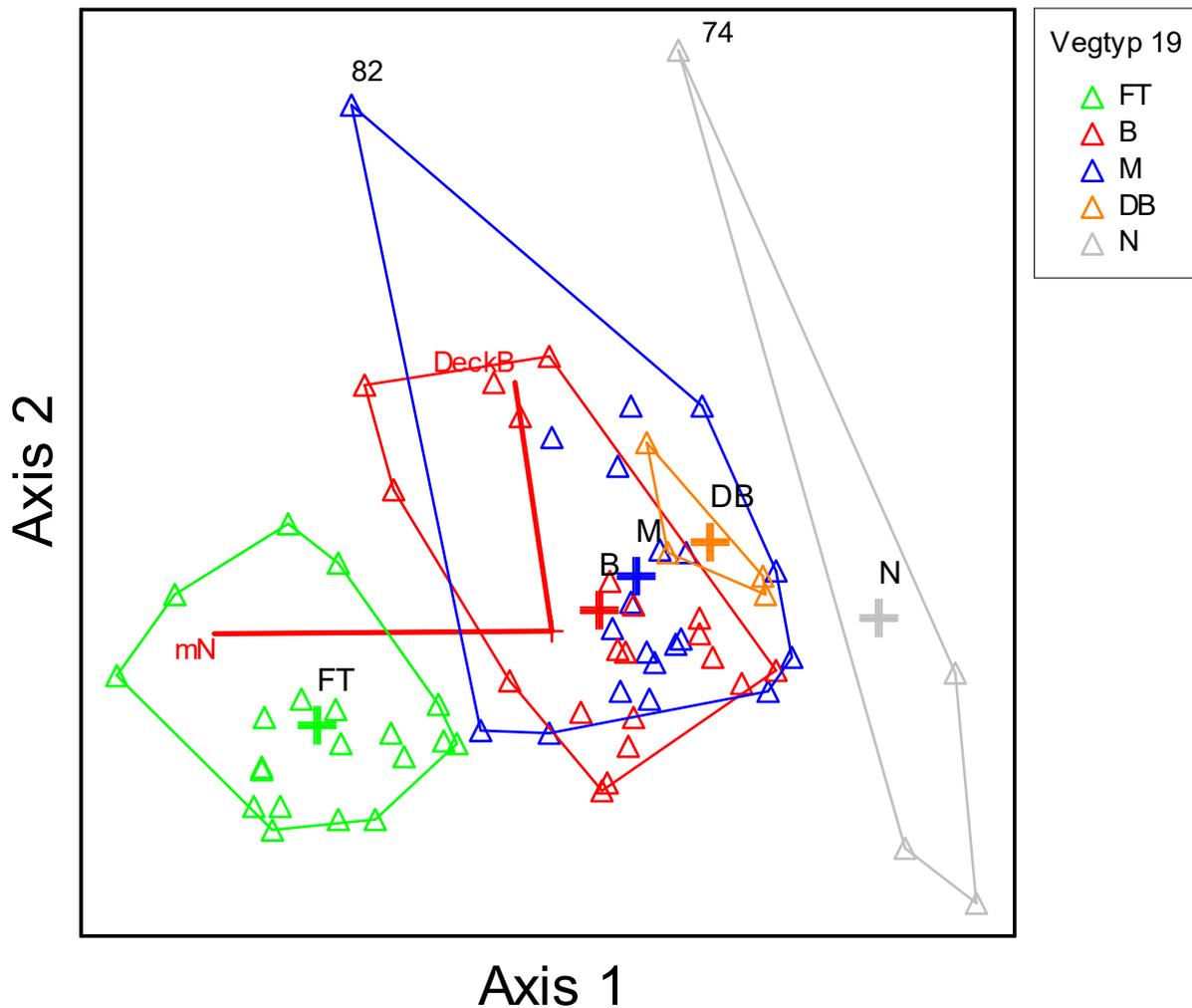


Abbildung 34, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 270 Arten (inklusive der Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp; hoch korrelierte Umweltvariable (mittlere Nährstoffzahl, Deckung der Baumschicht) sind ebenfalls eingetragen.

Im Jahr 2019 sind die Aufnahmen des *Festuco-Trisetetums* und des *Nardetums* entlang der ersten Achse der NMS deutlich voneinander getrennt, während jene des *Brometums*, des *Danthonio-Brometums* und der *Molinieten* in etwa dieselbe Achsenposition einnehmen (Abb. 34). Mit diesem floristischen Gefälle entlang der 1. Achse ist auch die mittlere Nährstoffzahl deutlich negativ korreliert (Tab. 34).

Die *Brometen* und *Molinieten* aus Abbildung 34 erst entlang der 3. Achse deutlich voneinander getrennt (Abb. 35). Das *Nardetum* ganz rechts (in grau) ist das magerste System unter diesen Aufnahmen jedoch mit der größten Deckung der Baumschicht auf der Bracheffläche (Aufnahme 74 in Abb. 34). Ebenso befindet sich auf der Bracheffläche der Pölzerwiese (*Molinietum*, Aufnahme 82 in Abb. 34) eine stark ausgeprägte Baumschicht, weswegen sich diese beiden Aufnahmen weit von den anderen Brachefflächen entfernen.

In Abbildung 35 ist die deutliche Trennung des *Brometums* vom *Molinietum* zu erkennen. Ebenso trennen sich das *Festuco-Trisetum*, *Nardetum* und *Danthonio-Brometum* deutlich voneinander ab, entsprechend den floristisch definierten Vegetationstypen. Auch ist die „Mittellage“ des *Danthonio-Brometums* zwischen *Brometum* und *Nardetum* deutlich erkennbar, was an den Arten *Danthonia decumbens* sowie *Luzula campestris* als verbindende Arten liegt (Abb. 35).

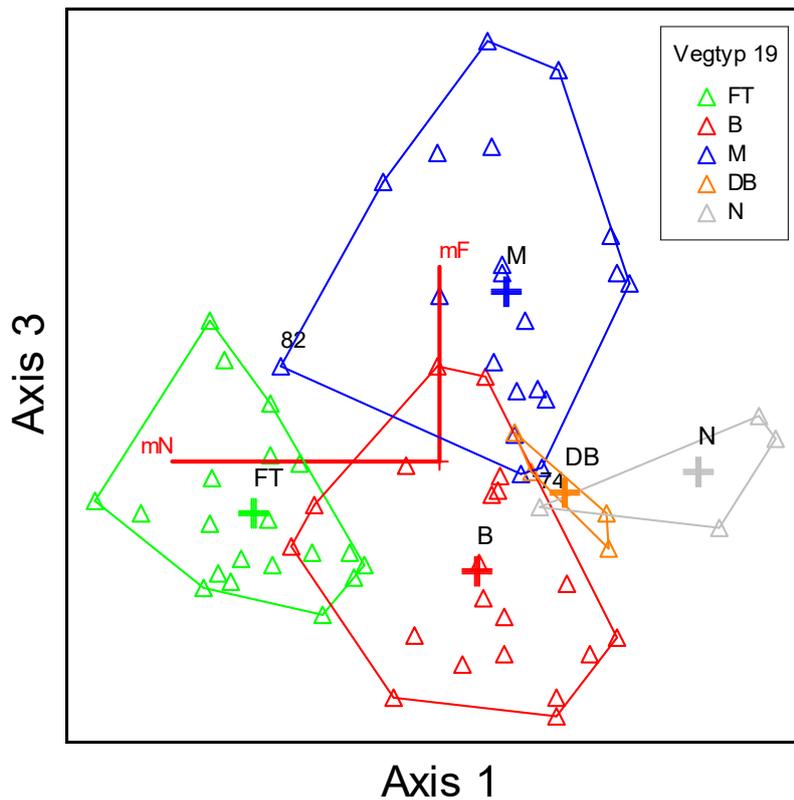


Abbildung 35, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 270 Arten (inklusive der Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp; hoch korrelierte Umweltvariable (mittlere Nährstoffzahl, Deckung der Baumschicht) sind ebenfalls eingetragen.

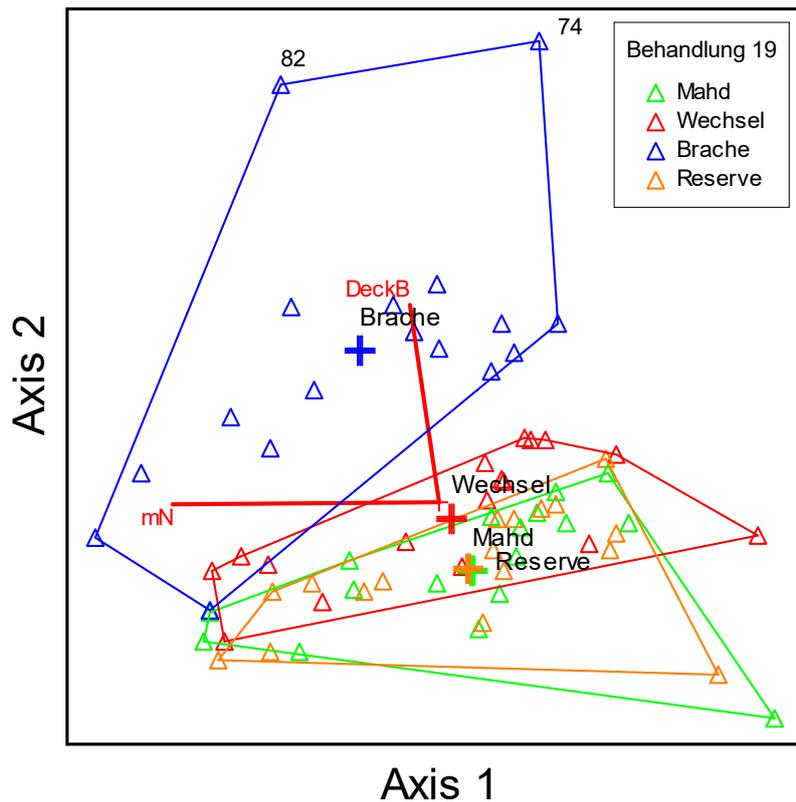


Abbildung 36, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 270 Arten (inklusive der Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung die jeweilige Behandlungsvariante; hoch korrelierte Umweltvariable (mittlere Nährstoffzahl, Deckung der Baumschicht) sind ebenfalls eingetragen.

Abbildung 36 und auch Tabelle 34 zeigen deutlich die, durch die dem Versuch vorhergehende zwanzigjährige verschiedenartige Bewirtschaftungsweise (unterschiedliche Mahdfrequenz), entstandenen floristischen Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten in der Krautschicht. Die ungemähten Brache-Flächen grenzen sich entlang der 2. Achse stark durch die hohe Deckung der Baumschichtarten von den restlichen Behandlungsvarianten ab. Die Wechselbrache unterscheidet sich ebenfalls merklich von den restlichen Behandlungsvarianten. Die Aufnahmen der beiden gemähten Behandlungsvarianten Mahd und Reserve sind einander durch die identische Bewirtschaftung sehr ähnlich und liegen in der Graphik von Abbildung 36 praktisch übereinander.

In der Ebene aufgespannt aus der 1. und 3. Achse der NMS der Krautschicht in Jahr 2019 (Abb. 37) liegen die Zentroide der Aufnahmen gegliedert nach Behandlungsvarianten näher zueinander.

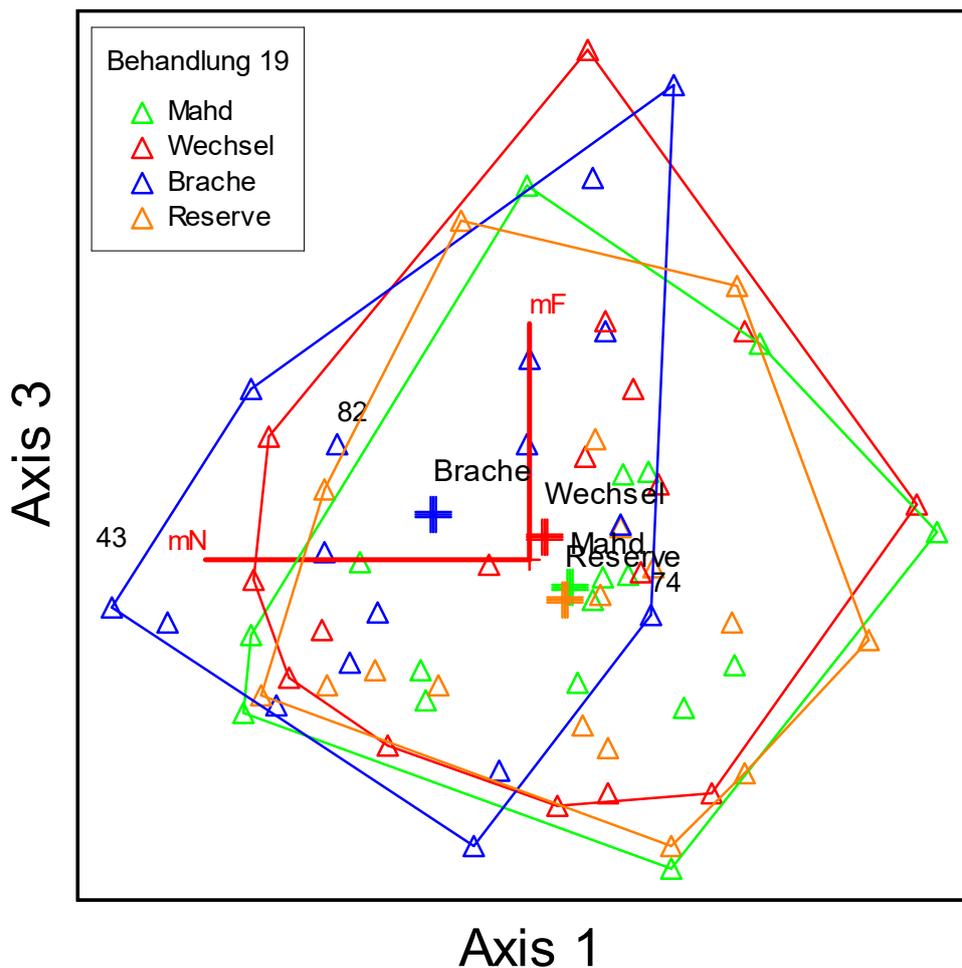


Abbildung 37, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 270 Arten (inklusive der Baumschichtarten). Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung die jeweilige Behandlungsvariante; hoch korrelierte Umweltvariable (mittlere Nährstoffzahl, mittlere Feuchtezahl) sind ebenfalls eingetragen.

In Tabelle 34 sind die Korrelation der Anzahl an Arten (inkl. Schichtarten = Pseudospecies), der Deckung der Baumschicht, der mittleren Nährstoffzahl, der mittleren Lichtzahl und der Mahdfrequenz mit der ersten, zweiten und dritten NMDS-Achse abzulesen. Die *Festuco-Trisetetum*-Aufnahmen weisen die niedrigeren Artenzahlen auf als die anderen Vegetationstypen – ausgenommen das artenarme *Nardetum* (Tab. 34). Es besteht ein schwach negativer Zusammenhang der Artenzahl pro Aufnahme mit der zweiten Achse. Entlang der ersten Achse sinkt die Deckung der Baumschicht, während sie entlang der zweiten Achse steigt. Daher nimmt die Anzahl an Arten und die daraus errechnete mittlere Lichtzahl in den Aufnahmen mit einer höheren Deckung der Baumschicht ab. Mit der ersten Achse besteht ein Zusammenhang mit einem Nährstoffgradient, somit nimmt die Anzahl an Arten in den Aufnahmen bei abnehmender Nährstoffversorgung zu (Tab. 34).

Tabelle 34, Korrelation der Mahdfrequenz, der Pseudospecies- Anzahl, der mittleren Nährstoffzahl, der Deckung der Baumschicht und der mittleren Lichtzahl mit der 1., 2. und 3. Achse der NMDS aus Abbildungen 34 und 35 (2019, inkl. der Baumschichtarten).

		1. Achse	2. Achse	3. Achse
Mahdfrequenz	R	0,301	-0,689	0,279
	Tau	0,229	-0,541	0,201
PseudoSpecies-Anzahl	R	0,315	-0,362	-0,331
	Tau	0,264	-0,141	-0,215
Mittlere Nährstoffzahl	R	-0,886	-0,092	0,071
	Tau	-0,718	-0,163	0,026
Deckung der Baumschicht	R	-0,295	0,765	0,030
	Tau	-0,212	0,528	0,083
Mittlere Lichtzahl	R	0,312	-0,637	0,190
	Tau	0,328	-0,198	0,145

Wenn man die Aufnahmen aus 2019 um die Baumschichtarten reduziert, differenzieren sich die Aufnahmen der *Molinieten* und der *Brometen* entlang der ersten Achse, wobei die Aufnahmen der *Festuco-Triseteten* eine Mittelposition einnehmen (Abb. 38). Letztere heben sich entlang der 3. Achse (Abb. 39) – einem Gradienten zunehmener Nährstoffversorgung folgend (Tab. 35) – von den anderen Aufnahmen ab. Deutlich entlang der zweiten Achse abgesetzt erscheinen die Aufnahmen des *Nardetums* was an der stark abweichenden floristischen Zusammensetzung derselben liegt. Ebenso kann eine deutliche positive Korrelation der mittleren Reaktionszahl mit der zweiten Achse festgestellt werden (Tab. 34), was die deutlich abgesetzte Position der *Nardetum*-Aufnahmen in Abbildung 38 erklärt.

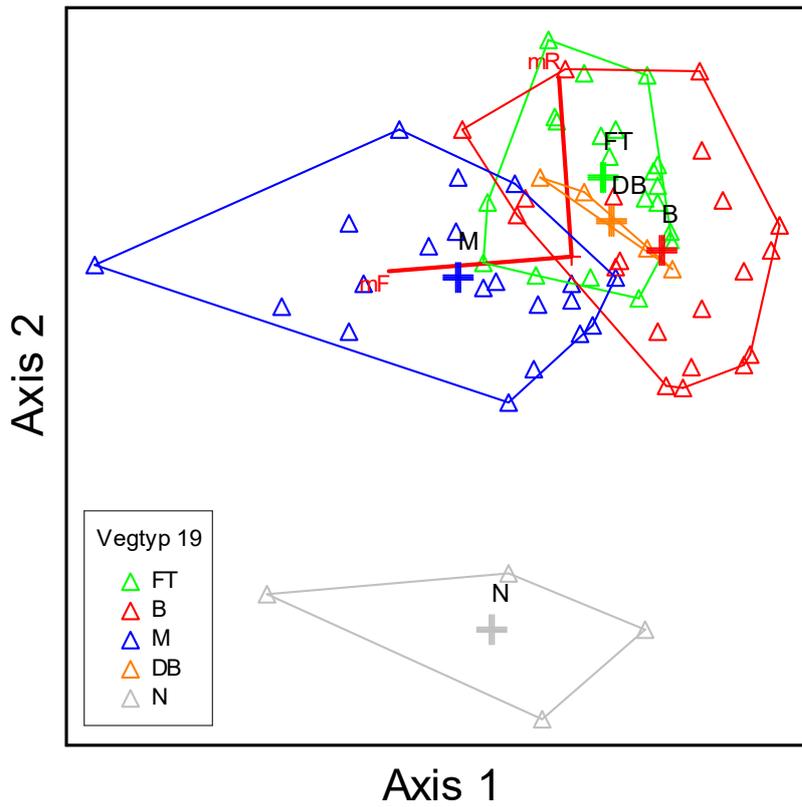


Abbildung 38, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 249 Arten (ohne Berücksichtigung der Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp; hoch korrelierte Umweltvariable (mittlere Feuchtezahl, mittlere Reaktionszahl) sind ebenfalls eingetragen.

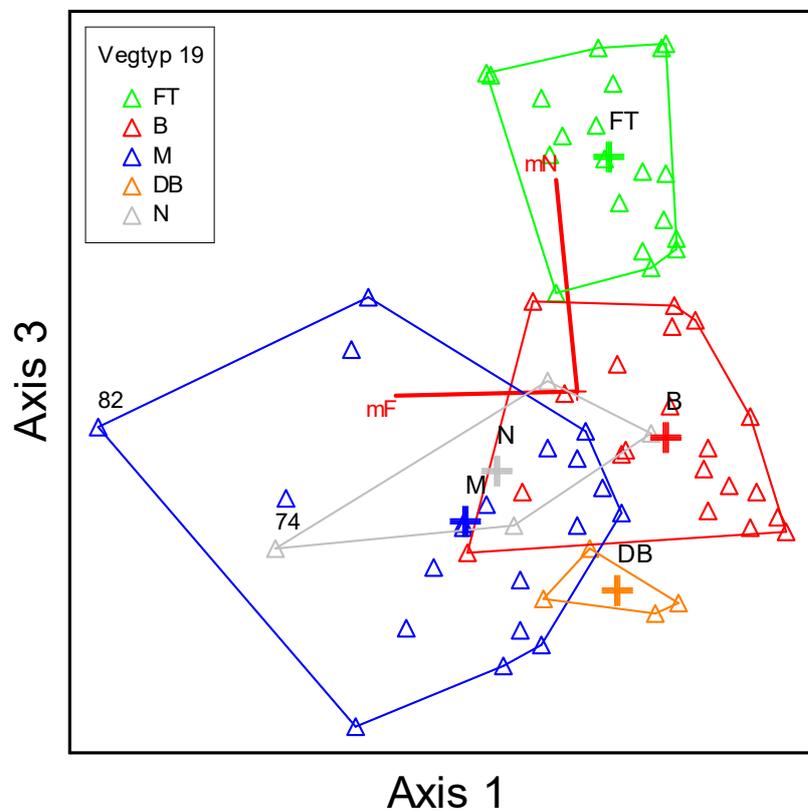


Abbildung 39, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 249 Arten (ohne Berücksichtigung der Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp; hoch korrelierte Umweltvariable (mittlere Nährstoffzahl, mittlere Feuchtezahl) sind ebenfalls eingetragen.

Durch die Nichtberücksichtigung der Baumschichtarten in der NMDS der Aufnahmen aus 2019 (Abb. 38 und 39) überlappen die einzelnen Vegetationstypen 2019 stärker und die Gruppenzentroide rücken näher zusammen.

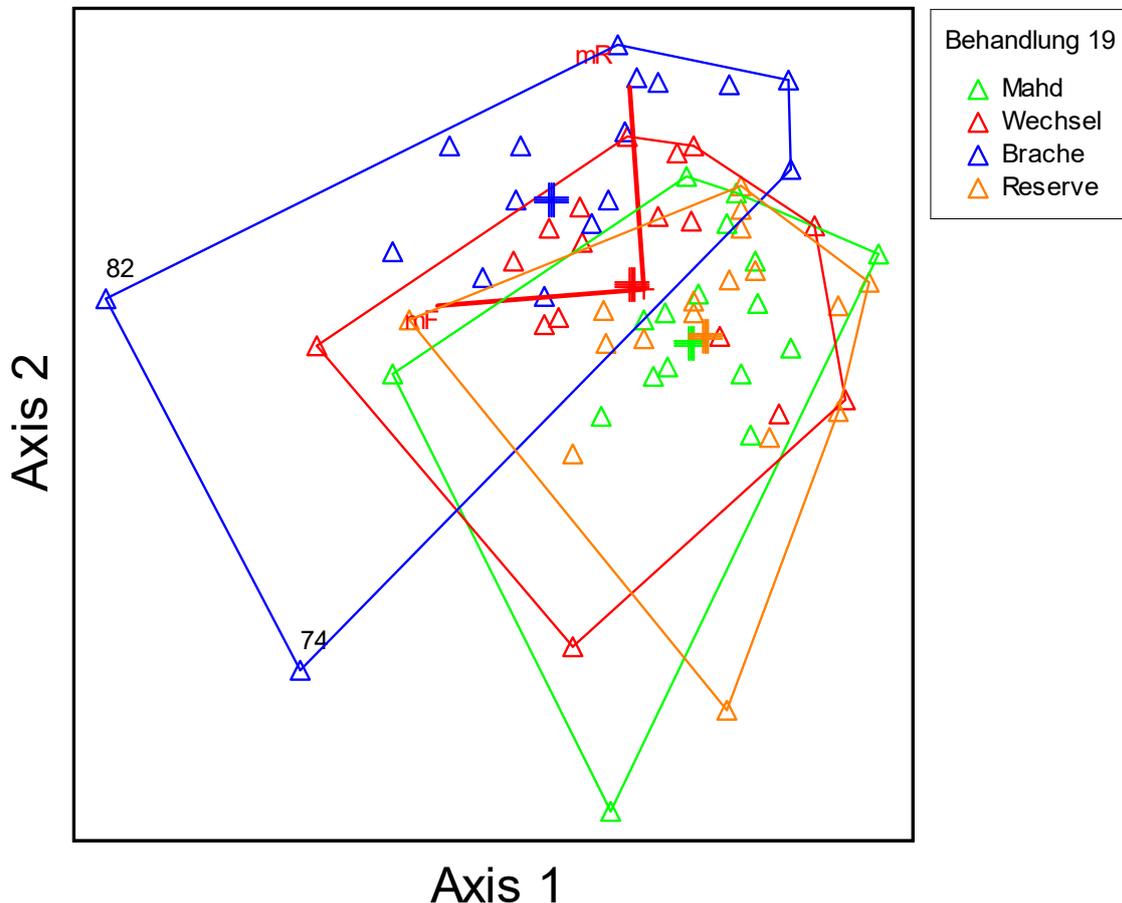


Abbildung 40, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 249 Arten (ohne Berücksichtigung der Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung die jeweilige Behandlungsvariante; hochkorrelierte Umweltvariablen (mittlere Feuchtezahl, mittlere Reaktionszahl) sind ebenfalls eingetragen.

Abbildung 40 zeigt die Aufnahmen aus 2019 ohne die Baumschichtarten in der NMDS gruppiert nach den Behandlungsvarianten. Man erkennt eine deutliche Auftrennung der Gruppenzentroide sowohl entlang der ersten als auch der zweiten Achse, was dafürspricht, dass sich die Behandlungsvarianten durch die zwanzigjährige unterschiedliche Bewirtschaftung in ihrer floristischen Zusammensetzung deutlich auseinanderentwickelt hatten. Die Mähd- und Reserveflächen liegen durch ihre identische Bewirtschaftung eng übereinander, die Wechselbracheflächen liegen mit ihrem Gruppenzentrumid ziemlich genau intermediär. Dieses Bild ändert sich auch nicht wesentlich bei Benutzung der Positionierung der Aufnahmen in der Ebene zwischen erster und dritter Achse (Abb. 41).

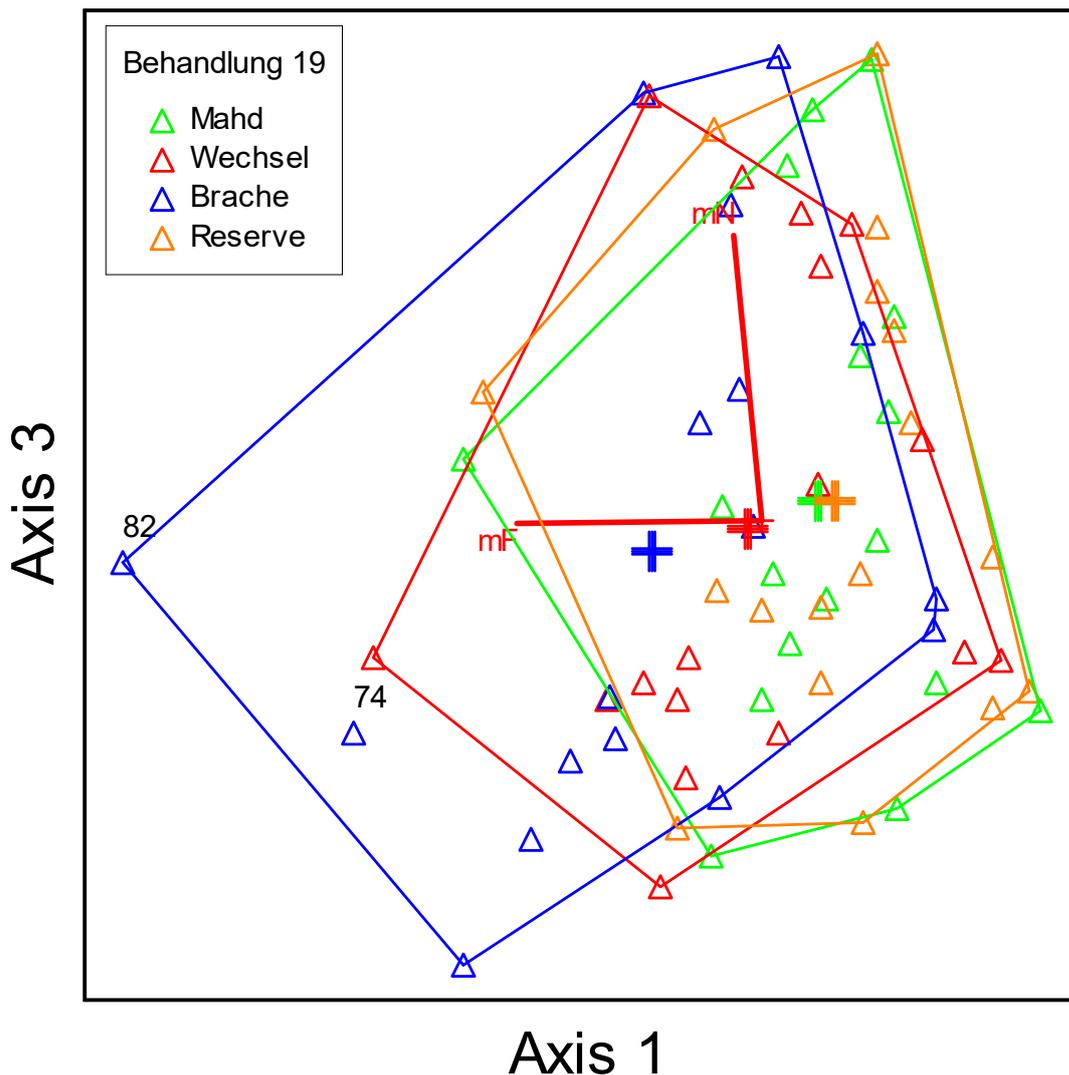


Abbildung 41, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2019 mit 249 Arten (ohne Berücksichtigung der Baumschichtarten). Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die einzelnen Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp; hoch korrelierte Umweltvariable (mittlere Nährstoffzahl, mittlere Feuchtezahl) sind ebenfalls eingetragen.

In Tabelle 35 kann man einen positiven Zusammenhang der ersten Achse mit der Anzahl an Arten pro Aufnahme ablesen. Mahd- und Reservefläche haben 2019 die höchsten Artenzahlen, während die Flächen der Brache im Durchschnitt deutlich weniger Arten aufwiesen.

Es besteht ein positiver Zusammenhang der Deckung der Krautschicht mit der ersten sowie der zweiten Achse (Tab. 35). Die Behandlungsvariante Brache hat vor der Entbuschung durchschnittlich nur geringe Deckungswerte der Krautschicht.

Damit einhergehend haben auch die mL-Werte einen positiven Zusammenhang mit der ersten Achse, was bedeutet, dass die Behandlungsvarianten Mahd und Reserve nach wie vor reich sind an Arten mit hohen Lichtzeigerwerten (Tab. 35).

Einhergehend mit einer höheren Zahl an Arten pro Aufnahme, einer höheren Deckung der Krautschicht per se und Beteiligung von Arten mit höheren Lichtzeigerwerten (Tab. 35) kann man erkennen, dass entlang der ersten Achse ein negativer Zusammenhang mit dem Nährstoffzeigerwert besteht. Das bedeutet, dass die Zeiger für nährstoffärmere Systeme in den regelmäßig gemähten Varianten noch immer vorhanden sind, während sie in den stark beschatteten Brachen verschwanden.

Tabelle 35, Korrelation der Mahdfrequenz, der Pseudospecies- Anzahl, der mittleren Nährstoffzahl und der mittleren Lichtzahl mit der 1., 2. und 3. Achse der NMDS aus Abbildungen 38 und 39 (2019, nur Krautschichtarten).

		1. Achse	2. Achse	3. Achse
Deckung der Krautschicht	R	0,475	0,138	0,140
	Tau	0,112	0,039	0,036
PseudoSpecies-Anzahl	R	0,538	-0,183	-0,165
	Tau	0,378	-0,295	-0,281
Mittlere Nährstoffzahl	R	-0,244	0,475	0,246
	Tau	-0,152	0,330	0,325
Mittlere Lichtzahl	R	0,601	-0,101	-0,087
	Tau	0,361	-0,255	-0,242
Mittlere Feuchtezahl	R	0,727	0,103	0,208
	Tau	0,605	-0,014	0,119
Mittlere Reaktionszahl	R	-0,238	0,773	-0,086
	Tau	-0,283	0,416	0,080

Es folgen nun die Analyse der Daten von ausschließlich 2020 um die Flächen unbeeinflusst vom Jahr 2019 vergleichen zu können. Dem Design entsprechend (alle 4 Teilflächen gleichzeitig gemäht) kommen nur Arten der Krautschicht zur Anwendung.

Die Interpretation der Graphiken aus 2020 erfolgt im direkten Vergleich mit den Analysen der Krautschichtdaten aus 2019.

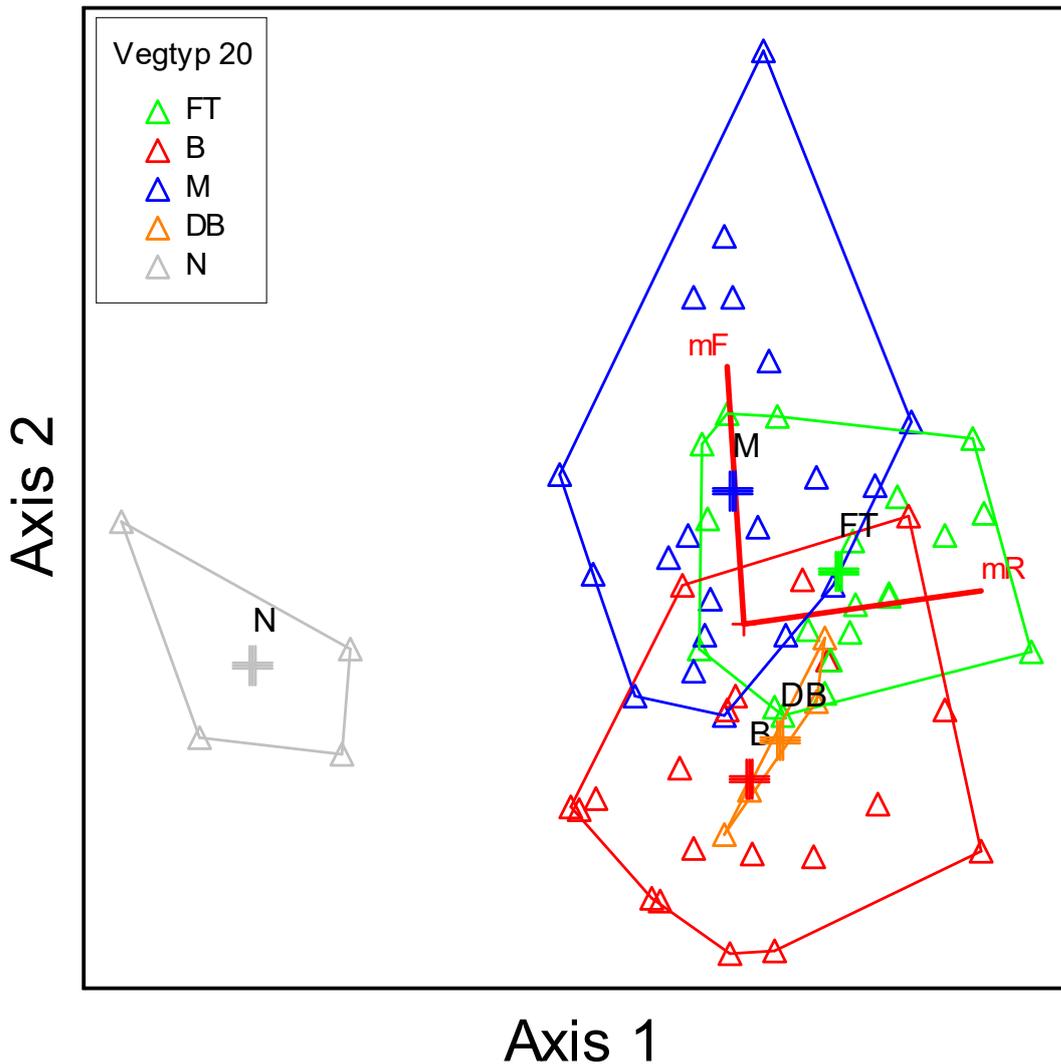


Abbildung 42, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2020 mit 290 Arten. Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp.

Entlang der ersten Achse der NMDS der Krautschicht aus 2020 (Abb. 42) wird das *Nardetum* mit allen seinen 4 Teilflächen (ehemaligen Behandlungsvarianten) deutlich vom Rest der Versuchsflächen mit durchschnittlich markant niedrigeren mR-Zahlen (Tab. 36) abgetrennt. Die anderen Vegetationstypen differenzieren sich untereinander dann entlang der zweiten und dritten Achse (Abb. 45); die Aufnahmen des *Festuco-Trisetetums* setzen sich (Abb. 42 und Tab. 36) von denen der *Brometen* in Richtung steigender mN-Zahlen ab, das *Danthonio-Brometum* in Richtung geringerer mN-Zahlen, sowie die Aufnahmen der *Molinieten* in Richtung besserer Wasserversorgung.

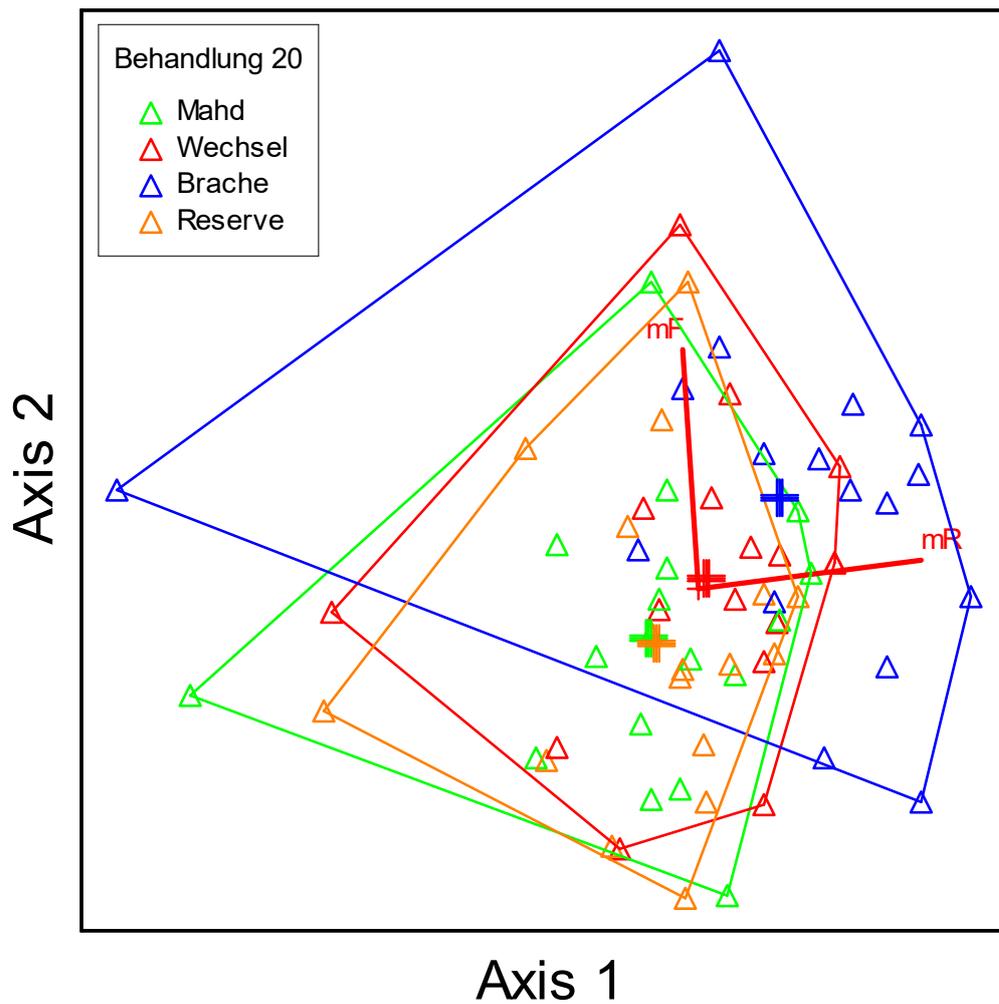


Abbildung 43, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2020 mit 290 Arten. Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 2. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die Aufnahmen und die Farbgebung die jeweilige Behandlungsvariante; hochkorrelierte Umweltvariablen (mittlere Reaktionszahl, mittlere Nährstoffzahl) sind ebenfalls eingetragen.

In Abbildung 43 und 44 überlagern sich die Behandlungsvarianten Mahd und Reserve sehr deutlich. Die Behandlungsvariante Brache weicht deutlich von den anderen Behandlungsvarianten ab. Wie zu erwarten, liegt das Wechselbrache-Zentroid genau dazwischen. Hervorzuheben ist auch die stärkere Streuung der Aufnahmen der Brache-Flächen um das Gruppenzentrum.

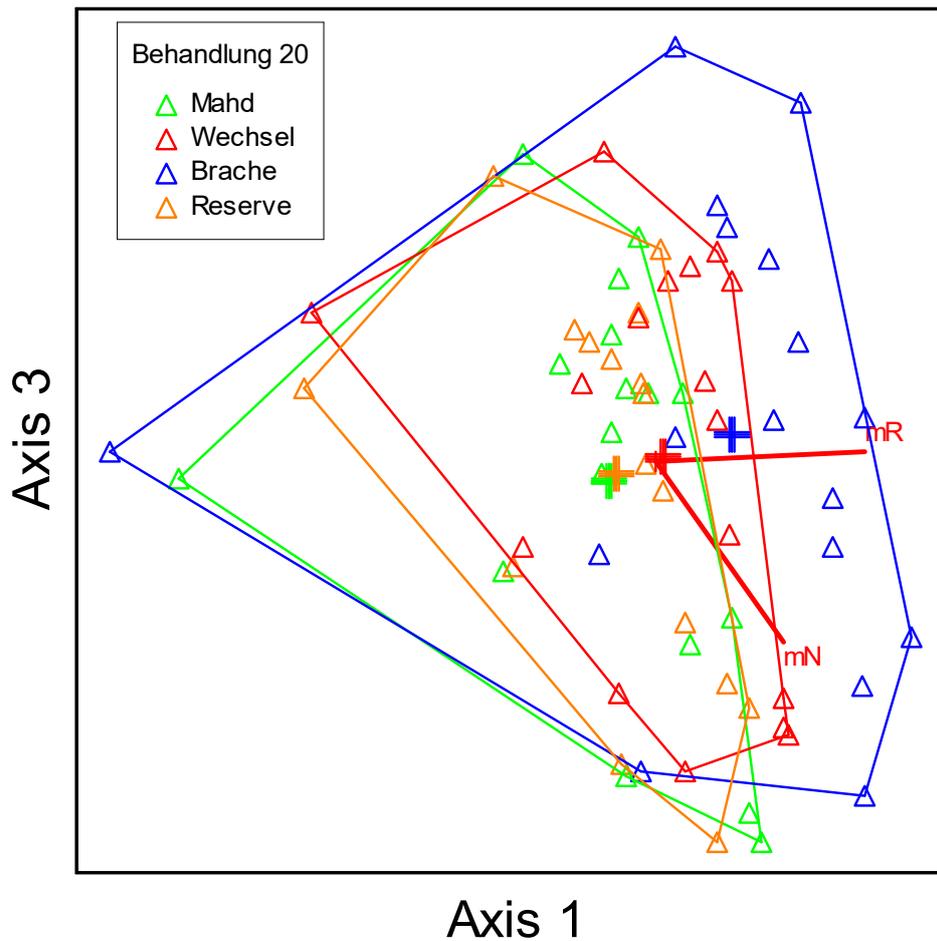


Abbildung 44, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) der Aufnahmen des Jahres 2020 mit 290 Arten. Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die Aufnahmen und die Farbgebung die jeweilige Behandlungsvariante; hochkorrelierte Umweltvariablen (mittlere Reaktionszahl, mittlere Nährstoffzahl) sind ebenfalls eingetragen.

Vergleicht man Abbildungen 43 und 36 kann auch die Änderung der Bedeutung der Achsen festgestellt werden. Man sieht jedoch auch, dass sich die einzelnen Behandlungsvarianten bereits 2020 mehr überlagern als 2019.

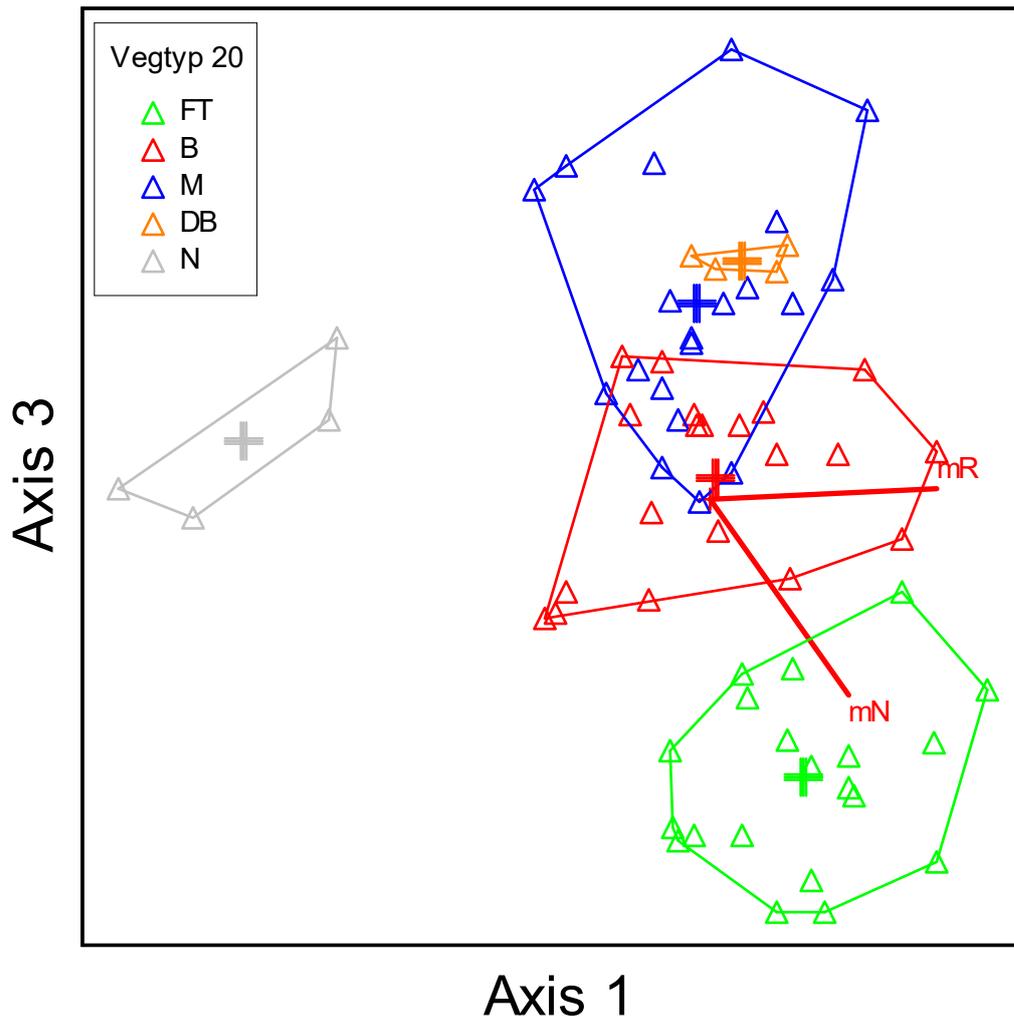


Abbildung 45, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) der Aufnahmen des Jahres 2020 mit 290 Arten. Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 1. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp; hochkorrelierte Umweltvariablen (mittlere Reaktionszahl, mittlere Nährstoffzahl) sind ebenfalls eingetragen.

Vergleicht man Abbildung 45 (nur 2020) mit Abbildung 39 (nur 2019) so sieht man, dass sich die Korrelation der Umweltparameter mit der ersten und zweiten Achse geändert haben. In Abbildung 39 ist mit der ersten Achse die mittlere Feuchtezahl hoch korreliert, hingegen ist in Abbildung 45 die mittlere Reaktionszahl mit der ersten Achse korreliert. Mit der dritten Achse ist in Abbildung 39 (nur 2019) die mittlere Nährstoffversorgung positiv korreliert. Jedoch ist in Abbildung 45 (nur 2020) die mittlere Nährstoffzahl mit der dritten Achse stark negativ korreliert. In Abbildung 39 (nur 2019) ist mit der ersten Achse die mittlere Feuchtezahl negativ korreliert. In Abbildung 45 (nur 2020) ist jedoch mit der ersten Achse die mittlere Reaktionszahl positiv korreliert.

In Abbildung 45 trennen sich die Vegetationstypen *Molinietum*, *Brometum* und *Festuco-Tristeteum* deutlicher auf als in Abbildung 39. Im Gegensatz zu Abbildung 39 haben sich in Abbildung 45 die Achsen gedreht, sodass nun die *Festuco-Tristeteten* im unteren rechten Eck

sich befinden und sich noch deutlicher entlang der 3. Achsen von den restlichen Vegetationstypen abgrenzen. Das *Molinietum* befindet sich nun im oberen rechten Eck, während sich das *Brometum* immer noch zwischen *Molinietum* und *Festuco-Trisetetum* befindet. Das *Nardetum* trennt sich in Abbildung 45 entlang der 1. Achse deutlich von den anderen Vegetationstypen ab, nicht so in Abbildung 39. In Abbildung 39 nimmt das *Nardetum* eine Position zwischen den Vegetationstypen *Brometum*, *Molinietum* und *Danthonio-Brometum* ein. In Abbildung 39 befindet sich das *Danthonio-Brometum* entlang der ersten Achse am Rande des *Molinietums* sowie entlang der 3. Achse am Rande des *Brometums*. In Abbildung 45 hingegen befindet sich das *Danthonio-Brometum* inmitten des *Molinietums* entlang der 3. Achse. Die Gruppenzentroide dieser beiden Vegetationstypen liegen ebenfalls nahe beieinander (Abb. 45).

Die Aufteilung der Aufnahmen entlang der 1. Achse der NMDS mit den Aufnahmen aus 2019 (ohne Baumschichtarten, Abb. 38) ist fast identisch mit der Aufteilung der Aufnahmen entlang der 2. Achse der NMDS mit den Aufnahmen aus dem Jahr 2020 (nur Krautschicht, Abb. 42). Gleichzeitig ist die Anordnung der Aufnahmen entlang der 2. Achse der 2019-NMDS ähnlich der Aufteilung der Aufnahmen aus 2020 entlang der 1. Achse der zugehörigen NMDS. Es haben sich also zwischen 2019 und 2020 die ersten beiden Achsen in Ihrer Bedeutung abgewechselt.

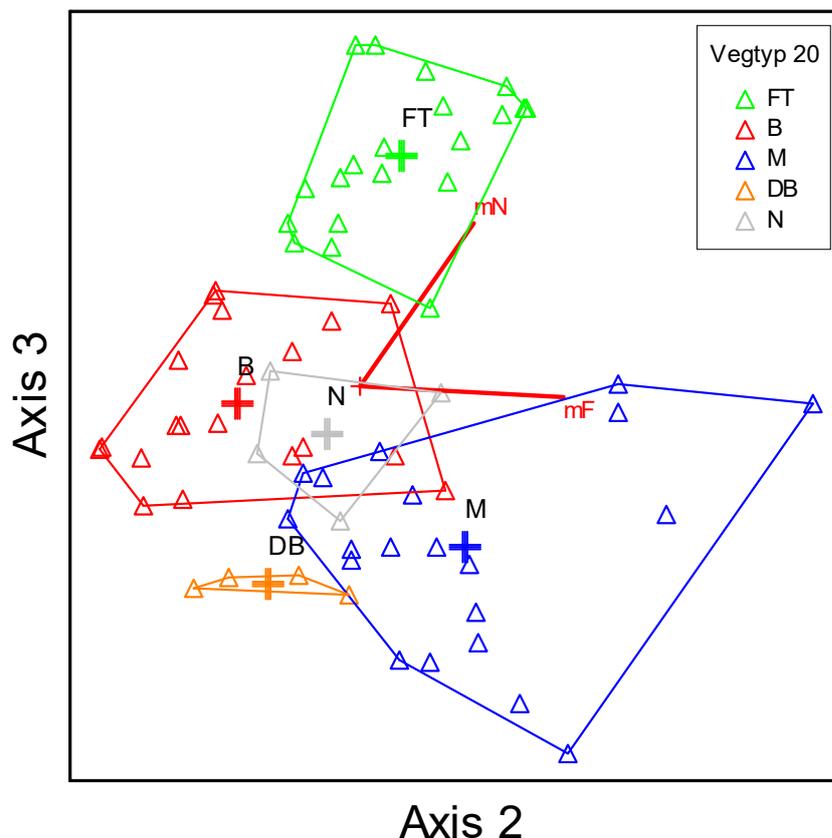


Abbildung 46, Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der Aufnahmen des Jahres 2020 mit 290 Arten. Die Verteilung der Aufnahmen in der Ebene aufgespannt von der 2. und 3. Achse. Die Kreuze repräsentieren die Gruppenzentroide, die Symbole die Aufnahmen und die Farbgebung den jeweiligen Vegetationstyp.

Das *Danthonio-Brometum* kommt in Abbildung 46 erstmals deutlich von den anderen Zaunflächen abgesetzt zur Darstellung.

Es gibt keinen Zusammenhang zwischen der Artenzahl pro Aufnahme mit der ersten Achse der NMDS in Abbildung 46 (Tab. 36), während gleichzeitig die mittlere Reaktionszahl mit der 1. Achse hoch korreliert ist.

Es besteht ein signifikanter Zusammenhang der Deckung der Streuschicht mit den Faktoren Vegetationstyp, Behandlungsvarianten und Aufnahmejahr. Die *Molinieten* weisen beispielsweise eine signifikant höhere Deckung der Streuschicht als die *Festuco-Triseteten* auf (p-Wert = 0,0029).

So weist die Behandlungsvariante Brache signifikant weniger Streu im Jahr 2020 gegenüber dem Jahr 2019 auf (p-Wert = 0,018). Ebenso weist die Wechselbrache signifikant weniger Streu im Jahr 2020 als im Jahr 2019 auf (p-Wert = 0,0001).

Tabelle 36, Korrelation der Deckung der Streuschicht, der Artenzahl, der mittleren Nährstoffzahl, mittlere Feuchtezahl, mittlere Reaktionszahl, der Deckung der Krautschicht und der mittleren Lichtzahl mit der 1., 2. und 3. Achse der NMDS aus Abbildungen 42 und 45 (2020, Krautschichtarten).

		1. Achse	2. Achse	3. Achse
Deckung der Streuschicht	R	-0,118	0,382	-0,509
	Tau	-0,019	0,163	-0,339
PseudoSpecies-Anzahl	R	0,020	-0,384	0,067
	Tau	-0,144	-0,330	0,068
Mittlere Nährstoffzahl	R	-0,548	0,567	0,680
	Tau	-0,424	0,404	0,479
Mittlere Lichtzahl	R	0,243	-0,660	-0,249
	Tau	0,192	-0,472	-0,198
Mittlere Feuchtezahl	R	0,213	0,754	-0,172
	Tau	0,121	0,583	-0,094
Deckung der Krautschicht	R	0,479	0,148	-0,112
	Tau	0,113	0,054	0,035
Mittlere Reaktionszahl	R	0,722	-0,269	0,161
	Tau	0,283	-0,253	0,214

3.4 Ergebnisse der Redundanzanalyse in Canoco 5 und Veränderungen in den Pflanzenmerkmalen (Traits)

Anhand der Redundanzanalyse aller 136 Aufnahmen aus beiden Jahren aber ohne die Baumschichtarten wurde der Datensatz in Canoco 5.2 dahingehend durchleuchtet, ob die Umweltfaktoren Jahr, Behandlungsvariante oder Vegetationstyp einen Einfluss auf die Verteilung der in Tabelle 35 erfassten Art-Merkmale (Traits) haben.

Als Antwortvariablen dienen die Ausprägungen der Pflanzeigenschaften der vorhandenen Arten in den Aufnahmen, welche nach den Abundanz/Dominanz-Werten gewichtet und im durch die Umweltparameter definierten, multivariaten Raum positioniert wurden (Kleyer et al. 2012).

Die Art-Merkmale sind die Antwortvariablen. Die Länge der Pfeile gibt die Stärke des Zusammenhangs der einzelnen Trait-Ausprägungen zu den Achsen an, der Winkel der Pfeile zu den Achsen gibt die Korrelationsrichtung an (90° entsprechen keiner Korrelation, Pfeilspitze in dieselbe Richtung gibt eine positive Korrelation, Pfeilspitze in die entgegengesetzte Richtung eine negative Korrelation).

3.4.1 Die Bedeutung der Pflanzenmerkmale in Bezug zum Erhebungsjahr

Die 2. Achse (Vertikale in Abb. 47) der Redundanzanalyse zum Einfluß des Erhebungsjahrs auf die Art-Merkmale erklärt mit einem Eigenwert von 0,4650 46,5% der Variation im Datensatz. Die 1. Achse (Horizontale) hat einen Eigenwert von nur 0,0132 und erklärt damit nur 1,32% Variation.

Die Umweltvariable Jahr erklärt damit kaum eine Veränderung in den Traits der an der Vegetation beteiligten Arten.

Die Pfeile der Trait-Ausprägungen des Grime'schen Strategietyps R, CS und SR deuten, mit stumpfem Winkel, in Richtung 2020 was als eine Zunahme der Arten, die den genannten Grime Strategietypen entsprechen, im Jahr 2020 gedeutet werden kann.

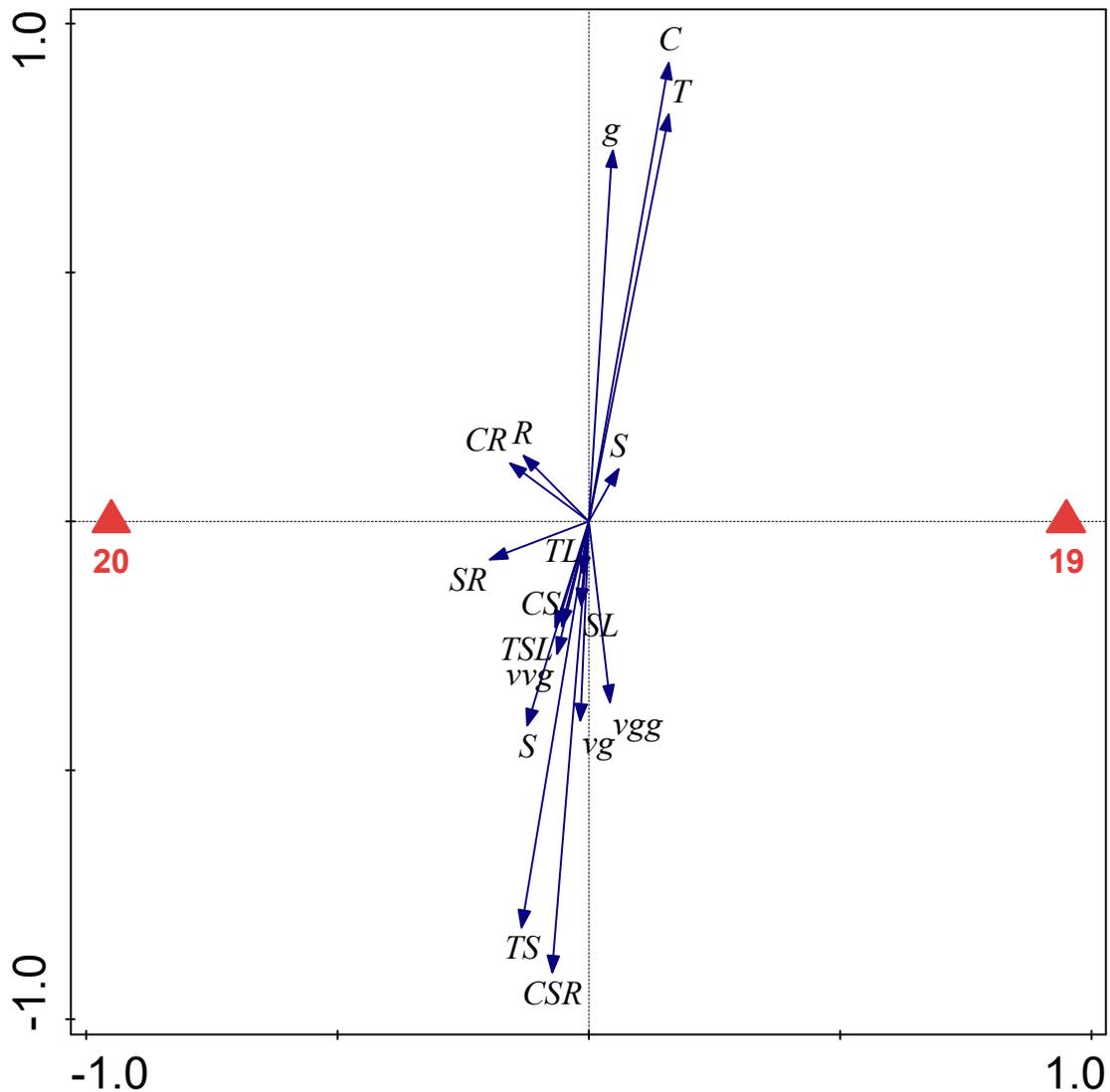


Abbildung 47, Bedeutung von Pflanzenmerkmalen in der Redundanzanalyse der Aufnahmen anhand ihrer Art-Merkmale in Bezug zur Umweltvariable Jahr mit den Ausprägungen 2019 (19) und 2020 (20).

3.4.2 Die Bedeutung der Pflanzenmerkmale in Bezug zu den Behandlungsvarianten

Die Anteile der Trait-Ausprägungen des Grime'schen Strategietyps sind offensichtlich in den einzelnen Behandlungsvarianten recht unterschiedlich (Abb. 48). In Richtung der regelmäßig gemähten Varianten Mahd und Reserve zeichnen sich hohe Anteile von klassischen CSR-Typen, wie *Bromus erectus*, *Briza media* oder *Centaurea jacea*, ab, bei denen oft auch die generative Vermehrung über die vegetative dominiert (Abb. 48). Das passt auch zu den bedeutsamen Anteilen von Pflanzen mit kurzlebigen Samenbanken (S und TS, wie *Bromus erectus*, *Centaurea jacea*, *Allium carinatum*, *A. vineale* und *Dactylis glomerata*). Demgegenüber haben nach der langen Vorgeschichte von zwanzigjähriger Verbrachung Bracheflächen nur mehr einige langlebige ehemals kompetitive sich vor allem vegetativ vermehrende Pflanzen mit ausgesprochen kurzlebiger Samenbank eine Bedeutung in der Krautschicht. Dass auch einige Ruderalstrategen in Richtung der Brachen weisen liegt daran, dass im Datensatz auf den ehemaligen Bracheflächen durch reichlich offenen Boden im Jahr

2020 zahlreiche Ruderalarten gekeimt sind, welche in den geschlossenen Vegetationsdecken von Mahd, Reserve und Wechselbrache kaum eine Chance haben zu keimen.

In der Behandlungsvariante Wechselbrache befinden sich offenbar alle möglichen Trait-Ausprägungen, weil keine der Traits auffällig in die Richtung der Wechselbrachen zeigen. Am ehesten kann man noch einen Trend zu überwiegender vegetativer Vermehrung bei gleichzeitig eher langlebiger Samenbank (TL) erkennen.

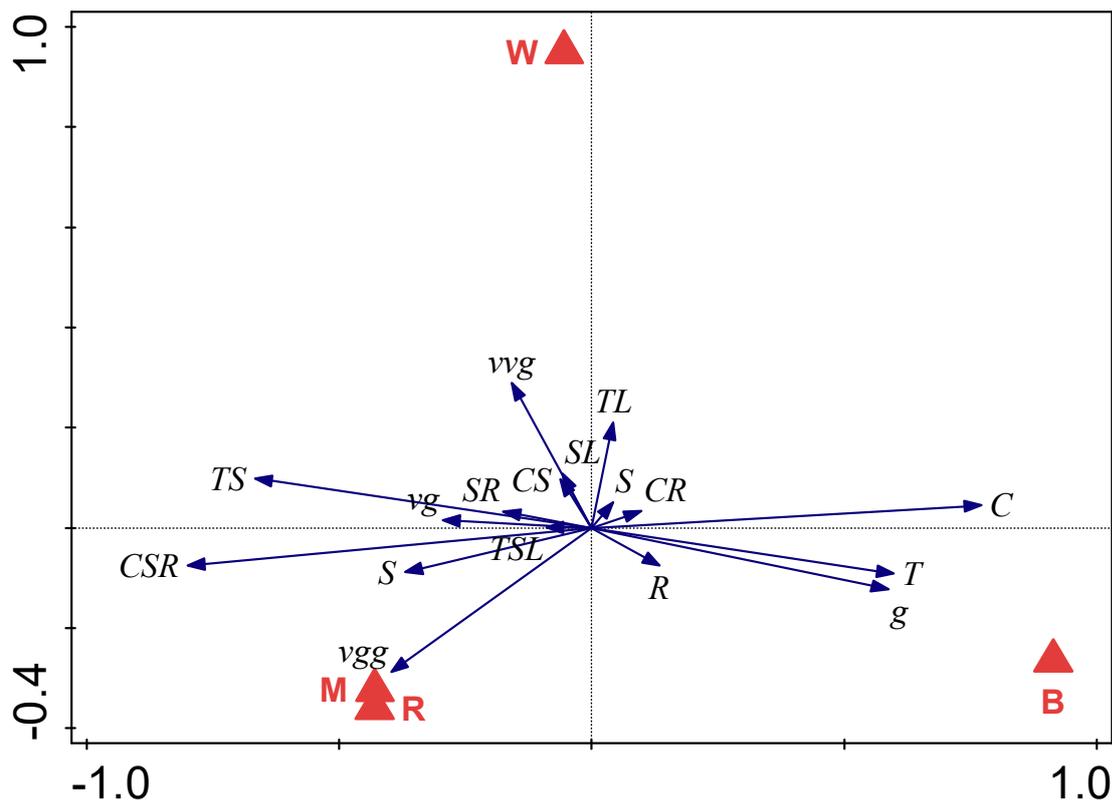


Abbildung 48, Bedeutung von Pflanzenmerkmalen in der Redundanzanalyse der Aufnahmen anhand ihrer Pflanzenmerkmale in Bezug zur Variable Behandlungsvariante mit den Ausprägungen B (Brache), W (Wechselbrache), M (Mahd) und R (Reservefläche).

3.4.3 Die Bedeutung der Pflanzenmerkmale in Bezug zu den Vegetationstypen

Es besteht eine deutliche positive Korrelation des Vegetationstyps *Brometum* mit den CSR-Strategietypen nach Grime (Abb. 49). Die *Festuco-Triseteten* repräsentieren am ehesten den Typ von Fett- bzw. Intensivwiesen in dem üblicherweise CR-Strategen (*Lolium perenne*) oder zahlreiche Ruderalstrategen (*Taraxacum officinale*) von Bedeutung sind. Für diese Arten sind auch eine sehr flexible Samenbank von kurz- bis zu langlebig (TSL) charakteristisch. In den *Brometen* ist das Merkmal der CSR-Strategie tonangebend, neben der dort bedeutenden generativen Vermehrung bei eher sehr variablem Samenbankverhalten. Die *Molinieta* werden sowohl bei regelmäßigem Schnitt und vor allem bei Verbrachung vom Pfeifengras dominiert, weshalb dessen Arten insbes. in den vormals verbrachten Teilflächen auch zumeist die Trait-Ausprägung von *Molinia* haben (höhere Bedeutung von C, S und CS). Die Position des

Danthonio-Brometums weist keine besonders auffälligen Trait-Akkumulationen auf. Dafür kann man für das *Nardetum* festhalten, dass dort Pflanzen mit vorwiegend langlebigerer Samenbank überwiegen.

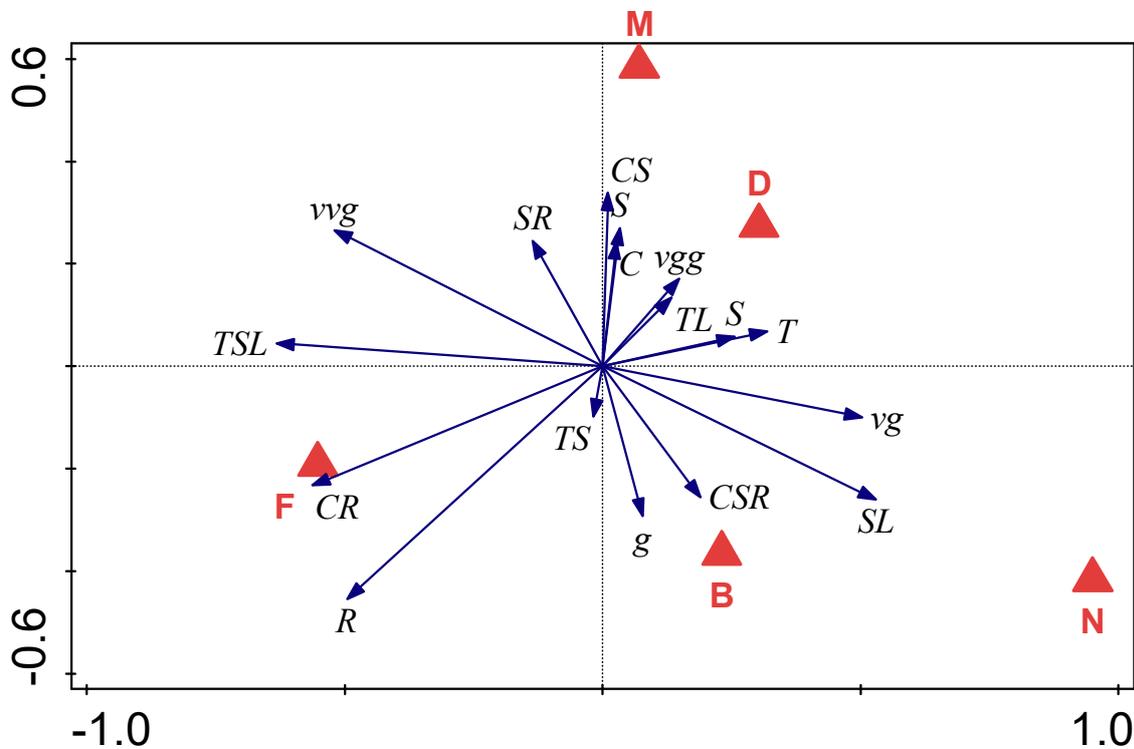


Abbildung 49, Bedeutung von Pflanzenmerkmalen in der Redundanzanalyse der Aufnahmen anhand ihrer Art-Merkmale in Bezug zur Variable Vegetationstyp mit den Ausprägungen B (*Brometum*), D (*Danthonio-Brometum*), N (*Nardetum*) und F (*Festuco-Trisetetum*) und M (*Molinietum*).

In Abbildung 50 ist zu sehen, dass die *Festuco-Triseteten* die höchsten Anteile an R und CR Strategen nach Grime aufweisen. In den *Molinieten* überwiegen die Anteile an SR, CS und C Strategen nach Grime. In den *Brometen* zeichnet sich sehr deutlich ein hoher Anteil an CSR Strategen ab. Das *Nardetum* sowie *Danthonio-Brometum* weisen an keinem Grime'schen Strategietyp besonders hohe Anteile auf.

Weiters ist zu sehen, dass in den *Festuco-Triseteten* vor allem eine sehr breitgefächerte Diasporenbank (TSL, wie *Veronica chamaedrys*, *Phleum pratense*, *Potentilla reptans* und *Prunella vulgaris*) hohe Anteile aufweist. In den *Molinieten* weisen die Diasporenbanktypen TL, S und T (also von kurzlebigen bis langlebigen Diasporenbanken, wie *Teucrium chamaedrys*, *Carex pallescens* und *Inula britannica*) hohe Anteile auf. In den *Brometen* weisen eher langlebige Diasporenbanktypen (TS, TL, S, SL, wie *Agrostis capillaris*, *Teucrium chamaedrys*, *Allium carinatum* und *Campanula glomerata*) hohe Anteile auf. Im *Nardetum* haben kurz bis langlebige Diasporenbanktypen (T, SL, wie *Carex pilulifera* und *Polygala vulgaris*) die höchsten Anteile. Im *Danthonio-Brometum* finden sich alle anderen Diasporenbanktypen ausser TSL.

In den *Festuco-Triseteten* hat ein überwiegend vegetativer Ausbreitungstyp (vvg, wie *Ajuga reptans* und *Fragaria viridis*) hohe Anteile, während in den *Molinieten* ein überwiegend generativer Ausbreitungstyp (vgg, wie *Lathyrus pannonicus* und *Lotus maritimus*) hohe Anteile hat. In den *Brometen* finden sich generative und überwiegend generative Ausbreitungstypen, sowie sowohl generative als auch vegetative Ausbreitungstypen (vg, wie *Agrostis capillaris*, *Asperula tinctoria*, *Anthoxanthum odoratum*, *Campanula patula*, *Knautia arvensis* und *Lotus corniculatus*). Im *Nardetum* überwiegen vor allem generative Ausbreitungstypen (g, vg, vgg, wie *Campanula rotundifolia*, *Carex pilulifera* und *Festuca nigrescens*). Im *Danthonio-Brometum* finden sich alle Ausbreitungstypen.

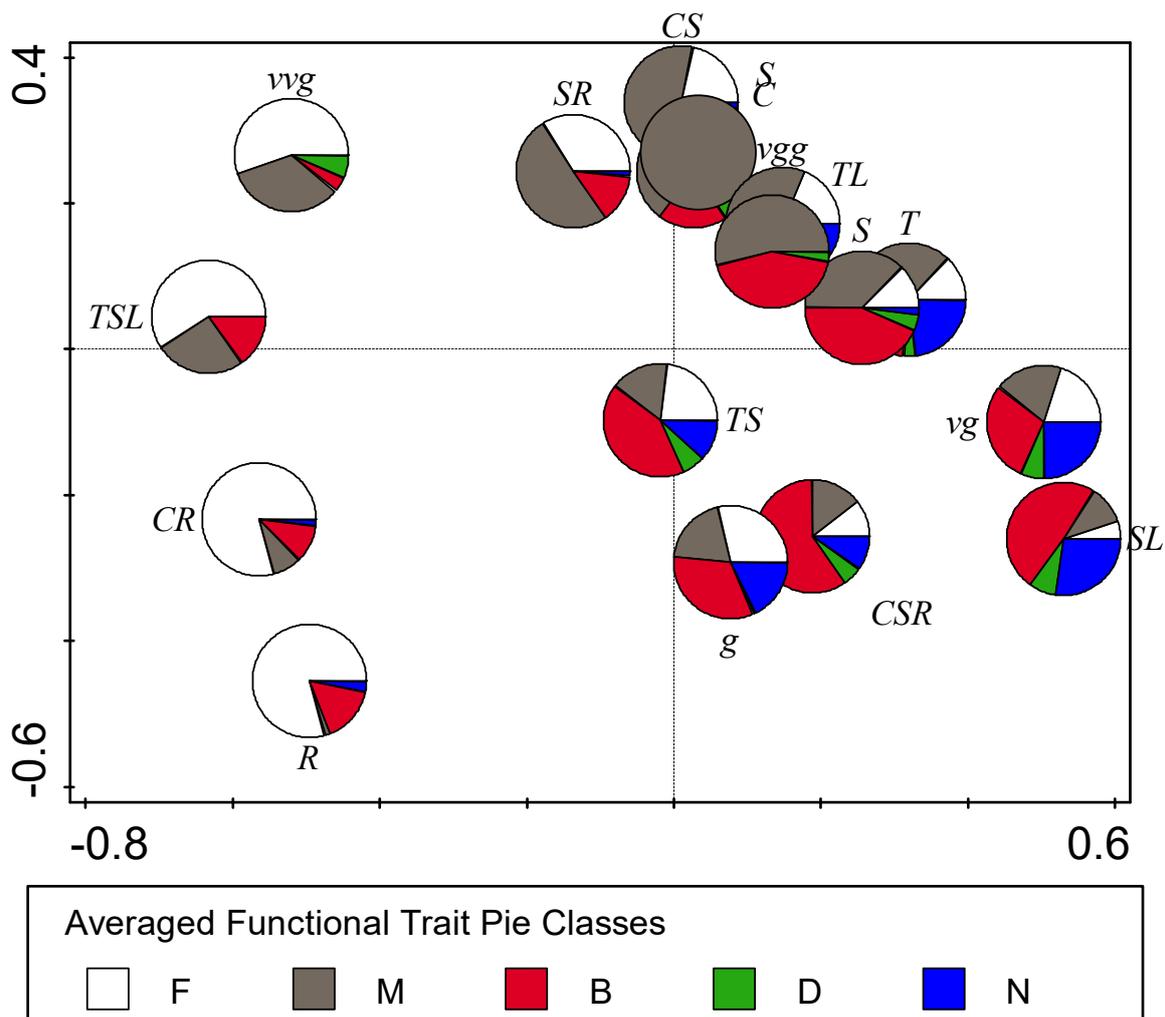


Abbildung 50, Bedeutung und Verteilung der Art-Merkmal-Ausprägungen in den Vegetationstypen in der Ordination der Redundanzanalyse aus Abbildung 49.

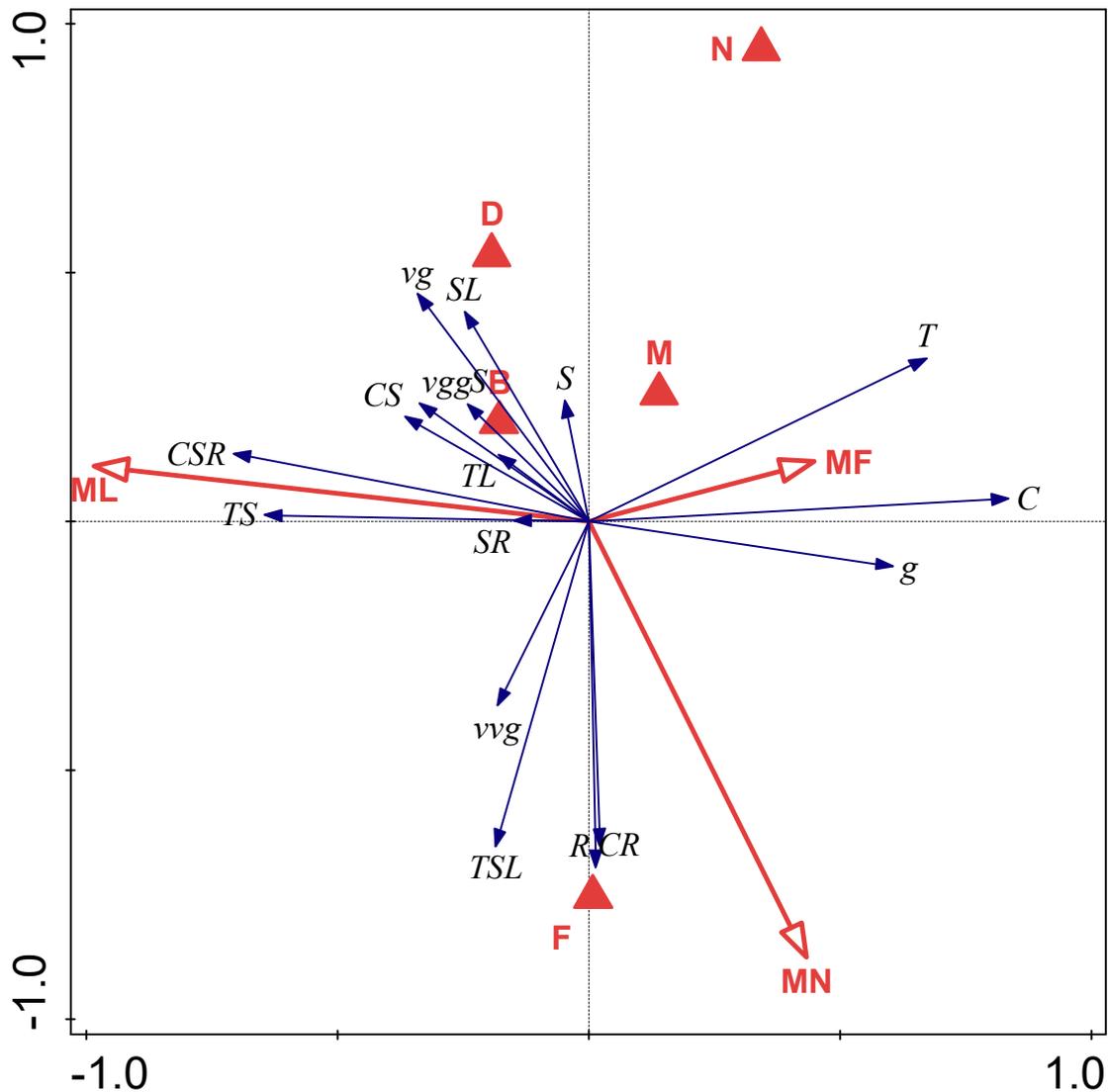


Abbildung 51, Bedeutung von Pflanzenmerkmalen in der Redundanzanalyse der Aufnahmen anhand ihrer Art-Merkmale in Bezug zur Variable Vegetationstyp, mit den Ausprägungen B (Brometum), D (Danthonio-Brometum), N (Nardetum) und F (Festuco-Trisetetum) und M (Molinetum), im Joint Plot mit den gemittelten Zeigerwerten MF (mittlere Feuchtezahl), MN (mittlere Nährstoffzahl) und ML (mittlere Lichtzahl). Die Länge der quantitativen Umweltvariablen zeigen die Richtung und das Ausmaß der Veränderung an).

Die mittlere Lichtzahl zeigt so wie der Grime'sche Strategietyp CSR in Richtung der *Brometen*. Die mittlere Feuchtezahl zeigt so wie der Grime'sche Strategietyp C in Richtung der *Molineten*. Die mittlere Nährstoffzahl zeigt so wie die Grime'schen Strategietypen CR und R in Richtung der *Festuco-Triseteten*.

4 Diskussion

4.1 Überblick über den Datensatz

Der Biosphärenpark Wiener Wald, in dem sich der Lainzer Tiergarten befindet, beherbergt eine große Zahl an unterschiedlichen Wiesentypen (Naturschutzbund NÖ, 2009). Willner et al. (2013) konnten in einer umfangreichen vergleichenden Analyse von 1055 Vegetationsaufnahmen, nur im Bereich des Biosphärenparks Wienerwalds, 22 Assoziationen klassifizieren und unterscheiden. Lepusch (1997) konnte in 125 Aufnahmen 15 verschiedene Assoziationen im Lainzer Tiergarten auf ihren untersuchten Flächen ausweisen. Von den mehr als 700 festgestellten Gefäßpflanzen im Biosphärenpark Wienerwald sind 10% als gefährdet in Österreich ausgewiesen (Hülber et al. 2017). Diese Autoren stellten auch fest, dass vor allem die Änderung des Managementregimes (im Falle der Biosphärenpark-Wiesen vor allem die Auflassung einer extensiven Nutzung) zu hohen Artenverlusten führt, was auch im Einklang mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit ist.

Dengler et al. (2012) konnten in ihrer Studie in Trockenrasen im Transsilvanischen Plateau eine beeindruckend hohe Artenzahl in ihren Flächen feststellen, mit Rekordwerten von 98 Arten auf 10m². Die Artenzahl pro 10m² schwankte von ca. 15 Arten bis zu 80 Arten. In den im Rahmen dieses Projekts untersuchten Flächen des Lainzer Tiergartens konnten zwischen 21 bis 89 Arten pro 25m² festgestellt werden, wobei in 123 von 136 Teilflächen die Artenzahl pro 25m² bei über 40 liegt (Tab. 11). Niedrige Artenzahlen (unter 40) wurden nur in den Brache-Flächen gezählt (Tab. 11). Damit zählen die Wiesen im Lainzer Tiergarten zu artenreichen Vegetationssystemen.

Lepusch (1997) konnte in ihrer Diplomarbeit eine beeindruckende Vielfalt an unterschiedlichen Wiesentypen sowie eine beeindruckend hohe Artendichte an trockenen, wechsellackenen, nährstoffarmen, aber auch feuchten und nassen Standorten dokumentieren. Vor allem kleinräumige Unterschiede im Kalk- und Feuchtigkeitsgehalt sowie im Nährstoffgehalt des Bodens beeinflussen den Artbestand auf den jeweiligen Standorten. Neben diesen Umweltbedingungen trägt auch die mosaikartige Wühltätigkeit der Wildschweine zu Bedingungen bei, in denen floristische Raritäten wie z.B. *Lathyrus nissolia* oder *Peplis portula* und *Sagina apetala*, punktuell existieren können. Lepusch (1997) konnte auch in ihren Aufnahmen in recht unterschiedlichen Vegetationstypen einen kleinräumigen Wechsel von Nischen feststellen und somit eine höhere Heterogenität an beteiligten Arten, was die Aufnahmeflächen selbst innerhalb desselben Vegetationstyps recht heterogen machen kann.

Die häufigsten Arten, die in 90% aller unserer 136 Aufnahmen vorkommen, zählen *Festuca rubra*, *Galium verum*, *Filipendula vulgaris* und *Carex tomentosa*. Das sind Arten, die nach der Klassifikation von Grime (1973) als C-Strategietypen deklariert und somit sehr konkurrenzfähig sind, sowie anhand ihrer Biologie und Strategie alle verfügbaren Ressourcen optimal nutzen können. In vielen Fällen zählen sie zu den dominierenden Arten in der jeweiligen Aufnahme.

Diese Arten haben ein hohes vegetatives Ausbreitungspotenzial, was ihnen zusätzlich den Vorteil verschafft, auch in bereits dichten Vegetationsdecken mit einer ausgeprägten Streuschicht zu persistieren.

Zeiger extensiver Bewirtschaftung (inbes. auch zeitweiser Verbrachung) wie *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa* und *Calamagrostis epigejos* kommen in einem Großteil der Aufnahmen vor, da in allen Zaunflächen verbrachende Quadranten vorkommen und diese Arten auch leicht vegetativ in die regelmäßig gemähten Teilflächen einwandern können.

Tabelle 9 kann man entnehmen, dass in allen Zaunflächen, außer Zaun Nr. 12, 5 und 8, die Artenbilanz in der Krautschicht von 2019 auf 2020 positiv ist. Hierbei muss allerdings erwähnt werden, dass die Differenz der Artenzahlen zwischen 2020 und 2019 nicht als effektive Zunahme gewertet werden kann, da einige Arten von 2019 auf 2020 aus den Aufnahmeflächen verschwunden sind. Allfällige Verluste wurden aber zumeist durch Zugewinne mehr als kompensiert.

Tabelle 9 zeigt auch, dass in jeder Zaunfläche, mit Ausnahme der Aumüllerwiese (*Danthonio-Brometum*; Zaun Nr. 8), der oberen Kaltbründelwiese (*Molinietum*, Zaun Nr. 5) und der Bärenbergwiese (*Brometum*, Zaun Nr. 12), die Anzahl an Arten in der gesamten Zaunfläche von 2019 bis 2020 zunimmt, also im Gefolge der Entbuschungsmaßnahme im Februar 2020. Auch Böttcher et al. (1992) geben an, dass auf ihren Versuchsflächen auf einem Kalkmagerrasen sich die Anzahl an vorhandenen Arten mit der Einführung einer Pflegemaßnahme, in Form von Entbuschung, Mahd und Beweidung, in den ersten 3 Vegetationsperioden erhöht, da durch die somit von außen vorgenommene Störung offene Stellen und Gaps entstehen, die von nicht vorhandenen Arten genutzt werden können. Dies deckt sich auch mit der signifikanten Zunahme der Artenzahl im Mittel über alle 17 Bracheflächen (s. Kapitel 3.1.2, Tab. 11) in den untersuchten Flächen im Lainzer Tiergarten.

In den **Brometen** hat sich die Artenzahl pro Zaunfläche im Mittel von 89,4 Arten im Jahr 2019 auf 101,6 Arten im Jahr 2020 erhöht (Tab. 9). Durchschnittlich weisen die *Brometen* sowohl 2019 als auch 2020 die artenreichste Vegetation in allen untersuchten Teilflächen auf (Tab. 11). Durch Trockenheit sowie Pflegemaßnahmen (Mahd und Entfernung des Mahdguts) ab 2020 wird die bereits niedrige und lückenhafte Vegetationsdecke noch mehr geöffnet, wodurch Gaps für Keimlinge oder sich vegetativ ausbreitende Arten entstehen und somit mehr „Einwanderungs-“ und „Zuzugsmöglichkeiten“ für gänzlich neue oder verschwundene Arten bietet. Eine zusätzliche Beweidung würde wohl diesen Effekt auch noch verstärken (vgl. Böttcher et al. 1992).

Das **Festuco-Trisetetum** ist mit durchschnittlich 72 Arten pro Zaunfläche 2019 und 80,6 Arten pro Zaunfläche 2020 im Mittel der artenärmste Vegetationstyp (Tab. 9). Durch eine wenig stark ausgeprägte Streuschicht, die vorangegangene Mahd sowie der Entfernung der Biomasse im *Festuco-Trisetetum*, ähnlich wie im *Brometum* Gaps für Keimlinge und sich vegetativ ausbreitende Arten vorhanden.

Durch eine sehr stark ausgeprägte Streuschicht, fehlen in den verbrachenden Molinieten die Regenerationsgaps, wie auch bereits Jensen (2003) festgestellt hat. Daher ist auch die Erhöhung der Artenzahl nach der Entbuschungsmaßnahme im Vegetationstyp *Molinietum* eher gering (von durchschnittlich 83,6 auf 91,6, siehe Tab 9). Klimes et al. (2013) weisen auf die bedeutende Rolle des Pfeiffengrases im Vegetationssystem von Feuchtwiesen hin und betonen, dass durch ihre nach Verbrachung erlangte Dominanz der ursprüngliche Artenreichtum und Artzusammensetzung auch nach 6 Jahren regelmäßiger Wiederbewirtschaftung noch nicht erreicht werden konnte.

Im Mittel haben sich die Artenzahlen zwischen 2019 und 2020 signifikant nur über alle 17 Brache-Flächen hinweg erhöht ($p= 0,0311$). Durch die vorherige zwanzigjährige Brache erlangten einige wenige holzige Arten starke Dominanz wodurch viele Arten verdrängt wurden und die gesamte Artenzahl auf den Bracheflächen dementsprechend am niedrigsten war (Tab. 11). Durch das Entfernen der wenigen stark dominierenden Arten werden so Bedingungen für eine Wiederbesiedlung verschwundener und neuer Arten geschaffen was auch die Artenzahl dementsprechend erhöht (Tab. 11).

Nur im *Molinietum* weisen auch die Wechselbrachen eine signifikant höhere Artenzahl im Jahr 2020 auf was sowohl durch die Entbuschung als auch die im Jahr 2019 vorangegangene Mahd erklärt werden kann. Gilhaus et al. (2017) finden in ihrer Arbeit heraus, dass eine möglichst diverses Managementregime mit Mahd und auch Beweidung die Artendiversität fördert. Sie geben auch an, dass eine Mahd vor allem das Auftreten lichtliebender Arten begünstigt. Der Wechsel zwischen Mahd und Brache hat auf unseren Flächen über 20 Jahre hinweg auch auf den Wechselbrache-Flächen zu einem Artenverlust geführt, der durch die Wiedereinführung der Mahd eventuell allmählich kompensiert werden kann.

In jenen Flächen, die sehr stark verbuscht und verholzt waren, treten Stockausschlag vor allem von *Crataegus monogyna* sowie *C. laevigata* als auch von *Carpinus betulus* und *Acer campestre* auf (Abb. 52). Der Stockausschlag von holzigen Arten nach der Entfernung der Gehölze im Zuge einer Restaurierung verbrachter Extensivwiesen wurde auch bereits von Michielsen et al. (2017) untersucht. *Crataegus monogyna* ist dort, wie auch in den untersuchten Flächen des Lainzer Tiergartens, jene Art mit den meisten Erneuerungstrieben, da sie einen großen Teil ihrer Energiereserven unterirdisch speichern kann und somit zum Neuaustrieb auch nach vollkommener Entfernung der oberirdischen Biomasse nutzen kann (Michielsen et al. 2017; Böttcher et al. 1992; Bond & Midgley 2001).

Michielsen et al. (2017) gibt ebenfalls an, dass Flächen mit ausgeprägten *Crataegus monogyna* Beständen in Restaurationsprojekten einen höheren Arbeitsaufwand (im Sinne von mechanischer Entfernung der Neuaustriebe) erfordern als andere Flächen.



*Abbildung 52, Stockausschlag von *Carpinus betulus* im September 2020 auf Zaun 15. Trotz erfolgter Mahd, und damit auch Entfernung der Triebe im Juli, kann diese Art bereits im September wieder stark regenerieren und massiv neue Triebe bilden.*

4.2 Veränderung der Vegetation in den einzelnen Zaunflächen

Durch die Entbuschungsmaßnahmen steigt grundsätzlich die beta-Diversität wieder (Abb. 32 und 33). Auch wird die Differenzierung der Vegetationstypen durch die Maßnahme wieder deutlicher (Abb. 32).

Der Großteil der in 2020 im Vergleich zu 2019 aufgetauchten Arten in den Brache-Flächen sind in der ersten Vegetationsperiode nach erfolgter Maßnahme vor allem CR-, C- und R- Strategen sensu Grime (Abb. 48). Nach genauerer Betrachtung der 2020 im Vergleich mit 2019 neu aufgetauchten Arten konnte festgestellt werden, dass es nur vereinzelt Arten gibt, welche durch die Verbrachung verschwunden sind und dann tatsächlich im ersten Jahr des Restaurationsprojektes wieder aufgetaucht sind. In unserem Projekt wurde eine spontane Kolonisation der entbuschten Fläche erlaubt (es wurden keine Saatmischungen der gewünschten Zielarten eingebracht) was unter anderem das Auftauchen von R-Strategen aus der Bodensamenbank begünstigt (Torrez et al. 2017). Die Bodensamenbank der Wiesen im Lainzer Tiergarten sind ja sehr reich an ruderalen Arten mit langlebiger Samenbank (Bing 2000). Ebenso geben Lengyel et al. (2012) an, dass das massive Auftreten von eher kurzlebigen Arten, vor allem im ersten Jahr bereits häufig im Verlauf von Sekundärsukzessionen beobachtet wurde. Im Restaurationsprojekt von Torrez et al. (2017) machten - ähnlich wie bei uns - zwei Drittel der neu aufgetauchten Arten ruderale Arten (annuelle Arten aber auch holzige Arten) aus und nur ein kleiner Teil der nach erfolgter Maßnahme aufgetauchten Arten entsprach den Zielarten, nämlich charakteristischen Wiesenpflanzen. Die Autoren geben jedoch ebenfalls an, dass in den ersten 2 Jahren nach der Maßnahme durch interspezifische Konkurrenz die Artenanzahl zwar konstant bleibt, sich jedoch die Zusammensetzung der beteiligten Arten dahingehend änderte, dass bereits innerhalb der ersten beiden Jahre immer mehr Zielarten die

zu anfangs aufgetauchten „Pionierarten“ (R-Strategen, annuelle und holzige Arten) ersetzen. Die gewünschten Zielarten sind meistens spezialisiert auf die Umweltbedingungen der jeweiligen Vegetationstypen und besitzen somit über einen längeren Zeitraum gesehen kompetitive Vorteile gegenüber den R-Strategen. Auch wenn die Zielarten nicht angesät werden tritt dennoch ein rascher Austausch der R-Strategen durch Zielarten ein, da in der umliegenden intakten Vegetation durchaus adulte Zielarten vorhanden sind, die als Diasporendonor fungieren (Torrez et al. 2017).

4.2.1 Zäune der Fettwiesen

Die Zäune 1, 3, 6, 9 und 17 befinden sich auf Wiesenflächen, die im Untersuchungsgebiet zu den besser versorgten Vegetationstypen zählen (Angeringer 2007; Lepusch 1996). Unter den dominanten Arten kann in den Mahd-Flächen keine wirklich deutliche Verschiebung oder Veränderung erkannt werden. Im allgemeinen fällt die Vegetationsdecke der Flächen weniger mächtig aus, mit weniger individueller Biomasse, was vermutlich an den trockenen Bedingungen des Jahres 2019 und des Frühjahrs 2020 liegen kann. Bemerkenswert ist eventuell die Zunahme der Arten *Fragaria viridis* und *Potentilla reptans*. Diese Arten sind relativ schattentolerant und können auch unterhalb dichter Vegetationsdecken wie unter *Galium verum* eine eigene „Vegetationsschicht“, bzw. eine geschlossene Decke bilden. Mit der Entbuschung, bzw. in den Wechselbrachen der nunmehr regelmäßig erfolgenden Mahd wird die hohe deckende Vegetation kurz gehalten und somit gelangt mehr Licht in die unteren Schichten der krautigen Vegetationsschicht was eben diese Arten fördert. Eine Ausnahme zu den anderen Zäunen der Fettwiesen war die kaum verbuschte Brache-Fläche der Dianawiese (Zaun 17), da sich nur ein einzelner Baum von *Fraxinus excelsior* auf der Brache-Fläche befand. Das Freistellungsereignis durch die Entfernung dieses einzelnen Baumes hat daher nicht so einen gravierenden Einfluss wie bei anderen, vorher beschriebenen Brache-Flächen mit starker Verbuschung. Das spiegelt sich auch in der Anzahl der wiedereingewanderten Artenanzahlen wider. Diese fallen nämlich geringer aus als in den Brachen anderer Zäune dieses Vegetationstyps (Tab. 12).

Generell ist die Einwanderungsrate in die Brache-Flächen der Fettwiesen höher als in den anderen Behandlungsvarianten, da nach der Entfernung der teils dichten Gehölzgruppen viele offene Gaps zur Verfügung standen. Durch die bessere Nährstoffversorgung wird es auch vielen Arten ermöglicht zu keimen und sich zu etablieren, was in den Anzahlen der von 2019 auf 2020 dazugewonnenen Arten in den Brache-Flächen erkennbar ist (vgl. Tab. 12). Jedoch fanden Foster & Gross (1998) heraus, dass eine gute Stickstoffversorgung und damit einhergehend eine höhere Produktivität der Vegetation die Artendiversität langfristig nicht fördert, sondern die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Etablierung neuer Arten eher verringert.

Dies wird vor allem in den Folgejahren ein interessanter Aspekt der Untersuchungen sein, in wie weit und vor allem wie schnell sich die Flächen mit der gewünschten „Zielvegetation“ regenerieren. In den Brache-Flächen findet teils eine Verunkrautung mit Ruderalarten wie *Setaria pumila*, *Polygonum aviculare* und *Echium vulgare* statt. Inwieweit diese Verunkrautung bestehen bleibt, bzw. durch die gewünschten Zielarten verdrängt wird, wird sich in den nächsten

Vegetationsperioden zeigen. Auch ist natürlich ein angepasstes Mahdregime notwendig, welches eventuell an die Flächen angepasst werden muss. So könnte es vermutlich sinnvoll sein, dass stark verunkrautete oder durch Stockausschlag teils wieder verbuschende Flächen zumindest im ersten und/oder zweiten Jahr zwei mal pro Jahr gemäht werden sollten. Die besser versorgten Fläche vertragen ohnedies einen zweiten Schnitt, da durch einen gesteigerten Biomasseentzug eine Aushagerung der Flächen eher forciert wird, damit die Produktivität gesenkt und die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Etablierung von Magerwiesenarten erhöht werden würde (Gilhaus et al. 2017).

Müller et al. (1992) postulieren ebenfalls, dass die Reversibilität von Verbrachungen sehr vom Ausgangsbestand, Samenpotential, sowie der generellen Nährstoffversorgung abhängig ist und damit kann der Verlauf sehr unterschiedlich lange dauern, bzw oft länger als erwartet. Nach Ryser (1990) ist „eine offene Vegetationsstruktur“ mit ausreichend Gaps ausschlaggebend für die Samenkeimung und Etablierung neuer Individuen. Die umgebende Vegetationsstruktur hat auch Einfluss auf kleinräumig günstige klimatische Verhältnisse und beeinflusst somit maßgeblich die Keimlingsetablierung, bzw. welche Arten sich auch tatsächlich erfolgreich etablieren (Ryser 1990).

4.2.2 Zäune der Feuchtwiesen

In den *Molinieten* verändert sich nach der Entbuschung das Verhältnis zwischen Krautigen und Grasartigen zugunsten der Krautigen (Tab. 41). In den Bracheflächen nimmt der Anteil an Grasartigen um knapp 10% ab (Tab. 41). Auch in den Bracheflächen der Vegetationstypen *Brometum* und *Festuco-Trisetetum* nimmt der Anteil der Grasartigen in den Bracheflächen zu gunsten der Krautigen ab. Nur im *Danthonio-Brometum* nimmt der Anteil der Grasartigen um 10% zu (Tab 41.)

In den feuchten Streuwiesen dominiert zumindest am Beginn auf den Bracheflächen vor allem *Molinia caerulea* agg. Nur wenige krautige Arten (*Galium boreale*, *Potentilla erecta*) oder Grasartige (*Carex tomentosa*) konnten in der Verbrachungsphase koexistieren. Diese Arten haben gemein, dass sie ein ausgeprägtes vegetatives Ausbreitungspotenzial haben (*Carex tomentosa*, *Galium boreale*) und im Laufe der Vegetationsperiode gleichmäßig mit dem Pfeifengras in die Höhe mitwachsen. Zusätzlich sind diese von schlankem Habitus mit kleinen, aber zahlreichen, oder langen Blättern versehen und können so die schmalen Lücken zwischen den langen *Molinia* Blättern besetzen. *Potentilla erecta* etablierte sich in den Verbrachungsjahren der *Molinieten* immer wieder neu aus Samen, konnte aber individuell nie so lange persistieren wie in den regelmäßig gemähten Quadranten (Karrer pers. Beob.)

Wie in vielen Studien und Versuchen bereits herausgefunden, ist die Extensivierung der Bewirtschaftung, sprich die Aufgabe der Mahd, der Untergang magerer Feuchtwiesen (Briemle 2009; Klimes et al. 2013; Kolos & Banaszuk 2013; Müller et al. 1992). So ist es auch der Fall in den Brachen der Feuchtwiesen im Lainzer Tiergarten. In den meisten Flächen kommt bereits bei einem extensiveren Mahdregime - konkret bei Mahd alle 2 Jahre - *Molinia caerulea* agg. zur deutlichen Dominanz und damit zu einem massiven Verlust an Arten (Angeringer & Karrer 2009).

In Brache-Flächen von 3 der 5 Zäune dieses Vegetationstyps konnten sich neben dem Pfeifengras Gehölze wie *Crateagus monogyna*, *C. laevigata*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Rosa* sp., *Pyrus pyraster*, *Pinus sylvestris*, *P. nigra* und *Malus sylvestris*, ansiedeln und mehr oder weniger geschlossene Baumschichten bilden.

Nach der Entbuschung im Frühjahr 2020 blieben auf diesen Brache-Flächen, konkret sind das jene in den Zäunen 11, 7 und 13, mehrere offene Bodenstellen zurück, weil die ehemaligen Feuchtwiesenarten der Krautschicht schon in den Jahren davor durch starke Beschattung fast ganz verdrängt wurden. Da *Molinia caerulea* agg. ein horstig wachsendes Gras ist, kann es die Gaps nur durch Keimlinge erreichen und damit nicht so schnell auf diese Teilflächen eindringen. Da viele krautige Arten offensichtlich schnellere Besiedler offener Stellen sind, ist in diesen Zaunflächen deren Keimlingsaufkommen in den Brache-Flächen deutlich höher und auch deren Höhenwachstum effektiver als jenes der allfälligen *Molinia*-Keimlinge.

Durch die beschattende Wirkung der Gehölzgruppen auf den Brache-Flächen wurde auch das Pfeifengras zurückgedrängt und in seiner Konkurrenzkraft geschwächt. In der Pölzerwiese (Zaun 11) ist das am besten erkennbar (Abb. 53).



Abbildung 53, Brachefläche der Pölzerwiese direkt nach der Entbuschung im Februar 2020 (oben), sowie im September 2020 (mitte und unten). Die Vegetation der Brachefläche im September besteht vor allem aus Krautigen.

Auf Zaun 11 (Pölzerwiese) war der Anteil der blanken Erde direkt nach der Entbuschung sehr hoch, sowie das Aufkommen unterschiedlichster Arten. Allerdings waren im Jahr 2020 neben ein paar Jungpflanzen der Zielarten, wie *Selinum carvifolia* und *Silaum silaus*, vor allem Ruderalarten, wie *Cirsium arvense* und *C. vulgare*, sowie massiver Stockausschlag der Gehölze *Carpinus betulus*, *Acer campestre* und *Malus sylvestris* festzustellen. Wie bei den Fettwiesen bereits etwas angedeutet, ist das keine optimale Entwicklung, da durch den Stockausschlag die Krautschicht wieder vermehrt beschattet und mit Streu bedeckt wird. Das bedeutet, dass vor allem in so stark verbuschten Feuchtbrachen ein intensiveres Pflegemanagement angewendet werden müsste - mit sorgfältiger Entfernung der Stockausschläge der Gehölze mehrmals im Jahr (z.B. die erste Entfernung bereits im Frühjahr, um den Nachtrieb nach der Mahd des Vorjahres zu entfernen und um die Mahd im selbigen Jahr zu erleichtern, sowie eine Gehölzentfernung im Zuge der Mahd im Sommer und eventuell eine Nachkontrolle im Herbst, um Austriebe besonders hartnäckiger austriebsfreudiger Gehölze zu entfernen.

Auf zwei Zäune möchte ich näher eingehen, da in diesen Zaunflächen das Pfeifengras eine sehr dominante Rolle spielt.

Die Scheibenwiese, Zaun 2, ist eine sehr artenreiche Feuchtwiese im Lainzer Tiergarten mit Besonderheiten wie *Carex pulicaris*, *Epipactis palustris*, *Festuca trichophylla*, *Dactylorhiza maculata* s. str., *D. majalis* und *Gentianella austriaca*, die sehr unter der Extensivierung der Bewirtschaftung leiden. So liegt die Artenzahl in der Brache-Fläche 2019 (nach 20-jähriger Verbrachung!) mit 32 deutlich unter denen der bewirtschafteten Teilflächen (Mahd: 52, Reserve: 54 Arten) und auch im Jahr 2020 ist auf der Brache noch kein Zuwachs an Artenzahlen feststellbar, sondern sogar eine weitere Abnahme (28 Arten, Tab. 12).

In der Brache-Fläche nimmt *Molinia caerulea* agg. nach der Entbuschungsmaßnahme im Jahr 2020 sogar zu (Abb. 9), da nun der Effekt der Lichtkonkurrenz durch höhere Gehölze wegfällt. Ebenso nehmen vor allem sich vegetativ ausbreitende Arten wie *Galium boreale* und *Inula salicina* an Deckung zu (Abb 9). Ähnliches gilt für *Eupatorium cannabinum*.

Die vegetativ ausgebreiteten Arten sind schneller in der Besiedlung freigewordener Fläche als Arten, die sich erst aus Diasporen regenerieren müssen, da das Durchwachsen einer dicken Streuschicht, wie sie vom Pfeifengras gebildet wird, für vegetative Ausläufer weniger problematisch ist als für Keimlinge (Broll 1991; Facelli 1994; Goldberg & Werner 1983). Die Entbuschung als massiver Störeingriff öffnet jedoch schon auch Gaps, die von Keimlingen nachhaltiger besetzt werden können. Das wird durch das Keimen von *Lotus maritimus*, einer konkurrenzschwächeren kurzlebigen Art, nach der Maßnahme bestätigt (Tab. 14). Jedoch überleben die wenigsten Keimlinge den Winter, da im Herbst durch die anfallende Streu des Pfeifengrases die Keimlinge bedeckt werden (Karrer, mündl.).

In die Wechselbrache der Scheibenwiese hingegen sind mehr Arten als in die Brache eingewandert (Tab. 14). In der Brache-Fläche ist die Dominanzkraft von *Molinia caerulea* agg. am größten, da sie vom Ausbleiben der Mahd am meisten profitiert (Jenny 2009; Eberle 1994). In der Wechselbrache jedoch ist die Dominanzkraft von *Molinia* nicht so stark ausgeprägt, da sie ja doch jedes zweite Jahr gemäht wurde und sowohl im Jahr 2019 als auch im Jahr 2020

gemäht wurde. Daher ist der Biomasseeintrag als Streu weniger stark ausgeprägt und mehr Gaps und offene Stellen stehen in der Wechselbrache zur Verfügung.

Eine weitere *Molinietum*-Versuchsfläche befindet sich im oberen Teil der Kaltbründlwiese. Vor allem die Brache-Fläche wurde bis zur Entbuschungsmaßnahme von *M. caerulea* agg. zusammen mit *Rubus idaeus* dominiert. Dementsprechend niedrig (30 Arten, Tab 12) sind auch die 2019 anwesenden Arten in der Brache-Fläche. Nach der Entbuschungsmaßnahme kommt es sogar zu einer Abnahme der vorkommenden Arten in der Brache-Fläche in der Krautschicht (26 Arten, Tab 12).

Es muss jedoch auch erwähnt werden, dass im Zuge des Bewirtschaftungswechsels (Entbuschung) die Quadrate innerhalb der Zaunflächen neu eingemessen wurden und die Brache-Fläche, welche um einige Dezimeter in südlicher Richtung zu lang war, wieder auf 5m gekürzt wurde. Damit fallen Arten wie *Carex panicea* aus der Fläche hinaus.

Die Wechselbrache von Zaun 5 reagiert mit einem Zuwachs an 13 Arten (Tab. 17), was für die Mahd und die damit zusammenhängende Schwächung des vorher stark dominierenden Pfeifengrases spricht. Auf der Wechselbrache von Zaun 5 gibt es, wie auch in Zaun 2, nur wenige Arten, die neben dem Pfeifengras koexistieren können und nennenswerte Deckungswerte aufweisen. Diese sind vor allem sich vegetativ ausbreitende Arten wie *Carex tomentosa*, *Galium boreale*, *Lysimachia vulgaris*, *Rubus idaeus*, *Brachypodium pinnatum*, *Carex tomentosa*, *Lysimachia vulgaris* und *Potentilla alba*. Sie breiten sich unterirdisch aus, sind also auf keine Gaps für die Keimung angewiesen und wachsen teilweise während der Vegetationsperiode sukzessive gleichzeitig mit dem Pfeifengras in die Höhe und werden so nie komplett beschattet. Die meisten dieser Arten sind auch nach der Entbuschungsmaßnahme zumindest gleichgeblieben, außer *Carex tomentosa*. Diese Art verzeichnet eine leichte Abnahme im Deckungswert, was daran liegen kann, dass das letzte Jahr und auch die Frühjahrsperiode im Jahr 2020 zu trocken waren. *Carex tomentosa* zeigt im allgemeinen oft Verbrachungstendenzen in den Flächen an. Somit kann die Abnahme der Deckungswerte auch mit der Wiederaufnahme der regelmäßigen Mahd zusammenhängen.

Neben sich vegetativ ausgebreiteten Arten sind auch rein generativ ausgebreitete Arten, wie *Taraxacum officinale*, *Quercus cerris*, *Leontodon hispidus*, *Linum catharticum*, *Prunella vulgaris* und *Lathyrus pratensis* aufgetaucht. Dies liegt möglicherweise daran, dass die Wechselbrache anders als die Vollbrache doch davor in jedem zweiten Jahr gemäht wurde und damit Grundvoraussetzungen für eine Wiederansiedlung verschwundener oder die Ansiedlung neuer Arten - sei es aus der Bodensamenbank oder durch Anflug aus der Umgebung -, nämlich das Vorhandensein offener Gaps in der Vegetationsschicht sowohl im Frühling und auch im Herbst gegeben sind. Nach der Mahd und dem Abtransport der Biomasse kann *Molinia* nicht mehr so intensiv nachtreiben und gar eine dicke Streuschicht bilden, wodurch rund um die Horste offenen Stellen teilweise auch bis in den Frühling bestehenbleiben.

4.2.3 Zäune der trockenen Streuwiesen

Die *Brometen* des Lainzer Tiergartens zählen zu den mageren und unproduktiveren bzw. auch zu den artenreichsten Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet.

Die Brache-Flächen dieser Zäune waren direkt nach der Entbuschung nur spärlich bewachsen (Abb. 54 oben).



Abbildung 54, Brachefläche von Zaun 4 (*Brometum*, oben) und Zaun 13 (*Molinietum*, unten) Anfang Juni 2020. Anfang Juni befindet sich noch eher eine karge Vegetationsschicht auf der Brache-Fläche des *Brometums* im Vergleich zum *Molinietum*.

Durch die bereits grundsätzlich trockeneren Standortbedingungen und auch noch den trockenen Verhältnissen im Jahr 2019 sowie im Frühjahr 2020 war das Auftreten von Keimlingen sehr gering, bzw. auch das vegetative Einwandern hielt sich in Grenzen. Erst nach den sommerlichen Regen konnte sich die Vegetation in den Brache-Flächen etwas regenerieren.

Unter den Einwanderern befinden sich einige für Trockenwiesen typische Arten, die teilweise bereits verschwunden waren, wie *Scorzoneroides autumnalis*, *Alchemilla glaucescens*, *Knautia arvensis*, *Leontodon hispidus* oder *Briza media*, jedoch auch mitunter viele Ruderalarten wie *Setaria pumila*, *Senecio vulgairs*, *Erigeron canadensis* oder *Lactuca serriola*.

Am Beispiel dreier Zäune möchte ich die Entwicklungen der trockenen Streuwiesen diskutieren.

In Zaun 4 (Hüttgrabenwiese) nimmt *Bromus erectus* in der Brache-Fläche von 2019 auf 2020 deutlich zu, während andere Arten nur leicht an Deckung zunehmen, oder gleichbleiben. Die starke Zunahme von *Bromus erectus* kann unter anderem durch das Freistellen von unter der lockeren Gehölzschicht bis 2019 noch vorhandenen *Bromus*-Horsten erklärt werden. Durch das Entfernen der Gehölze dringt mehr Licht an den Boden und die dort bereits etablierten, jedoch kümmerlichen Individuen von *Bromus erectus*, können sich nun besser entwickeln. Mit einer Feuchtezahl von 3 (Ellenberg et al. 1992) ist *Bromus erectus* eine trockentolerante Art. Ebenso profitieren die meisten anderen Arten von der Freistellung im Februar 2020 und dem damit verbundenen höheren Lichtgenuss.

In der Wechselbrache von Zaun 4 ist eine Abnahme von *Brachypodium pinnatum*, einer typischen Art trockener Magerrasen, die bei Nutzungsextensivierung zur Dominanz neigt (Ellenberg 1996), erkennbar, denn diese profitiert vom Ausbleiben der Mahd und wird durch Wiedereinführung der Mahd daher zurückgedrängt (Abb. 11).

Zaun 4 beherbergt über beide Jahre hinweg in Summe 121 Arten. Artenreichtum ist wiederum typisch für magere Standorte, da die Konkurrenzkraft der dominierenden Gräser auf Grund mangelnder Nährstoffversorgung nicht so stark ist und daher schwächere Arten koexistieren können (Huston & De Angelis 1994). Jene mageren, artenreichen Wiesen weisen auch meist eine ausgeprägte heterogene Struktur auf, was kurzlebigen Arten, wie z.B. *Prunella laciniata*, die stete Keimung und damit Regeneration aus Samen ermöglicht (Abb. 55, oben). In Abbildung 55 fällt auch die niedrige, wenig verfilzte Vegetationsstruktur auf, in der auch im Sommer stellenweise Licht bis zum Boden dringt.



Abbildung 55, Unten ist die Mähfläche von Zaun 15 (*Brometum*) Anfang Juli 2020 zu sehen. Auffällig ist die äußerst heterogenen Struktur der Vegetation (unten). Oben links ist *Prunella laciniata* x *grandiflora* der Zaunfläche 12 (*Brometum*) sowie rechts *Prunella laciniata* der Zaunfläche 15 (*Brometum*) Anfang Juli 2020 zu sehen.

Die durch die Entbuschungsmaßnahme freigestellten, teilweise riesigen Lücken in den Bracheflächen erhöhen die Chance für mehr Arten ein erfolgreiches Eindringen und hat somit eindeutig einen sehr starken Einfluss auf die Fläche. Mit insgesamt 39 wieder aufgetauchten Arten in der Brache-Fläche (Tabelle 37, Tab. 12) wird auch der bereits grundsätzliche vorhandene hohe Artenpool dieser Vegetationstypen widergespiegelt.

Ein ähnliches Phänomen zeigt sich auch in der Versuchsfläche auf der Nikolaiwiese (Zaun 14). Jedoch geht in diesem Zaun auf der Brache-Fläche von 2019 auf 2020 die gesamte Anzahl an Arten zurück, trotz eines regen Aufkommens an Keimlingen, bzw. sogar Eindringens an neuen Arten. Bei näherer Betrachtung der wiederentdeckten Arten (Tab 26) kann festgestellt werden, dass in der ersten Vegetationsperiode nach der Entbuschung ruderale Arten wie *Verbena officinalis*, *Senecio vulgaris*, *Setaria pumila* und *Erigeron canadensis* aufgetaucht sind. In diesem Fall wird es in den folgenden Vegetationsperioden von großer Bedeutung sein, wie sich die Arten untereinander beeinflussen und ob sich die „gewünschten“ typischen Trockenwiesen-Arten in dieser Fläche durchsetzen können und der Fläche wieder den Trockenwiesencharakter verleihen.

Ein anderes Schicksal findet in Zaun 15 (mittlerer Teil der Kaltbründlwiese) statt. Diese Zaunfläche leidet stark unter einer dichten Verbuschung auf der Brache-Fläche und demzufolge nun unter massiven Stockausschlag der entfernten Gehölze ebendort. Auf solchen Flächen sollte überlegt werden, ob eine mehrmalige Gehölzentfernung im Jahr sinnvoll wäre, da sonst die Krautschicht mit bereits wieder eingewanderten typischen Trockenwiesenarten, unter zu starker Beschattung leidet und damit einige lichtbedürftige Arten darunter leiden könnten. Grundsätzlich ist diese Zaunfläche mit 152 Gefäßpflanzenarten innerhalb von 20 Jahren die artenreichste überhaupt. Das liegt an der konvexen Geländemorphologie der Versuchsfläche mit sehr trockenen zentralen Teilen – mit seichtgründiger Braunerde - und frischen bis wechselfrischen randlichen Abschnitten – mit Pseudogley als Bodentyp.

4.2.4 Zaun der Kelchgraswiesen auf der Aumüllerwiese

Die Traubenhafer-Wiesen auf der Aumüllerwiese repräsentieren eine im Wiener Raum seltene Pflanzengesellschaft und wurden von Lepusch (1998) als *Danthonio-Brometum* klassifiziert. Die Zaunfläche selbst ist heterogen mit teilweise wechsellrockenen Stellen auf Pseudogley, welche dann nach 20 Jahren auch von *Molinia caerulea* agg. dominiert werden. Dies ist vor allem in der Brache der Fall, wo *Molinia* die höchsten Deckungswerte aufweist. Das könnte auch der Grund für die niedrigen Artenzahlen im Jahr 2019 und den geringen Zuzug an Arten nach der Entbuschungsmaßnahme im Jahr 2020 sein (Tab. 12). Ebenso sind in der Wechselbrache - nach merklichen Artenverlusten in den vorherigen 20 Jahren teilweiser Verbrachung - nur wenige Arten wieder dazugekommen.

Molinia caerulea agg. und *Danthonia alpina* bilden sowohl eine geschlossene Vegetations- als auch Streudecke, die ein Aufkommen an Keimlingen aus der Bodensamenbank erschwert. In der Brache-Fläche entstanden durch die Entfernung der Gehölze einige vegetations- und Streu-freie Lücken, die von konkurrenzkräftigen Arten mit kurzlebiger Diasporenbank, wie z.B. von *Dactylis glomerata* oder *Danthonia alpina* erobert werden konnten. Durch die hohen

Deckungswerte von *Dactylis glomerata* oder *Danthonia alpina* und die späte Mahd, können diese Arten alsbald wieder erfolgreich Diasporen bilden und sich weiter ausbreiten. Durch den hohen Diasporeneintrag aus den direkt benachbarten Teilflächen und aus der Zaun-Nachbarschaft ist die Wahrscheinlichkeit für ein erfolgreiches Keimen dieser eingetragenen Arten größer (Bing 2000). Ähnliche Einwanderungserfolge wurden auch für intensiver bewirtschaftetes Agrarland durch Orth et al. (2003) und Maranville & Clegg (1977) belegt.

4.2.5 Zaun der Bürstlingrasen auf der Glasgrabenwiese

In Zaun 10 (südlichster Teil der Glasgrabenwiese) hat sich die Brache-Fläche am deutlichsten durch die Entbuschungsmaßnahme verändert. Die Anzahl an vorhandenen Arten hat sich in dieser Teilfläche von 21 Arten im Jahr 2019 auf 42 Arten im Jahr 2020 verdoppelt (Tab. 12). Die anderen Teilflächen reagierten nur geringfügig in den Artenzahlen auf die Maßnahme.

In der Brache-Fläche haben alle Arten außer *Carpinus betulus* und *Molinia caerulea* agg. an Deckungswert dazugewonnen. Das kann als Reaktion auf das Freistellungsereignis, damit einhergehend Erhöhung des Lichtgenusses, gedeutet werden. Die Fläche liegt am Waldrand und ist den Großteil des Tages beschattet. Die Gehölzgruppe auf der Brache-Fläche verdunkelte dann noch zusätzlich die Vegetation, was zu einer Ausdünnung der lichtliebenden Wiesenarten führte. Durch die Entbuschung wurde so der direkte Schatteneinfluss auf die Brache-Fläche entfernt was den umliegenden Arten, wie z.B. *Campanula rotundifolia*, *Agrostis canina*, *Leucanthemum ircutianum*, *Festuca nigrescens* und *Briza media* eine Wiederbesiedelung ermöglicht (Tab. 22).

Die Arten der Wechselbrache, die ebenfalls unter einem bis 2019 sehr dichten Bewuchs mit Wurzelsprossen von *Populus tremula* und sowie vom Anflug der Hainbuche leiden, reagieren nicht stark auf die Gehölzentnahme. Denn die Gehölze befinden sich bereits mehrere Jahre auf der Fläche und gehören zu Arten, welche viele vegetative Erneuerungstriebe aus Wurzelsprossen, bzw. Stockaustrieb betreiben und daher auch nach erfolgter Entfernung der Triebe im Zuge der Mahd, im gleichen Herbst bereits einen Großteil der Fläche wieder besiedelt haben.

Die meisten Arten der gemähten Flächen bleiben konstant. In der Reserve-Fläche taucht *Populus tremula* auf, da diese Art nach der Entfernung der Mutterbäume in der direkt benachbarten Brache-Fläche durch Wurzelsprosse bis weit in die anderen Teilflächen hinein reagierte.

Peppler-Lisbach & Könitz (2017) finden in ihrer Studie heraus, dass einer erfolgreichen Regeneration von Borstgrasrasen nach mehrjähriger Brachephase eine Pflege/Nutzung von mind. 4-6 Jahren zu Grunde liegt und der Brachecharakter über einige Jahre in den Flächen erhalten bleibt. Ein weiteres Ergebnis der Studie dieser Autoren ist, dass in den *Nardeten* die Anzahl an Kennarten der *Molinio-Arrhenatheretea* zunehmen, unabhängig von der Bewirtschaftung, jedoch abhängig von der zunehmenden Eutrophierung durch atmosphärischen Stickstoffdepositionen.

4.3 Wirkung von Standortsveränderungen durch die Entbuschung und Mahd auf die Vegetation

Jensen (2003) gibt an, dass sich in Wiesen vor allem durch die Nutzungsaufgabe eine Streuauflage ansammeln kann und sich damit die Konkurrenz und Ressourcenverhältnisse verschieben. Facelli & Pickett (1991) geben in ihrem Review ebenfalls an, dass die Streuschicht und ihre Dynamik eine wichtige Rolle in der Ressourcenverteilung und der Entwicklung der Vegetation spielt. Foster (1999) kann mit seinem Versuch zeigen, dass die Keimung und die Etablierung junger Pflanzen vor allem durch Streu stark inhibiert wird. Das wiederum entspricht den Beobachtungen und Ergebnissen dieser Arbeit. Denn vor allem im Vegetationstyp *Molinietum* mit hohen Deckungswerten von *Molinia caerulea* agg. bildet sich, bei ausbleibender Mahd und Entfernung der Biomasse, eine sehr mächtige alles abdeckende Streuschicht, was sowohl niedrige Artenzahlen nach Verbrachung sowie niedrige Anzahlen an wiederentdeckten Arten nach der Entbuschungsmaßnahme in genau solchen Flächen zum Teil erklären kann. Lichtliebende Arten bekommen durch die dicke Streuschicht keine Chance in jene Flächen schnell wiedereinzuwandern oder sich auszubreiten.

Abrams (1995) führt aus, dass die Lichtkonkurrenz ein ausschlaggebender Faktor für die Etablierung von Jungpflanzen ist und zur gegenseitigen Auskonkurrenzierung der Arten und damit zur Artenreduktion führt.

In den *Brometen* dominieren Gräser wie *Bromus erectus* in den Flächen, die nicht sonderlich schattentolerant sind und daher größtenteils in den Brache-Flächen vor und direkt nach der Entbuschung fehlen (Abb. 54 oben, 56 und 57 jeweils rechts). Jene nährstoffärmeren Standorte sind weniger produktiv, dafür jedoch artenreicher (Abrams 1995; Tilman 1985; Huston & DeAngelis 1994). In mageren Trockenwiesen wird weniger Biomasse und somit auch eine nicht so mächtige Streuschicht produziert, was mehr - vor allem lichtliebenden - Arten ermöglicht, sich in den Flächen zu etablieren (Foster 1999; Foster & Gross 1998). Die außergewöhnliche Trockenheit im März und April 2020 (Abb. 4) machte es für viele Arten schwer, nach der Entbuschung zu keimen und sich zu etablieren, weshalb die Bracheflächen der *Brometen* über einen längeren Zeitraum große Lücken aufweist, die erst später im Jahr von lichtliebenden Arten in größerer Anzahl genutzt werden konnten.



Abbildung 56, Brache-Flächen von Zaun 5 (links, Molinietum) und Zaun 15 (rechts, Brometum) knapp nach der Entbuschung, April 2020



Abbildung 57, Brache-Flächen von Zaun 2 (links, Molinietum) und Zaun 14 (rechts, Brometum) knapp nach der Entbuschung, April 2020



Abbildung 58, Brache-Flächen von Zaun 5 (links, Molinietum) und Zaun 15 (rechts, Brometum), Anfang Juni 2020

In den Abbildungen 56 bis 58 sind die Brache-Flächen von *Brometen* (jeweils rechts) und *Molinieten* (jeweils links) gegenübergestellt. Man kann erkennen, dass die Brache-Flächen der *Molinieten* von *Molinia caerulea* agg. dominiert werden, welche mächtige und geschlossene Streuauflagen hinterlässt. Offener Boden für eine Neu-Etablierung durch Keimlinge fehlt (Abb. 56 und 57, links). Demgegenüber ist auf den ehemaligen Brachen der *Brometen* im Frühjahr viel offener Boden erkennbar (Abb. 56 und 57, rechts) der auch noch im Juni verfügbar ist und

nach längeren Regenphasen im Spätsommer auch durch Keimlinge teilweise genutzt wurde. Goldberg & Werner (1983) fanden ebenfalls heraus, dass vor allem die Gapgröße und die Mächtigkeit der Streuschicht einen wichtigen Einfluss auf die Etablierung von Keimlingen hat. Die Keimungsrate sowie die Überlebensrate unter einer Streuschicht ist laut diesen Autoren eindeutig geringer, ebenso ist die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Keimung abhängig von der Gapgröße, bzw. eigentlich von der Verfügbarkeit von Licht (Starzinger 2001).

Essl et al. (2003) geben die Aufgabe der Nutzung als eine Hauptgefährdung für artenreiche, feuchte magere Streuwiesen, da *Molinia caerulea* agg. durch späte Mahd, bzw. auch Ausbleiben der Mahd der interne Nährstoffkreislauf der Art gefördert wird und sie somit ihre Ressourcen für die nächste Vegetationsperiode besser in den bodennahen Halmknoten und Wurzeln einlagern kann, was ihr einen Vorteil gegenüber anderen Arten, weniger konkurrenzstarken Arten verschafft.

In den *Brometen* konnten sich, wie oben bereits angedeutet, in den ersten Monaten der Vegetationsperiode 2020 kaum ein reges Keimlingsaufkommen einstellen, sondern erst nach den ergiebigen Regenfällen im Sommer begann auf den Brache-Flächen der *Brometen* ein reges Keimen und Wachsen. Zusätzlich waren die Monate März und April 2020 ebenfalls äußerst trocken und somit ungünstig für alle früh keimenden und winterannuelle Arten.

4.3.1 Veränderung der Zeigerwerte

Zwischen 2019 und 2020 kann keine sehr große Veränderung der Feuchtwerte festgestellt werden (Tab. 39). In den Aufnahmen der *Festuco-Triseteten* nehmen die mF-Werte allerdings meist ab. Durch das Entfernen von Gehölzgruppen ändern sich die Luftzirkulations- und Temperaturverhältnisse in Bodennähe was zu einer Austrocknung des Oberbodens führen kann (Ellenberg 1996). In der Vegetation macht sich das in einer Zunahme von Trockenzeigern bemerkbar. Dies dürfte auf unseren Flächen die Abnahme der mittleren Feuchtezahl bewirken. Ebenso fällt mit dem Entfernen der Gehölze ein großer Teil der unterirdischen Wurzelkonkurrenz weg, was einen erheblichen, jedoch leider viel zu wenig studierten Effekt auf die gesamte oberirdische Vegetation hat. Die Verschiebung der mittleren Feuchtwerte könnte auch so passieren, dass nicht mehr Trockenzeiger auftauchen, aber dass z.B. Arten, die auf eine bessere Feuchtigkeitsversorgung angewiesen sind, die ungünstigen Bedingungen ausfallen oder zumindest unterirdisch in einem Ruhestadium überdauern, jedoch durchaus in günstigen Jahren wieder austreiben können (Karrer mündl.).

Im Vergleich von Tabelle 35 und 36 kann eine Veränderung der Korrelation der Lichtzeigerwerten mit den Achsen festgestellt werden. Die Bracheflächen sowie Wechselbrachen weisen durchgehend die niedrigeren Lichtzeigerwerte für alle Vegetationstypen auf (Tab. 39). Im Zuge der Entbuschungsmaßnahme fällt im Jahr 2020 der beschattende Vegetationsteil und somit die Lichtkonkurrenz weg, was die höheren Korrelationszahlen 2020 (Tab. 36) im Vergleich zu 2019 (Tab. 35) erklärt. Das bedeutet, dass der Anteil an Arten mit höheren Lichtzeigerwerten in den untersuchten Flächen zunehmen.

Die Korrelationen der Feuchtwerte mit den Achsen verändern sich dahingehend, dass 2020 höhere Korrelationswerte berechnet sind (Tab. 35 und 36). Die Brache-Flächen und

Wechselbrachen der Vegetationstypen *Brometum*, *Molinietum*, *Festuco-Trisetetum* und *Danthonio-Brometum* weisen höhere Feuchtwerte auf als die Behandlungsvarianten Mahd und Reserve (Tab. 39). Da die Korrelationszahlen nach der Entbuschungsmaßnahme sich leicht erhöht haben, bedeutet das, dass sich die Anzahl an Arten mit höheren Feuchtezahlen erhöht hat. Im *Nardetum* weist die Mahd-Fläche die höheren Feuchtezeigerwerte auf (Tab. 39).

In den Fettwiesen herrscht eine bessere Nährstoffversorgung (Tab. 39), weswegen einige Arten die Fläche rascher wiederbesiedeln, und eine deckende Krautschicht bilden konnten (Abb. 59).

4.3.2 Beobachtete Veränderungen der Vegetationsstruktur

Die Deckungswerte der Krautschicht per se nehmen 2020 in den *Molinieten* etwas ab (Tab. 39). Da in feuchteren Systemen mehr Pfeifengras vorhanden ist, welches eine dicke langsam abbaubare Streuschicht bildet, wird ein großer Teil der Artengarnitur der Krautschicht verdrängt, da zu wenig Licht für eine erfolgreiche Performance der niedrigeren Arten durch die Streu dringt (Facelli & Pickett 1991; Foster 1999; Klimes et al. 2003). In der Brache-Fläche kann das Pfeifengras sogar so dichte Streuschichten bilden, dass sie sich selbst erstickt (Karrer mündl.), was zu einer Verringerung der Krautschicht führen kann.

In den anderen Teilflächen kann die Deckung der Krautschicht von der Witterung abhängig sein. So war das Jahr 2019 eher ein trockenes Jahr, sowie die erste Hälfte von 2020. Daher waren einige Arten weniger vital und konnten weniger zur Krautschicht beitragende Biomasse bilden.

Aus den Daten aus Tabelle 39 und Abbildung 65 kann entnommen werden, dass die Streuschicht in allen Aufnahmen von 2019 auf 2020 in den Bracheflächen und Wechselbrachen signifikant abnimmt (s. Kapitel 7.3, Abb. 65). Ebenso ist die Streuschicht in den *Festuco-Triseteten* geringer als in den *Molinieten* (Tab. 33). In nährstoffreicheren Systemen, wie den *Festuco-Triseteten* bilden die Arten meistens Stickstoff-reiche Biomasse (Watzka et al. 2001). Damit verbunden ist vermutlich auch eine raschere Umsetzung der toten Biomasse in pflanzenverfügbare Nährstoffe durch Mikroorganismen im Boden, was wiederum bedeutet, dass die Streuschicht leichter und somit schneller abgebaut wird und sich nicht so mächtig aufbauen kann (Bradford et al. 2016). In den trockenen mageren Systemen, wie den *Brometen*, kann aufgrund der Trockenheit und des Nährstoffmangels nicht so viel Biomasse aufgebaut werden, bzw. die aufgebaute geringere Biomasse hat dann eine längere Lebensdauer und wird nicht so schnell regeneriert. Somit fällt weniger tote Biomasse an, die zur Bildung einer Streuschicht beiträgt (Facelli & Pickett 1991).

Zusätzlich fehlt 2020 nach dem Entfernen der Gehölze nun auch der Eintrag des Laubes aus der Baumschicht und somit ein Beitrag zur Streubildung. Durch das Offenlegen der Fläche gelangt auch mehr Licht an den Boden und somit werden die chemischen Reaktionsraten beeinflusst, bzw. verändert, hin zu einem rascheren Abbau der Streu (Olsen 1963).

In der Folge stehen somit mehr und größere Lücken mit offenem Boden zur Verfügung, die von Arten zur Keimung und Etablierung genutzt werden können. Das spiegelt sich auch in den

wiederaufgetretenen Arten wider, denn die Anzahl an wiedereingewanderten Arten ist vor allem in den Aufnahmen der *Brometen* mit durchschnittlich 26,8 Arten (Tab. 12) sehr hoch.

4.3.3 Veränderung „Gap-Struktur“ in den Aufnahmeflächen

Die Anteile offenen Bodens waren im Jahr 2020 vor allem in den bis 2019 mit einer deutlichen Baumschicht ausgestatteten Bracheflächen recht hoch, da die Krautschicht unter den sehr dichten Gehölzgruppen kaum mehr vorhanden war bzw. nur mehr neu eingewanderte krautige Waldarten mit geringer Deckung wuchsen (Tab. 39).

Bei Beobachtung der einzelnen Vegetationstypen konnte festgestellt werden, dass sich die Deckungswerte offenen Bodens im Verlaufe der Vegetationsperiode in den Fettwiesen am schnellsten verkleinerten. In den trockenen Magerwiesen hingegen blieb der Anteil der blanken Erde an der Brache-Fläche am höchsten (Tab. 39).

In den etwas bessere nährstoffversorgten *Festuco-Triseteten* (Tab. 39) konnten einige Arten die Fläche rascher widerbesiedeln und eine deckende Krautschicht bilden (Abb. 59).

In den trockenen Magerwiesen ist die Nährstoffversorgung prinzipiell schlechter. Auch wurden die Brache-Flächen im ersten Teil des Sommers 2020 durch ausbleibenden Regen stark ausgetrocknet, weswegen der Anteil offenen Bodens lange sehr hoch blieb. Erst nach Einsetzen der Regenschauer im August 2020 stand genügend Wasser zur Verfügung, damit Arten keimen, und sich in den Flächen ausbreiten konnten (Abb. 61).

Der Anteil an blanker Erde in den feuchten Streuwiesen (Zaun 2 und 5) war auch direkt nach der Entbuschung sehr gering bis kaum vorhanden (Abb. 60). Die Fläche wurde auch rasch wieder von Pfeifengras bewachsen.



Abbildung 59, Brache-Fläche der Fettwiese (Zaun 3) im April (links) und Ende Juli 2020 (rechts).



Abbildung 60, Brache-Fläche der Feuchtwiese (Zaun 2) im April (links) und Ende Juli 2020 (rechts).



Abbildung 61, Brache-Fläche der trockenen Magerwiesen (Zaun 14) im April (links) und Ende Juli 2020 (rechts).

4.4 Veränderung der Bedeutung von Art-Merkmalen auf die Entbuschungsmaßnahme

Das Jahr der Erhebung (2019 und 2020) hatte keinen wesentlichen Einfluß auf die Verteilung der Art-Merkmale (Abb. 47). Es sind keine deutlichen Einflüsse auf die Verteilung der Art-Merkmale erkennbar. Vermutlich ist der Zeitraum für das Verschwinden von Arten und Merkmalen der Wälder und Verbrachungsstadien noch zu kurz.

Abbildung 48 zeigt eine positive Korrelation des Grime'schen Strategietyps R mit den Brache-Flächen. Das kann mit der Entbuschungsmaßnahme zusammenhängen, da im Jahr 2020 auf den Brache-Flächen eindeutig vermehrt Ruderal-Strategen auftauchen, die im Jahr 2019 noch nicht vorhanden waren. Man wird in den Folgejahren sehen, ob sich diese Korrelation in den nächsten Jahren verstärkt und damit eine Verunkrautung der Brache-Flächen einhergeht.

Die Deutung der Pflanzenmerkmale in Bezug auf die Behandlungsvarianten lässt ebenfalls vermuten, dass die Wechselbrache dazu tendiert, Arten zu beherbergen, die sich überwiegend generativ ausbreiten und langlebige Samenbanken besitzen (Abb. 48). Dies ist insofern logisch, da vor der Entbuschung im Jahr 2020 durch das Ausbleiben der Mahd in jedem zweiten Jahr mehr beschattende Biomasse vorhanden blieb und somit Lücken in der Bestandesstruktur für die Keimung nur in jedem zweiten Jahr einigermaßen ausreichend vorhanden waren. Das heißt, Arten mit transienten Samenbanken können tatsächlich kaum überleben, weil im 2. Jahr (in

dem nicht gemäht wird) die im Jahr davor ausgebreiteten Diasporen betreffender Arten nicht erfolgreich keimen können und somit aus der Samenbank verschwinden bzw. in der Vegetationsdecke abnehmen. In einer solchen Situation (Wechselbrache) war es von Vorteil sich vegetativ auszubreiten, denn dann hat das Pflanzenindividuum immerhin die Chance, dass sich eventuell ein Teil des Klons in „besseren“ (Licht-versorgten) Teilen der Vegetationsdecke befindet und den beschatteten Teil des Klons unterstützt. Dieses Phänomen des „Resource sharing“ zwischen Rameten eines Klons ist bereits seit längerem vor allem bei Krautigen gut bekannt (Alpert & Mooney 1986; Stuefer et al. 2004) und wurde aber auch bereits bei Gräsern studiert (Reijers et al. 2020).

In den *Brometen* herrscht generative Ausbreitung der Pflanzen vor. Daneben sind dort auch viele Arten des Strategietyps CSR und die Ausbildung einer kurz- bis lang-persistenten Diasporenbank häufig (Abb. 48).

In den Feuchtwiesen des *Molinions* besteht eine positive Korrelation mit den Grime'schen Strategietypen C, CS und SR, da durch den hohen *Molinia*-Anteil in den Brachen und Wechselbrachen nur konkurrenzstarke Arten koexistieren können.

In den Fettwiesen gibt es ein vermehrtes Auftreten der Grime'schen Strategietypen R und CR (Abb. 48). Das Auftreten des Strategietyps R kann durch die Entbuschungsmaßnahme stimuliert sein, da in nährstoffreichen gestörten Flächen Ruderalarten gute Bedingungen vorfinden, um sich zu etablieren, zumal sie auch durchwegs langlebige Samenbanken aufweisen. Auch in anderen nährstoffreichen gestörten Systemen tauchen in den ersten Phasen der Sekundärsukzession vor allem Ruderal-Strategen auf (Hanski 1982; Jensen 2003).

Die Richtung der Pfeile der mittleren Lichtzeigerwerte deuten einen Zusammenhang mit dem Strategietyp CSR nach Grime, sowie einer transienten bis kurz-persistenten Diasporenbank an (Abb. 51). Vor allem typische Wiesenarten (die meist auch Strategietyp CSR angehören) benötigen offene Flächen mit genügend Lichtversorgung. Die ausreichende Lichtversorgung ermöglicht auch eine erfolgreiche Keimung von Arten mit kurz-persistenten Diasporenbanken. Die Brachen der Fettwiesen hingegen ist stark negativ damit korreliert, da auf ihr die lichtliebenden Arten verschwunden sind.

4.5 Herkunft der wiederentdeckten / eingewanderten Arten

4.5.1 Wiederentdeckte Arten in allen Zäunen

Insgesamt über alle Zäune hinweg ist *Quercus cerris* die Art, die in den meisten Teilflächen (wieder)aufgetaucht ist. Konkret kommt diese Art in 24 von 68 Teilflächen (Tab. 38) im Jahr 2020 gegenüber 2019 neu auf. Das kann daran liegen, dass in der näheren Umgebung der Zäune Eichenwälder wachsen, die regelmäßig Samen produzieren. In die Flächen gelangen die Samen meist durch sekundären Transport durch Kleinsäuger oder Vögel (LEDA Datenbank, Tab 37). Im Fall von Zaunflächen, die weiter weg von Bestandesrändern liegen müssen es entweder sehr starke Windereignisse oder Transprot durch Häher oder Krähen gewesen sein. In den umzäunten Flächen selbst können die Eicheln nicht mehr von Wildschweinen oder Rehwild gefressen werden, ebenso deren Keimlinge nicht und haben so eine höhere Keimungs- und Überlebenschance.

Taraxacum officinale taucht als zweithäufigste Art in 10 Teilflächen im Jahresvergleich 2019-2020 neu auf (Tab. 38). Sie bildet sehr viele und gut flugfähige Samen und ist ebenfalls im Lainzer Tiergarten häufig vertreten. Als rudérale Art (nach Grime) mit einer kurzen Lebensdauer von ca. 5 Vegetationsperioden (Karrer mündl.), muss sie immer wieder aus Samen regenerieren, kann nahezu immer und überall keimen und ist ein Spezialist darin Vegetationslücken zu besiedeln, die durch die Entbuschung eröffnet wurden.

Trifolium pratense kommt als dritthäufigste Art in 13 Teilflächen, *T. dubium* in 11 und *T. repens* in 10 Teilflächen vor. Das sind Arten, die langlebige Bodensamenbanken (Thompson 1997) besitzen und als „Satelliten-Art“ (Hanski 1982), bzw. als Lücken-Spezialisten, die durch das Freistellungsereignisse frei gewordenen Stellen rasch besiedeln können. *T. pratense* kommt zwar in den meisten gemähten Teilflächen mit adulten Individuen mit Samenproduktion vor, allerdings ist die Art aus den Brache-Fläche bereits vor längerer Zeit verschwunden. Dieses Phänomen gilt auch für die anderen Vertreter der Gattung, nämlich vor allem *T. repens*, *T. ochroleucon* und *T. dubium*. Durch die Entbuschung und damit den vermehrten Lichteinfall werden nun nahe der Bodenoberfläche gelegene Samen zur Keimung gebracht (Starzinger 2001). Ebenso passierte durch die Entfernung der Gehölze eine geringfügige Störung des Oberbodens wodurch vereinzelt auch Samen aus tieferen Bodenschichten an die Oberfläche gerieten.

Bromus hordeaceus ist eine Art oft gestörter Wiesen und im Lainzer Tiergarten sehr häufig. Durch die regelmäßige Bodenstörung durch Wildschweine findet diese winterannuelle Art immer wieder Lücken zum Keimen und kommt daher auch vor allem auf nährstoffreicheren Wiesen in Massen vor. Durch den ständig verfügbaren Sameneintrag sind auch in den Zaunflächen genug Samen zur Verfügung, das Freistellungsereignis als große Störung vor allem der Brachflächen schafft somit genügend Lücken, die von *Bromus hordaceus* genutzt werden. *Bromus racemosus* ist ebenfalls winterannuell und verhält sich sehr ähnlich, ist aber seltener wiederaufgetaucht.

Crataegus monogyna ist ebenfalls eine Art, die im ganzen Lainzer Tiergarten sehr häufig vorkommt und auch in den meisten Jahren als Keimlinge in allen Teilflächen sehr regelmäßig auftaucht. Die Art scheint zwar eine kurzlebige Bodensamenbank zu bilden (vgl. Tab. 35), jedoch sind immer wieder Keimlinge in regelmäßig gemähten Teilflächen und auch außerhalb der Zäune, in Entfernung zu potentiell samenspendenden Individuen zu finden, was eben auch dafürspricht, dass diese Art doch eine etwas länger lebige Diasporenbank ausbildet (Karrer mündl.).

Ebenso ist *Pyrus pyraster* eine im gesamten Lainzer Tiergarten häufige Art. Die Früchte werden von Vögeln, Kleinsäugetern und tatsächlich auch von Füchsen weiter verschleppt und landen so auch in den Zaunflächen. Daneben spielen schon vor längerem auf den Flächen in die Bodensamenbank eingebrachte Samen eine Rolle die durch die Oberbodenstörung bei der Entbuschung reaktiviert werden können.

Setaria pumila und *Verbena officinalis* sind Ruderalarten und kommen in gestörten Flächen häufig vor. Außerhalb der Zaunflächen werden die Störungen vor allem durch Wildschweine verursacht, daher sind diese Arten im gesamten Gebiet auch häufig, sowohl in der oberirdischen Vegetation (Lepusch 1997) aber auch in der Samenbank (Bing 2000). Innerhalb der Zaunfläche bietet die Entbuschungsmaßnahme die nötigen Lücken für die Keimung.

Leontodon hispidus produziert sehr viele gut flugfähige Samen. Die Art besitzt eine kurzlebige Samenbank ist jedoch in den meisten Wiesen irgendwo adult vorhanden. Durch den späten Mahdtermin wird den Individuen ein Blühen und Abfruchten erlaubt, was regelmäßigen Sameneintrag gewährleistet. Durch die Entbuschung erzeugte Lücken repräsentieren Safe Sites für die Keimung.

4.5.2. Wiederentdeckte Arten in trockenen mageren Wiesen (*Brometum*)

In den Brache-Flächen der *Brometen* tauchten in 4 von 5 Zaunflächen *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense*, *T. repens* und *Verbena officinalis* 2020 neu gegenüber 2019 auf. Diese Arten sind teilweise bereits in früheren Jahren in manchen Flächen vorhanden gewesen, teilweise sind sie auch tatsächliche Neuzugänge (in Kapitel 3.2 Tabellen 16, 24, 26, 27, 28). Diese Arten haben gemein, dass sie eine langlebige Bodensamenbank bilden (Thompson 1997) und sich hauptsächlich generativ durch Samen ausbreiten (BIOLFLOR, Tab. 37). *T. pratense* und *T. repens* waren in den Brache-Flächen teilweise früher vorhanden aber im Jahr 2019 nicht mehr anzutreffen. Daher erfolgte die Regeneration dieser Arten über Diasporen aus der kurz- bis lang-persistenten Diasporenbank (Tab. 37), da diese Art kein vegetatives Ausbreitungspotential besitzt. Es sind aber adulte Individuen in den benachbarten Flächen vorhanden, was einen Diasporeneintrag durch stärkere Winde wahrscheinlich macht, obwohl die Diasporen primär wohl epizoochor verbreitet werden (BIOLFLOR, Tab. 37). Sie werden allerdings auch zu einem kleinen Teil verschleppt und versteckt.

T. repens ist mit Sicherheit aus der Bodensamenbank gekeimt, da diese Art bereits in den Anfangsjahren des Versuches an Deckungswerten rasch abgenommen und dann sogar gänzlich verschwunden ist (Angeringer & Karrer 2008). Auch in benachbarten Flächen sind keine

Individuen vorhanden, was also ein vegetatives Einwandern unmöglich macht. Ausserdem ist das Ausbreitungsvermögen durch Wind bei dieser Art nicht gegeben und die Ausbreitung durch Mäuse ebenfalls sehr unwahrscheinlich, weil die Mauspopulationen im Lainzer Tiergarten durch den Wildschwein-Prädatorendruck durchwegs minimal sind.

Taraxacum officinale ist eine Art die generell im Lainzer Tiergarten und auch österreichweit eine häufige Art ist. Windverbreitung ermöglicht es ihr, auch weitere Distanzen zurückzulegen. Sollten keine blühfähigen Individuen in den Nachbarflächen vorhanden sein, können von außerhalb des Zaunes leicht Samen eingeflogen sein. Da *T. officinale* auch kurz- bis langlebige Bodensamenbank besitzt ist eine Wiederbesiedelung der Fläche als Keimling aus der Bodensamenbank auch nicht ganz auszuschließen.

Verbena officinalis besitzt lt. Thompson et al. (1997) zwar eine Kurzzeit-persistente Samenbank, was eine Wiederetablierung aus der Samenbank eher unwahrscheinlich macht. Allerdings kann sie immer wieder zufällig und vereinzelt in diesen Wiesen fruchtende Individuen erzeugen, die die Bodensamenbank immer wieder frisch dotieren. Außerdem war diese Art in keiner der Teilflächen der *Brometen* in den letzten 5 bis 10 Jahren vorhanden. Aber diese Art ist als Ruderalart in den umliegenden Gebieten des Zaunes häufig vorhanden, da durch die Wühltätigkeiten der Wildschweine immer genügend Vegetationslücken vorhanden sind. *V. officinalis* ist außerdem auch boleochor verbreitet was ein Einfliegen der kleinen Diasporen von zaunnahen Individuen ausserhalb möglich macht.

In 3 von 5 Zaunflächen wurden *Allium carinatum*, *Euphorbia cyparissias*, *Homalotrichon pubescens*, *Lactuca serriola*, *Leontodon hispidus*, *Lotus maritimus*, *Quercus cerris*, *Senecio vulgaris*, *Setaria pumila* und *Sonchus asper* in den Brache-Flächen wiederentdeckt. Diese Arten haben gemeinsam, dass sie eher kurzlebige bis kurz-persistente Samenbanken haben. *Senecio vulgaris* besitzt jedoch auch eine langzeitpersistente Samenbank, jedoch war diese Art nie in den Zaunflächen selbst vorhanden, auch nicht in anderen Teilflächen. Aber die Art produziert viele kleine flugfähige Samen und ist im wesentlichen anemochor verbreitet (vgl. Tab 37), was ein Einfliegen aus der Umgebung sehr wahrscheinlich macht. Ähnlich verhält es sich mit *Setaria pumila*, *Lactuca serriola* und *Sonchus asper*, in keiner Teilfläche in den letzten 10 Jahren vorgekommen sind. Sie sind jedoch in der näheren Umgebung der Zäune vorhanden und bildet viele kleine, unter anderem auch vom Wind verbreitete Samen was ein Einfliegen in die Fläche sehr wahrscheinlich macht. Hierzu kann jedoch auch kommen, dass die Diasporen zu einem früheren Zeitpunkt in die Fläche eingeflogen sind, in die Bodensamenbank gelangt sind und erst jetzt, durch das Freistellungsereignis die Chance bekommen haben, doch zu keimen.

Das Auftreten von *Allium carinatum* und *Euphorbia cyparissias* hängt eher nicht mit dem Freistellungsereignis zusammen, denn diese Arten sind in den Jahren davor sporadisch aufgetreten und wieder verschwunden. Der Kiel-Lauch kann als Zwiebelpflanze auch einzelne Saisonen im Boden ruhend verbringen (Karrer, unpubl.). Diese Arten kommen auch in den umliegenden Teilflächen vor und sind typische Arten für den Vegetationstyp *Brometum* (Leputsch 1997).

Alchemilla glaucescens ist eine Art die sicher von dem Freistellungsereignis profitierte und direkt nach der Maßnahme wiederauftauchen konnte. Im Jahr 2019 war diese Art aus der Fläche verschwunden, jedoch in den ersten 15 Jahren davor vorhanden. Das bedeutet, dass sie entweder unterirdisch weiter persistierte oder sich rasch nach der Freistellung aus der Samenbank regenerierte.

Scorzoneroides autumnale ist eine Art, die von dem Freistellungsereignis profitierte und durch den vermehrten Lichtgenuss entweder aus der Bodensamenbank regenerieren oder freie Gaps für einfliegende Achänen vorfinden konnte (Tab. 37). Diese Art hat eine langlebige Bodensamenbank und ist auch tatsächlich 2004 das letzte Mal im Zaun 15 aufgetaucht. Danach ist sie verschwunden und tauchte erst 2020 in der Brache-Fläche nach der Entbuschungmaßnahme wieder auf.

Prunella laciniata ist eine relativ kurzlebige Art mit hoher individueller Fluktuation und einer langlebigen Bodensamenbank (Tab. 37). Das heißt, die Individuen werden nur wenige Jahre alt und rasch durch Keimlinge erneuert. Es befinden sich auch immer viele Diasporen im System, die einerseits autochor, andererseits auch dysochor verbreitet sind und so auch zwischen den Teilflächen hin und herwandern können.

In den restlichen Teilflächen fand ebenfalls Einwanderung und Wiederentdeckung statt, allerdings meistens von generell eher fluktuierenden Arten, wie *Campanula patula* und *C. rotundifolia*, *Prunella vulgaris*, *P. laciniata x vulgaris*, *Ranunculus acris*, oder auch von individuenarmen Arten, die entweder übersehen wurden, wie *Cynosurus cristatus*, *Alopecurus pratensis*, *Trifolium dubium*, *Koeleria pyramidata* oder auch unterirdisch in einem Ruhestadium überdauert haben, wie. Es haben jedoch auch einige Kennarten der Trockenwiesen vor allem in den Wechselbrachen von den Maßnahmen profitiert, da in den Wechselbrachen der *Brometen* Arten wie *Knautia arvensis*, *Cirsium pannonicum*, *Genista tinctoria* oder *Briza media* wieder aufgetaucht sind.

In Zaun 12 tauchte im Jahr 2020 *Arabidopsis thaliana* in der Wechselbrache als tatsächlich neu eingewanderte Art auf. Diese Art entstammt mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit aus der Bodensamenbank, da diese Art semachor verbreitet ist, jedoch eine lang-zeit persistente Diasporenbank ausbildet und als rudere Art allgegenwärtig ist (Tab. 37).

4.5.3 Feuchtwiesen (*Molinieten*)

In 4 von 5 Zaunflächen tauchte nur *Dactylis glomerata* wieder in den Brache-Flächen auf. In 3 von 5 Zaunflächen tauchten *Silaum silaus* und *Trifolium pratense* erneut in den Brache-Flächen auf. Diese Arten vermehren sich rein generativ, über Samen und haben bis auf *Trifolium pratense* transiente bzw. kurz-zeit persistente Diasporenbanken (Thompson 1997). *Silaum silaus* und *Dactylis glomerata* sind anemochor, bzw. boleochor verbreitet was ein Einfliegen von außerhalb der Bracheflächen wahrscheinlich macht. *Trifolium pratense* kann mit seinen Diasporen in unseren Versuchsflächen eher keine weiten Distanzen zurücklegen, weil tierische Vektoren innerhalb der Zaunflächen eher fehlen. Daher ist es wahrscheinlicher, dass sich diese Art aus der Bodensamenbank regenerieren konnte.

In die Feuchtwiesen sind andere Arten wiedereingewandert als in die trockenen *Brometen*. Die Brache-Flächen der 5 *Molinietum*-Zäune sind überwiegend sehr inhomogen. Die meisten wiedereingewanderten Arten tauchen nur in ein oder zwei Zaunflächen in den Brache-Flächen wieder auf, was eine generelle Charakterisierung der Artdynamik auf den *Molinietum*-Flächen sehr erschwert.

Die „*Molinieten*“ befinden sich in unterschiedlichsten Hanglagen und Positionen mit sehr unterschiedlichen Umgebungen. Außerdem sind die Deckungswerte von *Molinia caerulea* agg. in den Flächen ebenfalls sehr verschieden, was ein wichtiger Faktor für die weitere Entwicklung der Vegetation nach der Entbuschung ist.

Vorwiegend wandern in die Brache-Flächen der *Molinieten* eher allgegenwärtige Gräser und Kräuter ein, wie *Trifolium pratense* und *T. repens*, *Brachypodium pinnatum*, in wechselfeuchten *Molinieten* auch *Bromus erectus* und *Taraxacum officinale*. Auch sind einige für frische bis feuchte Wiesen typische Ruderalarten anzutreffen wie *Solanum nigrum* und *S. dulcamara*, *Physalis alkekengi*, *Epilobium parviflorum* und *Equisetum arvense*, jedoch in einzelnen Zaunflächen sind nach der Entbuschung vereinzelt tatsächlich auch Zielarten wieder aufgetreten wie *Ophioglossum vulgatum*, *Carex flacca*, *Mentha longifolia*, *Silaum silaus*, *Selinum carvifolia* und *Pulicaria dysenterica*.

Brachypodium pinnatum besitzt ein ausgesprochen starkes vegetatives Ausbreitungspotenzial und eine transiente Bodensamenbank, daher ist diese Art sehr wahrscheinlich nur vegetativ in die Brachefläche von Zaun 2 eingewandert. Durch ihre starke vegetative Ausbreitung kann diese Art auch hervorragend neben *Molinia* koexistieren, bzw. ko-dominieren. Da *B. pinnatum* auch etwas schattentoleranter ist, kann sie auf den dichter mit Gehölzen bewachsenen Brache- (und Wechselbrache-) Flächen länger überleben. *Bromus erectus* ist oft auch in den Feuchtwiesen vorhanden. Die Diasporen sind zwar nicht sehr mobil, sind autochor oder zoochor und anthropochor verbreitet und könne daher auch so in die Brache-Flächen von Zaun 7 und 13 gelangt sein. *Physalis alkekengi*, *Solanum nigrum* und *S. dulcamara* entstammen sehr wahrscheinlich der Bodensamenbank, denn alle drei Arten machen kurz-zeit persistente Samenbanken. Die Früchte dieser Arten werden aber auch zoochor verbreitet von z.B. Vögeln oder Kleinsäugetern, die diese Früchte verstecken oder ausscheiden. So kann angenommen werden, dass ein ständiger Diasporetransport von benachbarten Ökosystemen (z.B. feuchte Wassergräben an denen Wildschweine wühlen) vor dem Start des Langzeitversuchs auf die Probeflächen passierte. Auf den Bracheflächen ist aber auch mit rezentem Eintrag dieser Arten durch Vögel zu rechnen, da diese durch die darauf entwickelten Gehölze gute Ansitzwarten und Nahrung finden.

Carex flacca konnte insofern vom Freistellungsereignis in Zaun 7 und 11 profitieren, da sie ähnlich wie *Brachypodium pinnatum* sich mit ihrem ausgeprägten vegetativen Ausbreitungspotential über unterirdische Ausläufer in die Flächen intensiv ausbreiten konnte. Ebenso kann *Pulicaria dysenterica* vegetativ in die Flächen wieder eingewandert sein, wobei ein generatives Einwandern über Diasporen nicht ganz auszuschließen ist, denn diese Art produziert viele kleine, über den Wind gut und weit verbreitete Samen und ist in den Nachbarsflächen durchwegs regelmäßig vorhanden.

Mentha longifolia besitzt eine langlebige Diasporenbank und könnte sich daher nach der Entbuschung auch als Keimling aus der Bodensamenbank wieder auf der Fläche etabliert haben. Allerdings ist die Art oft auch knapp ausserhalb der Zäune präsent was ihr auch ein vegetatives Einwandern über tlw. mehr als 2 Meter lange jährliche Ausläufer erlauben würde.

Ophioglossum vulgatum besitzt ein geringes vegetatives Ausbreitungspotential und wurde in Zaun 7 im Jahr 2019 entweder übersehen oder hat über unterirdische Wurzelsprosse (BIOLFLOR) überdauert (Karrer mündl.).

Silaum silaus und *Selinum carvifolia* profitieren sehr stark vom Freistellungsereignis, denn diese Arten breiten sich durchwegs generativ aus und besitzen eine transiente Bodensamenbank. Das heißt, sofern adulte Individuen in den Nachbarflächen vorhanden sind können diese Arten sehr schnell auf ein Freistellungsereignis reagieren und die Flächen über Keimlinge wiedererobern. Sie machen viele geflügelte anemochor und auch zoochor verbreitete Samen, was ihnen eine Ausbreitung über Distanzen von mehreren Zehnermetern ermöglicht.

Quercus petraea wird von großen Vögeln und Kleinsäugetern teilweise auch über weite Distanzen verbreitet (BIOLFLOR) und da sich im Wald rund um die Zaunfläche viele Eichen und auch einige adulte Traubeneichen befinden, kann so durch dysochore Verbreitung diese Art in die Zaunfläche gelangt sein. Durch den Wegfall der Lichtkonkurrenz auf der Brache-Fläche und die Vegetationslücken durch die Entbuschung finden die Eicheln Safe Sites zur Keimung. Durch den großen Rucksack (verdickte Kotyledonen) als Speicherorgan können sie sogar in der geschlossenen Grasnarbe keimen.

Luzula campestris wird einerseits dysochor (insbesondere myrmekochor) verbreitet (Tab. 37), andererseits besitzt sie eine lang-persistente Diasporenbank. Daher ist es nicht unwahrscheinlich, dass diese Art entweder bereits vor dem Start des Projektes in den Wechselbrachen von Zaun 2 und 7 vorhanden war und eine Diasporenbank aufgebaut hat oder auch von außerhalb durch dysochore Verbreitung eingebracht worden sein. Hierfür wäre ein Abgleich der Vegetation der Zaunumgebung interessant.

In Zaun 2 und 5 sind in der Wechselbrache mehr Individuen wiederentdeckt worden als in die Brache-Flächen, was vermutlich an dem bereits durch die zweimalige Mahd im Jahr 2019 und 2020 reduzierten *Molinia*-Bestand ermöglicht wurde. In Zaun 11 ist *Arabis hirsuta* (auf der Reservefläche aufgetaucht) eine tatsächlich neu eingewanderte Art, die eventuell aus der Bodensamenbank stammen könnte, da sie kurz-zeit persistente Samenbanken bilden kann und die Art vorwiegend semachor und auch boleochor verbreitet ist, jedoch keine diasporenspendenden Individuen in den umliegenden Umgebng zu finden waren.

In den restlichen 3 Zaunflächen sind vor allem in den Brachefläche die meisten Arten wiederentdeckt worden, bzw auch eingewandert. Zu den wiederentdeckten Arten in der Mahd- und Reserve-Fläche und in der Wechselbrache zählen ebenfalls fluktuierende und leicht zu übersehende Arten, wie *Prunella vulgaris*, *Orobanche gracilis* oder *Allium carinatum*.

4.5.4 Fettwiesen (*Festuco-Trisetetum*)

In 4 von 5 Zaunflächen tauchten *Quercus cerris*, *Trifolium pratense* und *T. repens* auf. Eichen sind häufig in den die Zäune umgebenden Wäldern, daher ist auch ein jährlicher Sameneintrag gegeben. Die Eicheln werden von Vögeln und Kleinsäugetern, wie Mäusen, weiterverbreitet und gelangen so auch in die Zaunflächen. In den eingezäunten Flächen fällt der Fraßdruck der Wildschweine weg, wodurch die Eicheln ideale Keimungschancen haben auf besser versorgten Wiesen mit offenen Stellen.

In 3 von 5 Zaunflächen sind *Acer campestre*, *Bromus hordeaceus*, *Crataegus monogyna*, *Setaria pumila*, *Solanum nigrum* und *Verbena officinalis* wiederentdeckt.

Bromus hordeaceus, *Setaria pumila* und *Verbena officinalis* sind als ruderale Arten in gestörten Flächen wie in den von den Wildschweinen umgegrabenen Wiesenstücken häufig vertreten. In besser versorgten Flächen finden diese Arten dann ideale Safe Sites für die Keimung. Ihre Samen sind semachor - und im Falle des *Bromus hordeaceus* über kurze Distanzen auch anemochor - verbreitet und entstammen sehr wahrscheinlich aus der Bodensamenbank.

Die beiden neuen holzigen Arten waren 2019 in den meisten Fällen schon in den Flächen vorhanden, jedoch in der Baumschicht als große Individuen und kommen nur in manchen Zaunflächen bereits als Verjüngung in der Krautschicht vor. Für diese Darstellung der wiedereingewanderten Arten wurde nur die Krautschicht, jedoch inklusive holzige Arten herangezogen.

Acer campestre hat gut windverbreitete Diasporen, die bei stärkeren Winden auch mehrere hundert Meter zurücklegen können und somit sind überall in den Flächen keimfähige Diasporen vorhanden. Der Sameneintrag kann jedoch auch von den Individuen, die das Jahr zuvor in der Baumschicht waren, stammen.

Crataegus monogyna ist eine ebenfalls im Lainzer Tiergarten sehr häufige Art deren Früchte vor allem gerne von Vögeln gefressen werden und so die Samen in die Zaunflächen von außerhalb hineingelangt sein können. In den Brache-Flächen der Fettwiesen war der eingriffelige Weißdorn bis in den Februar 2020 eine dominante Art und in vielen Fällen bereits im adulten Zustand und hat somit auch Diasporen produziert, die einfach zu Boden gefallen sind und in den Folgejahren keimen hätten können. Nach der Entbuschung keimten sehr viele dieser Samen auf dem reichlich vorhandenen offenen Boden.

Solanum nigrum besitzt eine Langzeit-persistente Diasporenbank (Thompson 1997) und war in den Flächen teilweise auch in den Anfangsjahren vertreten, gekennzeichnet durch ein fluktuierendes Auftreten. Das legt nahe, dass diese Art aus der Bodensamenbank durch das Freistellungsereignis keimen und so in die Fläche wieder einwandern konnte.

Barbarea vulgaris war in den früheren Jahren fluktuierend auf Flächen mit frischen Böden (*Festuco-Trisetetum*, *Molinietum*) mit niedrigen Deckungswerten aufgetaucht und kam das letzte Mal im Jahr 2015 in der Wechselbrache und in der Brache-Fläche von Zaun 3, allerdings

nur randlich, vor. Sie ist vor allem generativ, über Samen, verbreitet und besitzt eine kurz-zeit persistente Samenbank (Tab. 37). Das heißt, dass diese Art mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Bodensamenbank eingewandert ist.

Galeopsis pubescens ist als Besonderheit in den Fettwiesen des Lainzer Tiergartens bereits in der Arbeit von Lepusch (1999) gekennzeichnet worden und auch tatsächlich eine Art, die vom Freistellungsereignis profitieren konnte und rein aus der Bodensamenbank wieder in die Flächen einwandern konnte, da sie in den letzten 15-20 Erhebungsjahren nicht in den Flächen vorgekommen ist. Sie wird nur generativ verbreitet (LEDA) und besitzt eine langlebige Bodensamenbank (Thompson 1997).

Ebenso stammt *Lamium amplexicaule* wohl aus der Bodensamenbank, denn diese Art besitzt eine lang-zeit persistente Bodensamenbank (Thompson 1997) und ist als winterannuelle Art rein generativ (Tabelle 37) verbreitet. Grime deklariert diese Art als Ruderalstrategen, die somit von Störungen, wie einem Freistellungsereignis, profitieren. Sie wird außerdem auch von Ameisen verbreitet (LEDA), was darauf deutet, dass diese Art auch von außerhalb eingebracht sein kann. Hierbei ist allerdings der Zeitpunkt nicht feststellbar, was wiederum bedeutet, dass auch Diasporen aus früheren Jahren dazu beigetragen haben konnten.

Echium vulgare kommt in der nahen Zaunumgebung von Zaun 6 in Massen vor, da diese Wiese während der Erhebungsperiode 2019-2020 stark von Wildschweinen heimgesucht wurde. Es waren viele Störstellen vorhanden die von dieser Art, die nach Grime auch als Ruderalart charakterisiert werden kann, gerne und rasch besiedelt wurden. Die ab dem 2. Jahr blühfähige Art ist semachor verbreitet, also nicht auf einen bestimmten Weg spezialisiert und bildet Diasporen, die auch jahrzehntelang keimfähig in der Bodensamenbank verbleiben können (Karrer mündl.). Daher ist es sehr wahrscheinlich, dass diese Art aus der Bodensamenbank eingewandert ist.

In den anderen Teilflächen sind *Bromus hordeaceus* und *B. racemosus* in 7 Teilflächen in allen 5 Zaunflächen der *Festuco-Triseteten* entdeckt worden. Diese Arten sind in den umliegenden Wiesen der Zäune häufig anzutreffen, werden epizoo- oder agochor verbreitet, bilden eine kurz-zeit persistente Diasporenbank (Bing 2000) und sind auch in allen 5 Zaunflächen über alle Erhebungsjahre hinweg immer wieder vorhanden.

Auch sind Arten wie *Leucomelos pyrenaicus*, *Tragopogon orientale* und *Cynosurus cristatus* generell eher sporadisch auftauchende, bzw. auch leicht zu übersehende Arten und sind entweder im 2019 Jahr nicht kartiert worden, oder im Falle des *Tragopogon orientale* sicher aus eingeflogenen Diasporen gekeimt, da diese zweijährige Art leicht durch Wind verbreitete Samen bildet und sich rein generativ ausbreitet (Tab. 37).

Elymus repens tauchte in der Reservefläche von Zaun 1 und in der Mahdfläche von Zaun 3 auf. Diese Art ist sehr wahrscheinlich vegetativ aus der umliegenden Vegetation eingewandert, da sie lange unterirdische Ausläufer macht und ein sehr gutes vegetatives Ausbreitungspotential hat (Tab. 37). In der Wechselbrache von Zaun 3 tauchte auch *Setaria pumila* auf, die mit Sicherheit auf die Änderung des Managementregimes reagiert hat und durch die Mahd und

Abtransport des Mahdgutes 2019 im Frühjahr 2020 offene Keimstellen vorgefunden hat und somit höchstwahrscheinlich aus der Diasporenbank regenerieren konnte. In der Wechselbrache von Zaun 9 tauchten *Erigeron canadensis* und *Hypericum perforatum* auf, und haben somit ebenfalls die durch die Mahd 2019 entstandenen offenen Stellen im Jahr 2020 zur Keimung nutzen können. Das Johanniskraut besitzt zwar auch ein vegetatives Ausbreitungspotential durch Wurzelsprosse, jedoch war diese Art in keiner Teilfläche im Jahr 2019 vorhanden und wurde auch nirgends randlich vermerkt. Daher ist es eher unwahrscheinlich, dass diese Art vegetativ eingewachsen ist, sondern eher, dass sie aus der lang-zeit persistenten Diasporenbank regeneriert hat (Tab. 37).

Die wiederauftretenden Arten sind in den meisten Fällen im ganzen Lainzer Tiergarten häufig und regelmäßig vorkommende Arten und werden nach Grime (2001) meistens als ruderaler Arten deklariert, die auf nährstoffreichen, oft gestörten Flächen auch im urbanen Bereich häufig vorkommen. Zu diesen aufgetauchten Arten zählen z.B. *Capsella bursa-pastoris*, *Echinochloa crus-galli*, *Echium vulgare*, *Anagallis arvensis*, *Myosotis ramosissima*, *Poa trivialis*, *Polygonum aviculare*, *Geum urbanum*, *Erigeron canadensis* und *Cirsium arvense*. Ausser *Geum urbanum* und *Cirsium arvense* sind das durchwegs annuelle Arten mit kurz- bis langlebiger Samenbank.

Diese kurzzeitig aufgetauchten Arten zeigen eine Verunkrautung der Flächen mit Ruderalarten. Diese Verunkrautung in der ersten Vegetationsperiode ist typisch für Prozesse der sekundären Sukzession nach Entfernung einer Baumschicht (Jensen 2003). Zuerst tauchen meist annuelle Arten mit hohen individuellen Wachstumsraten und raschen individuellen Biozyklen auf. In weiterer Folge kommen immer langlebigere Arten dazu, mit langsameren Wachstumsraten und Biozyklen, die im Idealfall der „Zielartengarnitur“ entsprechen. Ob und wie rasch sich diese Vegetation in den untersuchten Flächen einstellt, bleibt die Forschungsfrage der noch folgenden Arbeiten. Müller et al. (1992) deuten an, dass die Regeneration in artenreichen Feuchtwiesen (*Senecioni – Brometum racemosi*) sehr unterschiedlich schnell verlaufen kann. Nach dreissigjähriger Brache dominieren dort Hochstauden und Hochgräser (wie *Phalaris*-, *Filipendula ulmaria*, *Glyceria maxima* und *Urtica dioica*) die Untersuchungsflächen bei Müller et al. (1992), welche Arten anfänglich zwar vorhanden waren, jedoch eine untergeordnete Rolle spielten. Jedoch hat sich bei Müller et al. (1992) durch die Verbrachung der Wasserhaushalt der untersuchten Flächen gravierend geändert, was im Falle der Flächen im Lainzer Tiergarten nicht der Fall ist. Ebenso wie in den Brache-Flächen des Lainzer Tiergartens konnte Müller et al. (1992) einen drastischen Rückgang der mittleren Artenzahl von 35-40 Arten pro 4m² auf teilweise sogar auf nur 6-9 Arten. Mit diesem Rückgang der Artenzahl verschwanden bei Müller et al. (1992) in allen Bracheflächen auch die Verbands- und Assoziationskennarten und mit ihnen auch seltene und naturraumspezifische Arten. Laut Müller et al. (1992) sind vor allem die Faktoren Nährstoffversorgung, Samenpotential und Ausgangsbestand ausschlaggebend für die Dauer der Regenerationsphase. Durch die Mahd konnten die Autoren bereits in den ersten 2 Versuchsjahren dominierende *Filipendula*- und *Glyceria*-Bestände in ihrer Vitalität schwächen wodurch sich frühblühende Arten (*Ficaria verna*, *Ranunculus auricomus* agg.) behaupten konnten und die Artenzahl von 13 auf 31 Arten ansteigen konnte. Müller et al. (1992) geben weiters an, dass bereits im 3. Versuchsjahr Kennarten des *Senecioni-Brometum* aufgetaucht sind. Anders verlief der Restaurationserfolg in

von *Phalaris* dominierten Beständen. Das Mahd-tolerante Schilf konnte durch die Mahd nicht im gleichen Maße in seiner Vitalität geschwächt werden, was geringere Artenzahl-Zunahmen von 50% mit sich brachte.

4.6 Schlussfolgerung für weiterführendes Management

Beobachtungen über längere Zeiträume hinweg sind nicht nur für Sukzessionsprozesse im Zuge der Auflassung der Nutzung, sondern auch für die Beurteilung von Restaurationsmaßnahmen unbedingt notwendig, ebenso wie eine Weiterführung der Pflegenutzung, da mit der Nutzungsaufgabe Gehölze einwandern, die nur durch kontinuierliches Entfernen eingedämmt oder gar verdrängt werden können. Optimalerweise sollte das Management und die Pflegemaßnahmen an die Entwicklung der Vegetation angepasst werden. So kann es sich auch von Jahr zu Jahr unterscheiden, was im Zuge eines jährlich fortlaufendem Monitoringprojekts am idealsten untersucht werden kann. Die Ergebnisse solcher Langzeit-Untersuchungen stellen einen wichtigen Beitrag dar für den Naturschutz, für die Planung und Optimierung von derartigen Renaturierungsversuchen, sowie für die Auswahl von Flächen mit hohen Erfolgchancen sowie die Wahl konkreter Pflege- und Managementmethoden.

In der ersten Vegetationsperiode nach der Entbuschungsmaßnahme (2020) konnte in den Bracheflächen zum Teil auch eine starke Verunkrautung sowie Verbuschung durch Stockausschlag festgestellt werden. Um einer weiteren Verunkrautung bzw. Verbuschung entgegenzuwirken, müssen sowohl das Monitoring, wie auch die Pflegemaßnahmen über die nächsten 3 bis 4 Vegetationsperioden sorgfältig weitergeführt und evaluiert werden. Nur so kann früh genug festgestellt werden, ob Änderungen (z.B. eine mechanische Entfernung der jungen Gehölztriebe mehrmals im Jahr und unabhängig vom Mahdtermin, Einführung eines zusätzlichen Mahdtermins) bezüglich des Managements vorgenommen werden sollten, um eine erfolgreiche Restaurierung der Flächen zu gewährleisten. Im stark verbuschten *Nardetum* wäre ein mehrmaliges Entfernen der Gehölze pro Vegetationsperiode sinnvoll. Durch die starke Regeneration aus Wurzelsprossen, die durch das Entfernen der Mutterbäume gefördert wird (Michielsen et al. 2017), muss man die Restaurationsmaßnahmen (regelmäßiges Entfernen der oberirdischen Gehölz-Biomasse) besonders konsequent anwenden. Da solche Gehölze meist hartnäckig in der Fläche bleiben und im unterirdischen Wurzelsystem genug Reserven haben, um mehrere Generationen an neuen Wurzelsprosstrieben zu bilden (selbst in einer Vegetationsperiode) wird voraussichtlich in dieser Fläche eine intensive Pflege (in diesem Fall die gezielte Entfernung der holzigen Arten *Populus tremula* und auch *Salix caprea*) über die ersten Jahre hinweg notwendig sein.

In stark verbuschten Flächen, vor allem mit *Carpinus betulus*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea* und *Acer campestre* ist ein regelmäßiges, teils sogar mehrmaliges Entfernen der Gehölztriebe, bei Wiederaufforstungsprojekten sinnvoll.

Eine intensivere Untersuchung von Restaurationsprojekten sowie Monitoring trockener, naturnaher, extensiv bewirtschafteter Magerrasen ist unbedingt notwendig, da diese Vegetationssysteme vor allem in der temperierten Zone auf kleinräumigen Skalen (unter 100 m²) die höchste Diversität an Arten beherbergen (Dengler et al. 2012). Jedoch ist in unseren Breitengraden aus oben genannten Gründen, und mit ihnen auch ihr Artenreichtum bereits sehr selten geworden.

5 Zusammenfassung

Wiesen sind anthropogen entstandene Vegetationssysteme und bedürfen auch eines gewissen anthropogenen Nutzungseinflusses, um bestehen zu bleiben zu können. Der Bewirtschaftungswechsel hin zu entweder Nutzungsintensivierung oder Nutzungsextensivierung bis zur Stilllegung der Bewirtschaftung der Flächen ist das Schicksal des österreichischen Grünlandes und führte zu einem erheblichen Grünlandverlust vor allem des extensiv bewirtschafteten Grünlandes. Um die Auswirkungen der Bewirtschaftungswechsel auf die Vegetationssysteme zu beobachten, wurde im Lainzer Tiergarten 1999 das Projekt „Monitoring und Management der Wiesen im stadtnahen Wienerwald“ in Zusammenarbeit mit der Stadt Wien (MA 22 und 49) und der Universität für Bodenkultur (Institut f. Botanik, Prof. Karrer) ins Leben gerufen. Die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten auf 5 verschiedene Wiesentypen wurde 20 Jahre lang untersucht. Das Ergebnis dieser Langzeitbeobachtungen ist, dass bei einer Mahdextensivierung und Ausbleiben der Mahd auch die Artendiversität zurückgeht (siehe auch Angeringer & Karrer 2008; Angeringer & Karrer 2012; Angeringer 2007; Briemle 2009; Broll 1991).

Artenreiche Wiesenflächen nehmen im Naturschutz eine besondere Stellung ein, weswegen zunehmend versucht wird, ehemals artenreiche und bereits selten gewordenen Wiesentypen mit verschiedenen Methoden zu restaurieren um ihren ursprünglichen Charakter sowie Artenreichtum wiederherzustellen (Briemle 2009; Döring 2005; Fiala 2012).

Im Jahr 2019 (Entbuschungsmaßnahmen im Frühjahr 2020) wurde mit dem Start des Projektes „WIESREST“ ein ebensolches Restaurationsvorhaben in den Untersuchungsflächen im Lainzer Tiergarten eingeleitet (in Zusammenarbeit mit der MA 22, 49 und der Universität f. Bodenkultur, Wien, Prof. Karrer).

Im Zuge des neuen Projektes wurde im Frühjahr 2020 die auf den Flächen aufgetauchten Gehölzgruppen mechanisch entfernt und die Flächen in ein jährliches Mahdregime übergeführt.

Die Auswirkungen der Entfernung der Gehölze auf die Vegetation der 5 untersuchten Wiesentypen ist der Hauptuntersuchungsgegenstand dieser Arbeit.

Es wurden in den untersuchten Wiesenflächen insgesamt im Jahr 2019 270 Arten und im Jahr 2020 290 Arten bewertet.

Die Gesamtartenzahl sowohl aller 17 Untersuchungsflächen zusammen wie auch der einzelnen Vegetationstypen nahm von 2019 auf 2020 (also nach erfolgter Entfernung der Gehölze) (nicht signifikant) zu. Dabei verhalten sich die in den 20 Jahren vorher unterschiedlich bewirtschafteten Teilflächen unterschiedlich. So konnte in Bracheflächen die meisten Dazugewinne an Artenzahlen beobachtet werden. In den Wechselbrachen wurde ebenfalls eine hohe Zunahme der Artenzahl beobachtet. Die jährlich gemähte Mahd-Fläche sowie die ebenfalls jährlich gemähte Reservefläche zeigte die geringste Zunahme an Artenzahlen.

Die Zunahme der Artenzahl basiert vor allem auf der Wiederentdeckung verschwundener bzw. auch eingewanderte Arten wie *Sonchus asper*, *Lapsana communis*, *Solanum nigrum*, *S. dulcamra*, *Epilobium montanum*, *E. parviflora* und *Galeopsis tetrahit*. Nur vereinzelt konnten im Laufe der unterschiedlichen Bewirtschaftungen verschwundene „Zielarten“ der Ausgangs-Vegetationstypen, wie *Alchemilla glaucescens* oder *Scorzonerioides autumnalis* wiederentdeckt werden.

Die wiederentdeckten Arten oder neu eingewanderten Arten stammen teilweise aus der Boden-Diasporenbank, jedoch wachsen viele dieser laut Grime ruderalen Arten vor allem aus der Umgebung und gelangten in erster Linie durch Anemochorie oder Dysochorie in die untersuchten Flächen.

Die unterschiedlichen Reaktionen der verschiedenen Wiesentypen nach der Entfernung der Gehölze beruht vor allem auf der Ausgangssituation und den anfangs beteiligten dominanten Arten in den Flächen. So bildete sich in feuchten *Molinia*-reichen Systemen mehr Streuschicht als in trockeneren Systemen, was ein Aufkommen an neuen Arten und Individuen deutlich erschwert. Trockene von *Bromus erectus* dominierte Systeme sowie mäßig frische von *Arrhenatherum elatius* und *Trisetum flavescens* dominierte Systeme zeigen eine deutlich geringere Streubildung, was wiederum ein Aufkommen von neuen Arten und Individuen erleichtert. Die trockenen und mäßig frischen Systeme konnten von 2019 auf 2020 die meisten Arten dazugewinnen, während die feuchten Systeme die wenigsten Arten dazugewinnen konnten.

Im weiteren Verlauf des Projektes „WIESREST“ soll abgeklärt werden, ob und wie rasch sich ein ursprünglicher Wiesencharakter durch die Restaurierungsmaßnahmen einstellen kann.

Literaturverzeichnis

- Abrams, P. (1995). Monotonic or Unimodal Diversity-Productivity Gradients: What Does Competition Theory Predict? *Ecology-Ecological Society Of America* 76, pp. 2019-2027.
- Adler, W., Fischer, M., & Oswald, K. (2008). *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein, Südtirol, 3. Auflage*. Linz: Land Oberösterreich: Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen.
- Alpert, P., & Mooney, H. (1986). Resource sharing among ramets in clonal herb, *Fragaria chilonensis*. *Oecologia*, pp. 227-233.
- Anderl, M., Gangl, M., Lampert, C., Pazdemik, K., Poupá, S., Schieder, W., . . . Zechmeister, A. (2020). *Bundesländer Luftschadstoffinventur 1990-2018 Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten (Datenstand 2020)*. Wien: Umweltbundesamt.
- Angeringer, W., & Karrer, G. (2008). Preserving Species Richness in Hay Meadows of Vienna's Nature Conservation Area Lainzer Tiergarten. *Preservation of Biocultural Diversity- a Global Issue, BOKU, Vienna*.
- Angeringer, W. (2007). *Vegetationsentwicklung auf unterschiedlich bewirtschafteten Wiesen des Lainzer Tiergartens von 1999 bis 2006*. Wien.
- Angeringer, W., & Karrer, G. (2012). Maßnahmen zum Erhalt der floristischen Artenvielfalt auf Extensiv-Wiesen im Osten Österreichs: Eine Langzeit-Fallstudie aus dem Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten in Wien. *17. Alpenländisches Expertenforum*, pp. 37-42.
- Austrheim, G., & Eriksson, O. (2001). Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24, pp. 683-695.
- Bassler, G., Lichtenecker, A., & Karrer, G. (2000). Grünlandtypen im Transekt von Oppenberg bis Tauplitz. In *BA f. alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österr. Akademie der Wissenschaften (Hrsg.), Das Grünland im Berggebiet Österreichs - Nutzung und Bewirtschaftung im Spannungsfeld von Vegetat* (pp. 51-96). Irdning: Eigenverlag der BA für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.
- Bassler, G., Lichtenecker, A., & Karrer, G. (2003). Klassifikation des Extensivgrünlandes (Feuchtwiesen, Moore, Bürstlingrasen und Halbtrockenrasen) im Zentralraum des Waldviertels. *Wss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum* 15, pp. 7-48.
- Bing, S. (2000). *Qualitative and Quantitative Composition of Soil Seed Banks in Viennese Grasslands*. Vienna Austria: Ph.D. Dissertation, Institute of Botany, University of Agricultural Sciences.
- Boch, S., Allan, E., Birkhofer, K., Bossdorf, O., Blüthgen, N., Christ-Breulmann, S., . . . Fischer, M. (2016). Extensive und jährlich wechselnde Nutzungsintensität fördert den Artenreichtum im Grünland. *Anliegen Natur* 38 (1), pp. 86-95.
- Bond, W., & Midgley, J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *TRENDS in Ecology and Evolution* 16, pp. 45-51.
- Bossel, H. (1994). *Ökosysteme und Ihre Entwicklung*. In: *Umweltwissen*. Springer, Berlin, Heidelberg. Berlin, Heidelberg: Springer.

- Böttcher, H., Gerken, B., Hozak, R., & Schüttpelz, E. (1992). Kalkmagerrasen-mehr als ein kulturhistorisches Erbe. *Botanik und Naturschutz in Hessen, Beiheft 4*, pp. 129-140.
- Bradford, M., Berg, B., Maynard, D., Wieder, W., & Wood, S. (2016). Understanding the dominant controls on litter decomposition. *Journal of Ecology* 104, pp. 299-238.
- Braun-Blanquet, J. (1951). *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Auflage*. Wien: Springer Verlag.
- Briemle, G. (2009). *Die Regeneration einer Streuwiese aus einer langjährigen Futterwiese ist nur schwer möglich*. Baden-Württemberg: LVVG Aulendorf.
- Briemle, G., Eckert, G., & Nußbaum, H. (2014). Wiesen und Weiden. In U. Hampicke, R. Böcker, & W. Konold, *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Wiley.
- Broll, G. (1991). Auswirkung der Flächenstilllegung auf den Abbau der organischen Substanz am Beispiel einer Grünlandbrache. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Band 19/3*, pp. 105-114.
- Buchgraber, K., & Grindl, G. (2004). *Zeitgemäße Grünland-Bewirtschaftung, 2. Auflage*. Graz: Leopold Stocker Verlag.
- Chytrý, M., Schaminée, J. H., & Schwabe, A. (2011). Vegetation survey: a new focus for Applied Vegetation Science. *Applied Vegetation Science* 14, pp. 435-439.
- Dengler, J., Becker, T., Ruprecht, E., Szabó, A., Becker, U., Beldean, M., . . . Ugurlu, E. (2012). Festuco-Brometea communities of the Transylvanian Plateau (Romania)- a preliminary overview on syntaxonomy, ecology, and biodiversity. *Tuexenia* 32, pp. 319-359.
- Dierschke, H., & Briemle, G. (2002). *Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Stuttgart: Ulmer.
- Döring, J. (2005). *Hinweise zur Landschaftspflege - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*. Freistaat Sachsen: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Eberle, G. (1994). Das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) - eine Problempflanze auf Pflegeflächen? *Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben e.V.*, pp. 35-39.
- Ellenberg, H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer Eugen Verlag.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & al., e. (1992). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Auflage*. Göttingen: Erich Goltze KG.
- Englisch, T., & Karrer, G. (2001). Zeigerwertsysteme in der Vegetationsanalyse- Anwendbarkeit, Nutzen und Probleme in Österreich. *Reinhold-Tüxen Gesellschaft* 13, pp. 83-102.
- Essl, F., Egger, G., Karrer, G., Theiss, M., & Aigner, S. (2003,). *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs, Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume Gehölze der Offenlandschaft, Gebüsche*. Wien: Umweltbundesamt-Österreich.
- Facelli, J. (1994). Multiple indirect Effects of Plant Litter affected the establishment of woody seedlings in old fields. *Ecology* 75 (6), pp. 1727-1735.
- Facelli, J., & Pickett, S. (1991). Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review Vol. 57 No. 1*, pp. 1-31.

- Fiala, M. (2012). *Erhaltung von Trockenrasen und Magerstandorten Pflegemaßnahmen, Neophytenbekämpfung und Infokampagne*. Eisenstadt: Naturschutzbund Burgenland.
- Foster, B. (1999). Establishment, competition and the distribution of native species among Michigan old-fields. *Journal of Ecology* 87, pp. 476-489.
- Foster, B., & Gross, K. (1998). Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* 79, pp. 2593-2602.
- Galvnek, D., & Leps, J. (2009). How do management and restoration needs of mountain grasslands depend on moisture regime? Experimental study from north-western Slovakia (Western Carpathians). *Applied Vegetation Science* 12, pp. 273-282.
- Gilhaus, K., Boch, S., Fischer, M., Hlzel, N., Kleinebecker, T., Prati, D., . . . Klaus, V. (2017). Grassland management in Germany: effects on plant diversity and vegetation composition. *Tuexenia* 37, pp. 379-397.
- Goldberg, D., & Werner, P. (1983). The effects of size of opening in vegetation and litter cover on seedling establishment of goldenrods (*Solidago* spp.). *Oecologia* 60, pp. 149-155.
- Grime, P. (2001). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties, 2nd Edition*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Grime, J. (2006). Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17, pp. 255-260.
- Hanski, I. (1982). Dynamics of regional distribution: The Core and Satellite Species Hypothesis. *Oikos* Vol. 38, Nr. 2, pp. 210-221.
- Hansson, M., & Fogelfors, H. (2020). Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11, pp. 31-38.
- Hauck, M., Leuschner, C., & Homeier, J. (2020). *Klimawander und Vegetation - Eine globale Übersicht*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Holzner, W. (1987). Trockenrasen, Magerwiesen, Unkrautbestnde-Schutz von anthropogenen Vegetationsformen. *Natur und Land (vormals Blätter für Naturkunde und Naturschutz)*, 1-6.
- Hufkens, K., Scheunders, P., & Ceulemans, R. (2009). Ecotones in vegetation ecology: methodologies and definitions revisited. *Ecol Res* 24, DOI 10.1007/s11284-009-0584-, pp. 977-986.
- Hlber, K., Moser, D., Sauberer, N., Maas, B., Staudinger, M., Grass, V., . . . Willner, W. (2017). Plant species richness decreased in semi-natural grasslands in Biosphere Reserve Wienerwald, Austria, over the past two decades, despite agroenvironmental measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 243, pp. 10-18.
- Huston, M., & DeAngelis, D. (1994). Competition and coexistence: the effects of resource transport and supply rates. *American Naturalist* 144, pp. 954-977.
- Jenny, E. (2009). *Reaktivierung Wildheunutzung Erstfeldertal und Rophaien*. Basel: Amt fr Raumplanung Abteilung Natur- und Landschaftsschutz Kanton Uri.
- Jensen, K. (2003). Experimentelle Sukzessionsforschung: Beschreibung von Mustern und Analyse von Mechanismen. *Kieler Notiz Pflanzenkunde. Schleswig Holstein, Hamburg* 30, pp. 20-33.

- Karrer, G. (2000). Concepts, Methods, and First Results of Ecological Investigations within the Austrian Mountain Grassland MAB-Projekt. In F. Ehrendorfer, & H. Palme, *EUROMAB-Symposium Changing Agriculture and Landscape: Ecology, Management and Biodiversity Decline in Anthropogenous Mountain Grassland, Vienna 1999* (pp. 3-10). Gumpenstein: Federal Research Inst. for Agriculture in Alpine Regions (BAL).
- Karrer, G. (2011). Dynamics of biomass production in extensively managed meadows at the eastern edge of the Alps. *Organising Committee of the 16th Symposium of the European Grassland Federation 2011 and Agricultural Research and Education Centre (AREC), Raumberg-Gumpenstein*.
- Karrer, G. (2015). *Multivariate Analyse Ökologischer Daten, Unterlagen für die Lehrveranstaltung Multivariate Analytik ökologischer Datensätze*. Wien: BOKU .
- Karrer, G., Bassler, G., Formayr, H., Schaumberger, A., Angeringer, W., Bohner, A., & Starz, W. (2010). Klimatisch beeinflusste Vegetationsentwicklung und Nutzungsintensivierung von Fettwiesen im österreichischen Berggebiet. Eine Fallstudie aus dem Kerngebiet der österreichischen Grünlandwirtschaft. Endbericht von StartClim2009.A. *StartClim2009: Anpassung an den Klimawandel: Beiträge zur Erstellung einer Anpassungsstrategie für Österreich, Auftraggeber: BMLFUW, BMWF, BMWFJ, ÖBF*.
- Kiel, K. (2003). Experimentelle Sukzessionsforschung: Beschreibung von Mustern. *Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb. 30*, pp. 20-33.
- Kleyer, M., Dray, S., De Bello, F., Leps, J., Pakeman, R., Strauss, B., . . . Lavorel, S. (2012). Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods? *Journal of Vegetation Science 23*, pp. 805-821.
- Klimes, L., Hájek, M., Mudrák, O., Dancák, M., Preislerová, Z., Hájková, P., . . . Klimesová, J. (2013). Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied Vegetation Science 16*, pp. 640-649.
- Kolos, A., & Banaszuk, P. (2013). Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering 55*, pp. 23-28.
- Köfl, J. (2017). *Homogenisierung von Wiesen des Lainzer Tiergartens durch naturschutzfachlich begründete Bewirtschaftungsvorschriften*. Wien.
- Köstler, E., & Krogoll, B. (1991). *Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland - Zum Einfluß der Schafbeweidung*. Laufen a. d. Salzach: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Beiheft 9 zu den Berichten der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Krautzer, B., Graiss, W., Pötsch, M., & Blaschka, A. (2007). Biodiversität im alpinen Grünland sowie Züchtungsfragen mit Ökotypen. *Biodiversität in Österreich - Fachtagung. A-8952 Irdning: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein*.
- Lange, E. (1976). Zur Entwicklung der natürlichen und anthropogenen Vegetation in der frühgeschichtlichen Zeit Teil 2: Naturnahe Vegetation. *Feddes Repertorium, Band 87, Heft 6*, pp. 367-442.

- Lengyel, S., Varga, K., Kosztyi, B., Lontay, L., Déri, E., Török, P., & Tóthmérész, B. (2012). Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. *Applied Vegetation Science* 15, pp. 264-276.
- Leputsch, S. (1997). *Die Wiesen des Lainzer Tiergartens unter besonderer Berücksichtigung der Jagd-Tradition und der Erholungsnutzung*. Wien.
- Maranville, J., & Clegg, M. (1977). Influence of Seed Size and Density on Germination, Seedling Emergence, and Yield of Grain Sorghum. *Agronomy Journal* Vol. 69, Issue 2, pp. 329-330.
- McCune, B., & Grace, J. (2002). *Analysis of Ecological Communities*. Glendon Beach, Oregon, USA: ISBN 0-9721290-0-6.
- McCune, B., & Mefford, M. (2011). *PC_ORD. Multivariate Analysis of ecological Data. Version 6. MjM Software*. Glendon Beach, Oregon, USA.
- Michielsen, M., Szemák, L., Fenesi, A., Nijs, I., & Ruprecht, E. (2017). Resprouting of woody species encroaching temperate European grasslands after cutting and burning. *Applied Vegetation Science* 20, pp. 388-396.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (2002). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Honolulu, Hawaii, Göttingen West Germany.
- Müller, J., Rosenthal, G., & Uchtmann, H. (1992). Vegetationsveränderung und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. *Tuexenia* 12, pp. 223-244.
- Odada, E., Ochola, W., & Olago, D. (2009). Drivers of ecosystem change and their impacts on human well-being in Lake Victoria basin. *African Journal of Ecology* Vol. 47, Nr. 1, pp. 46-54.
- Olsen, J. (1963). Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* Vol. 44, No. 2, pp. 322-331.
- Orth, R., Fishman, J., Harwell, M., & Marion, S. (2003). Seed density effects on germination and initial seedling establishment in eelgrass, *Zostera marina*, in the Chesapeake Bay region. *Marine Ecology Progress Series* 250, pp. 71-79.
- Peppler-Lisbach, C., & Könitz, N. (2017). Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37, pp. 201-228.
- Pfleiderer, S., Schedl, A., Neinavaie, H., & Pirkl, H. (2009). *Umweltgeochemische Untersuchung von Bachsedimenten, Gesteinen, Böden und Grundwasser zur Charakterisierung geogen bedingter Hintergrundwerte im Stadtgebiet Wien (Projekt W-C-26/2008–2010)*. Stadt Wien: Geologische Umweltbundesanstalt.
- Pötsch, E. (2009). Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im österreichischen Grünland. *Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft*, pp. 1-22.
- Pötsch, E., & Blaschka, A. (2003). *Abschlussbericht über die Auswertung von MAB-Daten zur Evaluierung des ÖPUL hinsichtlich Kapitel VI.2.A "Artenvielfalt"*. Gumpenstein.
- Prey, S. (1980). Helvetikum, Flysch und Klippenzone von Salzburg bis Wien. In R. Oberhauser, *Der geologische Aufbau Österreichs*. Wien: Springer.

- Reijers, V., Lammers, C., de Rond, A., Hoetjes, S., Lamers, L., & van der Heide, T. (2020). Resilience of beach grasses along a biogeochemical successive gradient: resource availability vs. clonal integration. *Oecologia* 192, pp. 201-212.
- Rinklebe, J., & Makeschin, F. (2003). Der Einfluss von Acker- und Walsnutzung auf Boden und Vegetation - ein Zeitvergleich nach 27 Jahren. *Forstw. Cbl.* 122, pp. 81-98.
- Runge, F. (1993). Dauerquadratuntersuchungen in einer Rotstrauchgrasflur. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 19, 165-166.
- Ryser, P. (1990). *Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland - Experimental field study in northern Switzerland*. Zuerich: Swiss Federal Institute of Technology.
- Schaumberger, A. (2005). *Ertragsanalyse im österreichischen Grünland mittels GIS unter besonderer Berücksichtigung klimatischer Veränderungen*. Raumberg-Gumpenstein: Technische Universität Graz, Institut für Geoinformation.
- Schaumberger, A., & Formayer, H. (2008). Räumliche Modellierung der thermischen Vegetationsperiode für Österreich. *10. Österreichischer Klimatag, BOKU Wien; 13-14. März*.
- Schrautzer, J., Jensen, K., Rasran, L., & Huckauf, A. (2008). Untersuchungen zur Populationsdynamik des Fleischfarbenen Knabenkrauts (*Dactylorhiza incarnata* (L.) Soo) am Barsbeker See. *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holstein Hamb.* 65.
- Smilauer, P., & Leps, J. (2014). *Multivariate Analysis of Ecological Data Using Canoco 5, Second Edition*. University of South Bohemia, Czech Republic.
- Smith, M., Koerner, S., Knapp, A., Avolio, M., Chaves, F., Denton, E., . . . Blair, J. (2020). Mass ratio effects underlie ecosystem responses to environmental change. *Journal of Ecology* 108, pp. 855-864.
- Smith, R., & Jones, L. (1991). The phenology of mesotrophic grassland in the Pennine Dales, Northern England: Historic hay cutting dates, vegetation variation and plant species phenologies. *Journal of Applied Ecology*, pp. 42-59.
- Stangl, M., Formayer, H., Hiebl, H., Orlik, A., Höfler, A., Kalcher, M., & Michl, C. (2021). *Klimastatusbericht Österreich*. Graz: Hrsg. CCCA.
- Starmühlner, F., & Aschenbrenner, L. (1970). *Naturgeschichte Wiens: In 4 Bänden: 1: (Lage, Erdgeschichte Und Klima)*. Institut für Wissenschaft und Kunst Wien: Jugend und Volk Verl.-Ges.
- Starzinger, U. (2001). *Keimlingsetablierung in nährstoffreichen Wiesen des Lainzer Tiergartens*. Wien: Diplomarbeit am Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur.
- Stuefer, J., Gómez, S., & Van Mólken, T. (2004). Clonal integration beyond resource sharing: implications for defence signalling and disease transmission in clonal plant network. *Evolutionary Ecology*, pp. 647-667.
- Suske, W., Huber, J., Glaser, M., Depisch, B., Schütz, C., Ellmauer, T., . . . Radtke, A. (2019). *Ökologische Bewertung der Bewirtschaftung von Grünlandflächen hinsichtlich Nutzungsintensivierung und Nutzungsaufgabe*. Wien: Evaluierungsstudie im Auftrag von Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus.

- Tardella, F. M., Bricca, A., Goia G., I., & Catorci, A. (2020). How mowing restores montane Mediterranean grasslands following cessation of traditional livestock grazing. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 295, p. 106880.
- ter Braak, C., & Smilauer, P. (1997-2019). Canoco 5, Window release (5.12). Biometris, Wageningen Research Foundation, Wageningen University & Research, the Netherlands, and Petr Smilauer, Czech Republic.
- Ter Braak, C., & Smilauer, P. (2018). *Canoco reference manual and user's guide: software ordination, version 5.10*. Microsoft Power. Ithaca, USA: 536 pp.
- Thompson, K. (1997). *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Tilman, D. (1985). The Resource-Ratio Hypothesis of Plant Succession. *The American Naturalist* 125, No.6, pp. 828-825.
- Török, P., & al., e. (2016). Succession in soil seed banks and its implication for restoration of calcareous sand grasslands. *Restoration Ecology Vol. 26*, pp. 134-140.
- Torrez, V., Mergeay, J., De Meester, L., Honnay, O., & Helsen, K. (2017). Differential effects of dominant and subordinate plant species on the establishment success of target species in grassland restoration experiment. *Applied Vegetation Science* 20, pp. 363-375.
- Van der Maarel, E., & Leertouwer, J. (1967). Variation in vegetation and species diversity along a local environmental gradient. *Acta Bot. Neerl.* 16 (6), pp. 211-221.
- Watzka, M., Karrer, G., & Wanek, W. (2001). Nitrogen and carbon cycling in montane grassland under different management regimes. *COST-Aktion*. Edinburgh.
- Wiedermann, R. (1995). Pflanzensoziologisches Datenmanagement mittels PC-Programm HITAB5. *Carintha II, 53. Sonderheft*, pp. 133-134.
- Wiesbauer, H. (2004-2008). LIFE Projekt zur Erhaltung der Steppen- und Trockenrasen Österreichs. *Steppenlebensräume Europas-Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz*, 305-322.
- Wildi, O. (2017). *Data Analysis in Vegetation Ecology 3rd Edition*. WSL Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Switzerland.
- Willner, W., Sauberer, N., Staudinger, M., Grass, V., Kraus, R., Moder, D., . . . Wrbka, T. (2013). Syntaxonomic revision of the pannonian grasslands of Austria-part II: vienna woods (Wienerwald). *Tuexenia*, pp. 421-458.
- Zechmeister, H., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., & Wrbka, T. (2003). The influence of land-use practises and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114, pp. 165-177.
- Zechmeister, H., Türk, R., & Kropik, M. (2014). Atmosphärische Stickstoffdepositionen im Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald. *Wiss. Mitt. Niederösterreich, Landesmuseum* 25, St Pölten, pp. 237-248.
- Zerbe, S. (2019). Monitoring und Erfolgskontrolle. In *Renaturierung von Ökosystemen im Spannungsfeld von Mensch und Umwelt*. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.
- Zinöcker, M. (2005). *Teilgebiet 5- Naturschutzgebiet Glaslauterriegel - Heferlberg*. Eichgraben: LIFE-Projekt Pannonische Steppen- und Trockenrasen.

Internetquellen:

Stadt Wien, 2020 (<https://www.wien.gv.at/umwelt/wald/erholung/lainzertiergarten/>,
zugegriffen am 20.2.2021)

Grüner Bericht 2020 (<https://gruenerbericht.at/cm4/jdownload/send/2-gr-bericht-terreich/2167-gb2020>, zugegriffen am 22.03.2021)

Grüner Bericht 2010 (<https://gruenerbericht.at/cm4/jdownload/send/2-gr-bericht-terreich/418-gruener-bericht-2010>, zugegriffen am 22.03.2021)

Grüner Bericht 2000 (<https://gruenerbericht.at/cm4/jdownload/send/2-gr-bericht-terreich/2-gruener-bericht-2000>, zugegriffen am 22.3.2001)

7 Anhang

7.1 Klimadaten

Mithilfe der Klimadaten der Messstation Mariabrunn (ZAMG) und der Kriterien nach Schaumberger & Formayer (2008) konnte der Beginn der Vegetationsperiode im Jahr 2019 mit 25.2. 2019 festgelegt werden sowie das Ende der Vegetationsperiode mit 1.12.2019 (siehe Abbildungen 62 und 63). Im Jahr 2020 konnte der Beginn der Vegetationsperiode mit 30.1.2020 festgelegt werden (siehe Abbildung 64)

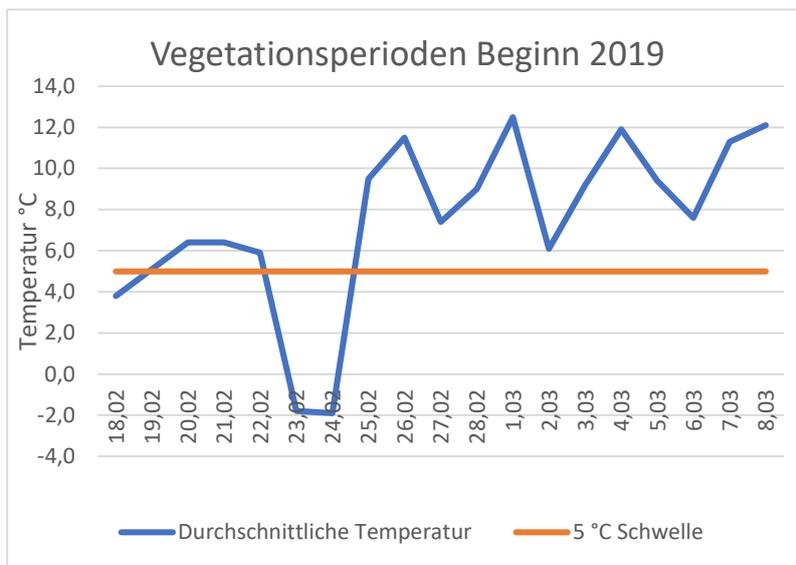


Abbildung 62, Temperaturverlauf von 18. Februar bis 8. März im Jahr 2019 gemessen an der Messstation Mariabrunn (ZAMG).

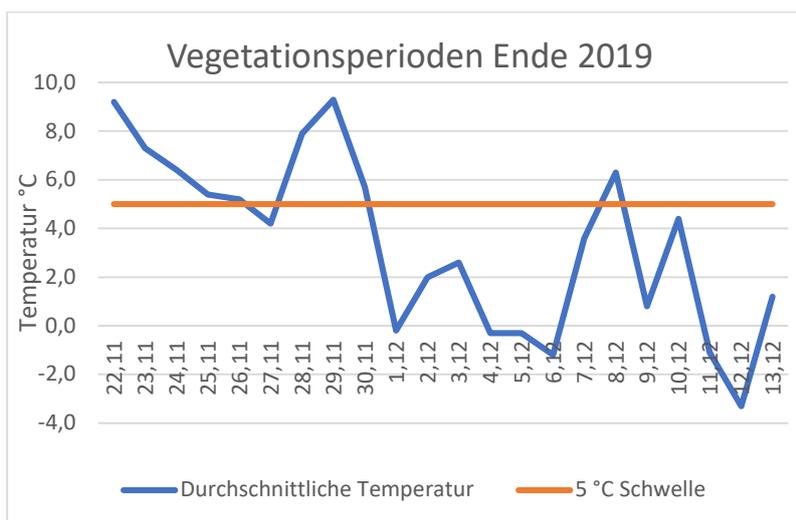


Abbildung 63, Temperaturverlauf von 22. November bis 13. Dezember im Jahr 2019 gemessen an der Messstation Mariabrunn (ZAMG)

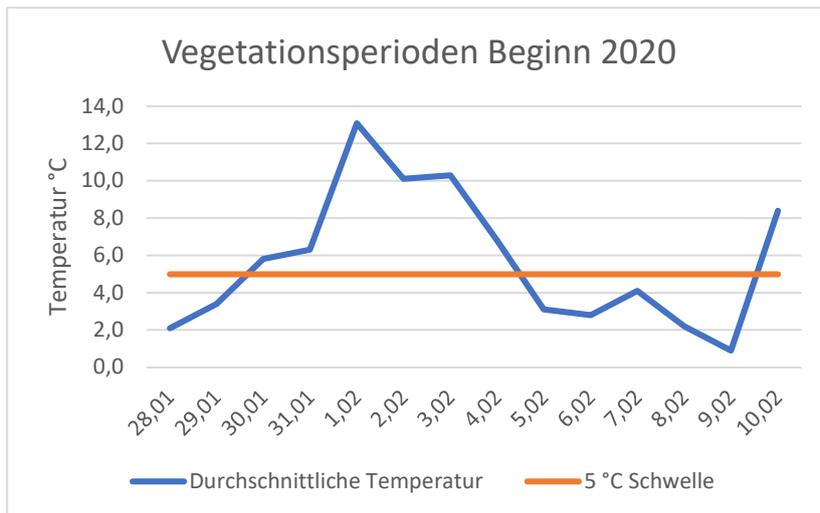


Abbildung 64, Temperaturverlauf von 28.Jänner bis 10.Februar im Jahr 2020 gemessen an der Messstation Mariabrunn (ZAMG).

7.2 Verwendete Datensätze

Tabelle 37, Auflistung der Arten mit vollständigem Namen sowie Abkürzungen und der verwendeten Art-Merkmale. Die Reihung der Arten erfolgt nach ihrer Häufigkeit (als Stetigkeit bezeichnet) im Datensatz (Angaben in %, mit 136 Aufnahmen die 100% entsprechen)

Art (vollständiger Name)	Art (Abkürzung)	Stetigkeit im Datensatz (%)	Strattyp (Grime, BIOL FLOR)	Ausbreitung (Bioflor)	Diasporen banktyp (Thomp)	Diasporen banktyp (Thomp)	Diasporen banktyp (Thomp)	Haupttyp Verbreitung (LEDA)
Festuca rubra	Festrubr	96	C	vg	T	S		semachor
Galium verum	Galiveru	93	CS	vg	T	S		semachor
Filipendula vulgaris	Filivulg	91	CSR	vg	T	S		semachor
Carex tomentosa	Caretome	90	CS	vvg	T	S	L	semachor
Brachypodium pinnatum	Bracpinn	88	CS	vvg	T			autochor
Dactylis glomerata	Daclglom	86	CSR	vvg	T	S		semachor
Calamagrostis epigejos	Calaepig	85	C	vvg	T	S		anemochor
Viola hirta	Violhirt	83	CSR	vg	T	S	L	dysochor
Lathyrus pratensis	Lathprat	78	C	vvg	T	S		autochor
Fragaria viridis	Fragviri	77	CSR	vvg	T	S		endozoochor
Holcus lanatus	Holclana	77	CR	g	T	S	L	anemochor
Trisetum flavescens	Trisflav	74	CSR	vvg	T			anemochor
Colchicum autumnale	Colcautu	73	CSR	vg	T			semachor
Allium vineale	Allivine	72	CSR	vvg	T	S		semachor
Poa angustifolia	Poaangu	71	CS	vvg	T	S	L	semachor
Ranunculus acris	Ranuacri	71	CSR	vvg	T	S	L	semachor
Rumex acetosa	Rumeacet	70	CSR	vvg	T	S	L	anemochor
Lotus corniculatus	Lotucom	69	CSR	vvg	T	S	L	autochor
Achillea collina	Achicoll	68	CS	vg	T	S	L	semachor
Agrostis capillaris	Agrocapi	68	CSR	vg	T	S		anemochor

<i>Plantago lanceolata</i>	Planlanc	68	CSR	vvg	T	S	L	semachor
<i>Bromus erectus</i>	Bromerec	67	CS	vvg	T	S		autochor
<i>Carex flacca</i>	Careflac	67	CSR	vvg	T	S	L	dysochor
<i>Molinia caerulea</i> agg.	Molicaer	65	C	vvg	T	S		semachor
<i>Carex panicea</i>	Carepani	61	CSR	vvg	??	S	L	semachor
<i>Potentilla erecta</i>	Poteerec	60	CSR	vg	T	S	L	dysochor
<i>Luzula campestris</i>	Luzucamp	58	CSR	vg	T	S	L	dysochor
<i>Galium boreale</i>	Galibore	57	C	vvg	T			epizoochor
<i>Leontodon hispidus</i>	Leonhisp	57	CSR	vg	T	S		anemochor
<i>Primula veris</i>	Primveri	57	CSR	vg	T	S		semachor
<i>Veronica chamaedrys</i>	Verocham	57	CSR	vvg	T	S	L	dysochor
<i>Viola canina</i>	Violcani	56	CSR	vg	T	S	L	autochor
<i>Clinopodium vulgare</i>	Clinvulg	55	CSR	vg	T	S	L	epizoochor
<i>Asperula tinctoria</i>	Aspetinc	52	CSR	vvg	T	S		semachor
<i>Homalotrichon pubescens</i>	Homapube	52	CSR	vvg	T	S		semachor
<i>Ranunculus bulbosus</i>	Ranubulb	52	CSR	vvg	T	S	L	semachor
<i>Briza media</i>	Brizmedi	51	CSR	vvg	T			anemochor
<i>Carex caryophyllea</i>	Carecary	50	CSR	vvg	T	S	L	dysochor
<i>Carex hirta</i>	Carehirt	50	C	vvg	T	S	L	epizoochor
<i>Carex montana</i>	Caremont	48	CSR	vvg	T	S	L	dysochor
<i>Quercus cerris</i>	Quercerr	48	C	g	T			autochor
<i>Allium carinatum</i>	Allicari	47	CSR	vvg		S		semachor
<i>Potentilla alba</i>	Potealba	44	CSR	vg	T	S	L	dysochor
<i>Prunella vulgaris</i>	Prnevulg	44	CSR	vg	T	S	L	semachor
<i>Tragopogon orientale</i>	Tragorie	43	R	g	T	S		anemochor
<i>Carex pallescens</i>	Carepall	41	CSR	vvg		S		dysochor
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Antxodor	40	CSR	vg	T	S		anemochor
<i>Centaurea jacea</i> ssp.ang	Centjaan	40	CSR	vvg	T	S		dysochor
<i>Crataegus monogyna</i>	Cratmono	40	C	vvg	T	S	L	endozoochor
<i>Galium pumilum</i>	Galipumi	39	CSR	vvg	T			semachor
<i>Carpinus betulus</i>	Carpbetu	38	C	g	T			anemochor
<i>Knautia arvensis</i>	Knauarve	38	CSR	g	T			dysochor
<i>Trifolium pratense</i>	Trifprat	38	CSR	g	T	S	L	epizoochor
<i>Dorycnium herbaceum</i>	Doryherb	37	CSR	vvg		S	L	semachor
<i>Cruciata laevipes</i>	Cruclaev	36	CSR	g	T			epizoochor
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arrhelat	35	C	vvg	T	S		anemochor
<i>Danthonia decumbens</i>	Dantdecu	35	CS	vg	T	S		dysochor
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Euphcypa	35	CSR	vvg	T	S	L	dysochor
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Leucvulg	35	CSR	vg	T	S	L	semachor
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Pimpsaxi	35	CSR	g	T			semachor
<i>Festuca rupicola</i>	Festrupi	34	CSR	vvg	T	S	L	semachor
<i>Pyrus pyra</i>	Pyrupyra	33	C	vg	T			endozoochor
<i>Campanula patula</i>	Camppatu	32	CSR	g	T	S	L	semachor
<i>Linum catharticum</i>	Linucath	32	SR	g	T	S	L	semachor
<i>Potentilla reptans</i>	Poterept	31	CSR	vvg	T	S	L	dysochor
<i>Festuca pratensis</i>	Festprat	30	CSR	vvg	T	S		semachor
<i>Vicia angustifolia</i>	Viciangu	30	R	g	T	S	L	autochor

<i>Agrimonia eupatoria</i>	Agrieupa	29	C	vgg	T			epizoochor
<i>Betonica officinalis</i>	Betoeffi	29	CSR	vg	T	S		semachor
<i>Cynosurus cristatus</i>	Cynscris	29	CSR	g	T			semachor
<i>Hypericum perforatum</i>	Hypeperf	29	C	vg	T	S	L	semachor
<i>Rhinanthus minor</i>	Rhinmino	29	R	g	T			anemochor
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Desccesp	28	C	vgg	T	S	L	semachor
<i>Silaum silaus</i>	Silasila	28	CSR	g	T			anemochor
<i>Stellaria graminea</i>	Stelgram	28	CS	vgg	T	S	L	semachor
<i>Glechoma hederacea</i>	Glechede	27	CSR	vvg	T	S	L	epizoochor
<i>Cirsium pannonicum</i>	Cirspann	26	CSR	vgg	T	S		anemochor
<i>Trifolium montanum</i>	Trifmont	26	CSR	vgg	T	S		semachor
<i>Malus sylvestris</i>	Malusylv	25	C	vgg	T			endozoochor
<i>Acer campestre</i>	Acercamp	24	C	g	T			anemochor
<i>Agrostis gigantea</i>	Agrogiga	23	C	vvg	T	S		anemochor
<i>Lysimachia nummularia</i>	Lysinumm	23	CSR	vvg	T	S		semachor
<i>Polygala vulgaris</i>	Polyvulg	22	CSR	g	T			anemochor
<i>Taraxacum officinale</i>	Taraoffi	22	CR	g	T	S	L	anemochor
<i>Ajuga reptans</i>	Ajugrept	21	CSR	vvg	T	S	L	dysochor
<i>Anemone nemorosa</i>	Anemnemo	21	CSR	vvg	T			dysochor
<i>Festuca nigrescens</i>	Festnisc	21	CSR	vgg	T	S		semachor
<i>Ononis spinosa</i>	Ononspin	21	CS	g	T			autochor
<i>Sesleria uliginosa</i>	Seslulig	21	CS	vgg	T			semachor
<i>Thymus pulegioides</i>	Thympule	21	CSR	g	T	S	L	semachor
<i>Fraxinus excelsior</i>	Fraxexce	20	C	g	T			anemochor
<i>Prunella laciniata</i>	Prnelaci	19	CSR	vg	T	S	L	semachor
<i>Bromus racemosus</i>	Bromrace	18	CR	g	T	S		epizoochor
<i>Rosa canina</i>	Rosacani	18	CS	g	T	S	L	endozoochor
<i>Selinum carvifolia</i>	Selicarv	18	CS	g	T			anemochor
<i>Trifolium ochroleucon</i>	Trifochr	18	CSR	g	T	S		epizoochor
<i>Vicia hirsuta</i>	Vicihirs	18	R	g	T	S	L	autochor
<i>Lotus maritimus</i>	Lotumari	17	CSR	vgg	T	S	L	autochor
<i>Poa trivialis</i>	Poaatriv	17	CSR	vgg	T	S	L	semachor
<i>Chamaecytisus supinus</i>	Chamsupi	16	CS	g		S	L	dysochor
<i>Inula salicina</i>	Inulsali	16	CS	vvg	T			anemochor
<i>Teucrium chamaedrys</i>	Teuccham	16	CSR	vvg	T		L	semachor
<i>Campanula rotundifolia</i>	Camprotu	15	CSR	vgg	T	S		semachor
<i>Cirsium arvense</i>	Cirsarve	15	C	vg	T	S	L	anemochor
<i>Convolvulus arvensis</i>	Conlarve	15	CR	vvg	T	S	L	semachor
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Lysivulg	15	CS	vvg	T	S		semachor
<i>Trifolium alpestre</i>	Trifalpe	15	CSR	vvg	T	S		epizoochor
<i>Galium album</i>	Galialbu	14	C	vgg	T	S		semachor
<i>Prunus avium</i>	Prunaviu	14	C	g	T			endozoochor
<i>Scorzonera humilis</i>	Scorhumi	14	CSR	vgg	T			anemochor
<i>Carex spicata</i>	Carespic	13	CSR	vgg	T	S	L	semachor
<i>Lychnis flos cuculi</i>	Lychfloc	13	CSR	vgg	T	S	L	semachor
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Pulidyse	13	CS	vg	T	S		anemochor
<i>Ranunculus polyanth agg</i>	Ranupoly	13	CS	vg	T	S	L	semachor

<i>Succisa pratensis</i>	Succprat	13	CS	vgg	T	S		dysochor
<i>Trifolium dubium</i>	Trifdubi	13	R	g	T	S	L	semachor
<i>Veronica arvensis</i>	Veroarve	13	R	g	T	S	L	semachor
<i>Vicia tenuifolia</i>	Vicitenu	13	C	vg	T	S	L	autochor
<i>Euphorbia verrucosa</i>	Euphverr	12	CS	g	T	S		dysochor
<i>Geranium columbinum</i>	Geracolu	12	R	g	T	S	L	autochor
<i>Phragmites australis</i>	Phraaust	12	C	vvg	T	S	L	anemochor
<i>Prunella laciniata x vulgaris</i>	Prunlavu	12	CSR	vvg	T	S	L	semachor
<i>Thesium linophyllum</i>	Theslino	12	CSR	vvg	T			semachor
<i>Hedera helix</i>	Hedeheli	11	CS	vg	T			endozoochor
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	Ophivulg	11	CSR	vg	T			semachor
<i>Phleum pratense</i>	Phleprat	11	CSR	vvg	T	S	L	anemochor
<i>Viola alba</i>	Violalba	11	CSR	vg	T	S	L	dysochor
<i>Alopecurus pratensis</i>	Alopprat	10	C	vvg	T	S		anemochor
<i>Betula pendula</i>	Betupend	10	C	g	T	S	L	anemochor
<i>Daucus carota</i>	Daucaro	10	CR	g	T	S	L	epizoochor
<i>Ficaria verna</i>	Ficavern	10	CSR	vvg	T			dysochor
<i>Hypochaeris radicata</i>	Hyporadi	10	CSR	vvg	T	S		anemochor
<i>Lathyrus nissolia</i>	Lathniss	10	SR	g	T			autochor
<i>Lathyrus pannonicus</i>	Lathpann	10	CSR	vvg	T	S		autochor
<i>Vicia tetrasperma</i>	Vicitetr	10	R	g	T	S		autochor
<i>Bromus hordaceus</i>	Bromhord	9	CR	g	T	S		epizoochor
<i>Centaurium erythraea</i>	Cenmeryt	9	SR	g		S		semachor
<i>Genista tinctoria</i>	Genitinc	9	CS	g	T	S		autochor
<i>Koeleria pyramidata</i>	Koelpyra	9	CS	vg	T	S		semachor
<i>Myosotis arvensis</i>	Myosarve	9	R	g	T	S	L	epizoochor
<i>Campanula glomerata</i>	Campglom	7	CSR	vg		S	L	semachor
<i>Cerastium holosteoides</i>	Ceraholo	7	R	vvg	T	S	L	semachor
<i>Euonymus europaeus</i>	Euoneuro	7	C	vvg	T	S		endozoochor
<i>Geum urbanum</i>	Geumurba	7	CSR	vvg	T	S		epizoochor
<i>Helianthemum ovatum</i>	Heliovat	7	CS	g	T	S		dysochor
<i>Leucanthemum ircutianum</i>	Leucircu	7	CSR	vg	T	S		semachor
<i>Mentha aquatica</i>	Mentaqua	7	C	vvg	T	S	L	semachor
<i>Mentha longifolia</i>	Mentlong	7	C	vvg	T	S	L	semachor
<i>Primula vulgaris</i>	Primvulg	7	CSR	vg	T	S		dysochor
<i>Quercus petraea</i>	Querpetr	7	C	g	T			autochor
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	Ranuauri	7	CSR	vg	T	S		semachor
<i>Setaria pumila</i>	Setapumi	7	R	g	T	S	L	semachor
<i>Trifolium repens</i>	Trifrepe	7	CSR	vg	T	S	L	semachor
<i>Verbena officinalis</i>	Vernoffi	7	CR	g	T	S	L	semachor
<i>Veronica officinalis</i>	Verooffi	7	CSR	vg	T	S	L	dysochor
<i>Agrostis vinealis</i>	Agrovine	6	CSR	vvg	T	S		anemochor
<i>Arabis hirsuta</i>	Arabhirs	6	CSR	g	T	S		semachor
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Bracsylv	6	CSR	g	T			autochor
<i>Carex hostiana</i>	Carehost	6	CSR	vg	T?	S	L	epizoochor
<i>Carex pilulifera</i>	Carepilu	6	CSR	vg		S	L	dysochor
<i>Dianthus pontedere</i>	Dianpont	6	CSR	g	T	S		semachor

<i>Festuca trichophylla</i>	Festtric	6	SR	vvg	T	S		semachor
<i>Myosotis ramosissima</i>	Myosramo	6	SR	g	T	S	L	epizoochor
<i>Potentilla heptaphylla</i>	Potehept	6	CSR	vg	T	S	L	dysochor
<i>Rubus idaeus</i>	Rubuidae	6	C	vg	T	S	L	endozoochor
<i>Solanum nigrum</i>	Solanigr	6	R	g	T	S	L	endozoochor
<i>Veratrum album ssp.alb</i>	Veraalbu	6	CS	vgg	T	S		semachor
<i>Viola reichenbachiana</i>	Violreic	6	CSR	vgg	T	S	L	autochor
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Acerpseu	5	C	g	T			anemochor
<i>Agrostis canina</i>	Agrocani	5	CSR	vvg	T	S		anemochor
<i>Erigeron canadensis</i>	Conycana	5	CR	g	T	S	L	anemochor
<i>Danthonia alpina</i>	Dantalpi	5	CS	vgg	T			autochor
<i>Epipactis palustris</i>	Epippalu	5	CSR	vg	T			semachor
<i>Equisetum telmateia</i>	Equitem	5	CS	vg	T			semachor
<i>Hieracium bauhinii</i>	Hierbauh	5	CSR	vg	T	S		anemochor
<i>Melampyrum pratense</i>	Melaprat	5	R	g	T			dysochor
<i>Plantago media</i>	Planmedi	5	CSR	vgg	T	S	L	semachor
<i>Quercus robur</i>	Querrobu	5	C	g	T			autochor
<i>Rumex sanguineus</i>	Rumesang	5	CSR	vgg	T	S	L	semachor
<i>Trifolium medium</i>	Trifmedi	5	CSR	vvg	T	S		epizoochor
<i>Avenella flexuosa</i>	Avenflex	4	CS	vg	T	S		anemochor
<i>Carex pulicaris</i>	Carepuli	4	S	vg	T?	S	L	epizoochor
<i>Crataegus laevigata</i>	Cratlaev	4	C	vgg	T	S	L	endozoochor
<i>Cruciata glabra</i>	Crucglab	4	CSR	vg	T			semachor
<i>Elymus repens</i>	Elymrepe	4	C	vvg	T	S	L	autochor
<i>Iris sibirica</i>	Irissibi	4	CS	vg	T			semachor
<i>Ligustrum vulgare</i>	Ligrvulg	4	C	vgg	T			endozoochor
<i>Listera ovata</i>	Listovat	4	CSR	vg	T			semachor
<i>Luzula multiflora</i>	Luzumult	4	CSR	vg	T	S	L	dysochor
<i>Lythrum salicaria</i>	Lythsali	4	CS	vgg	T	S	L	semachor
<i>Nardus stricta</i>	Nardstri	4	CS	vg	T	S		semachor
<i>Oxalis europaea</i>	Oxaleuro	4	R	vg	T	S	L	autochor
<i>Peucedanum carvifolia</i>	Peuccarv	4	CSR	vgg	T			semachor
<i>Polygala amarella</i>	Polyamel	4	CSR	g	T			anemochor
<i>Populus tremula</i>	Poputrem	4	C	vg	T			anemochor
<i>Prunella grandiflora</i>	Prnegran	4	CSR	vg	T	S	L	semachor
<i>Prunella laciniata</i> x <i>grandiflora</i>	Prunlagr	4	CSR	vgg	T	S	L	semachor
<i>Rosa micrantha</i>	Rosamicr	4	CS	vgg	T	S	L	endozoochor
<i>Sonchus asper</i>	Soncaspe	4	CR	g	T	S	L	anemochor
<i>Sorbus torminalis</i>	Sorborm	4	C	g	T	S	L	endozoochor
<i>Trifolium campestre</i>	Trifcamp	4	R	g	T	S	L	semachor
<i>Urtica dioica</i>	Urtidioi	4	C	vg	T	S	L	semachor
<i>Centaurea scabiosa</i>	Centscab	3	CSR	vgg	T	S		dysochor
<i>Cerastium tenoreanum</i>	Cerateno	3	R	g	T	S	L	semachor
<i>Cirsium vulgare</i>	Cirsvulg	3	CR	g	T	S		anemochor
<i>Equisetum arvense</i>	Equiarve	3	CR	vg	T			semachor
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Hypetetr	3	CSR	vg	T	S	L	semachor

Inula britannica	Inulbrit	3	CSR	vvg	T			anemochor
Orobanche gracilis	Orobgrac	3	CSR	g	T			semachor
Polygonum aviculare	Polgavic	3	R	g	T	S	L	semachor
Rhamnus cathartica	Rhamcath	3	C	g	T	S	L	endozoochor
Salix cinerea	Salicine	3	C	vvg	T			anemochor
Senecio vulgaris	Senevulg	3	R	g	T	S	L	anemochor
Solanum dulcamara	Soladulc	3	C	vg	T	S	L	endozoochor
Veronica serpyllifolia	Veroserp	3	R	vvg	T	S	L	semachor
Alchemilla glaucescens	Alchglau	2	CSR	vg	T	S	L	semachor
Carex acutiformis	Careacut	2	C	vvg	T	S	L	semachor
Cornus mas	Cornmas_	2	C	g	??	S	L	endozoochor
Euphorbia amygdaloides	Euphamyg	2	CSR	g	T	S	L	dysochor
Euphorbia virgata	Euphvirg	2	C	vg	T	S	L	dysochor
Festuca arundinacea	Festarun	2	C	vvg	T	S		semachor
Galeopsis pubescens	Galepube	2	CR	g	T	S	L	epizoochor
Gymnadenia conopsea	Gymncono	2	CSR	g	T			semachor
Lactuca serriola	Lactser	2	CR	g		S		anemochor
Lamium purpureum	Lamipurp	2	R	g	T	S	L	dysochor
Leucomelos pyrenaicus	Leucpyre	2	CSR	vvg	T			semachor
Medicago falcata	Medifalc	2	CS	vvg	T	S	L	semachor
Poa pratensis	Poaprat	2	CS	vvg	T	S	L	semachor
Rubus canescens	Rubucane	2	C	vg	T	S	L	endozoochor
Salix caprea	Salicapr	2	C	g	T			anemochor
Acer platanoides	Acerplat	1	C	g	T			anemochor
Aesculus hippocastanum	Aeschipp	1	C	g	T			autochor
Alnus glutinosa	Alnuglut	1	C	vvg	T	S		anemochor
Anagallis arvensis	Anagarve	1	R	g	T	S	L	anthropochor
Anthericum ramosum	Anthramo	1	CSR	vvg	T			semachor
Arabidopsis thaliana	Aradthal	1	R	g	T	S	L	semachor
Arctium sp.	Arctsp__	1	C	g	T	S	L	epizoochor
Atriplex patula	Atripatu	1	CR	g	T	S	L	semachor
Avenula pratensis	Avenprat	1	CS	vvg	T	S		autochor
Barbarea vulgaris	Barbvulg	1	CR	vvg	T	S		semachor
Capsella bursa-pastoris	Capsburs	1	R	g	T	S	L	anthropochor
Carlina acaulis	Carlacau	1	CSR	vg	T			anemochor
Chenopodium album	Chenalbu	1	CR	g	T	S	L	semachor
Clematis vitalba	Clemvita	1	C	g		S	L	anemochor
Crepis biennis	Crepbien	1	CR	g	T			anemochor
Cynoglossum officinale	Cynooffi	1	CS	g	T	S	L	epizoochor
Dactylorhiza maculata s.lat.	Dactmacu	1	SR	g	T			semachor
Dianthus armeria	Dianarme	1	SR	g	T	S	L	semachor
Echinochloa crus-galli	Echierus	1	CR	g		S	L	semachor
Echium vulgare	Echivulg	1	CR	g	T	S		semachor
Epilobium montanum	Epilmont	1	CS	vg	T	S	L	anemochor
Epilobium parviflorum	Epilparv	1	CS	vg	T	S		anemochor
Erechtites hieraciifolius	Erechier	1	CR	g	T	S	L	anemochor
Erigeron annuus	Erigannu	1	CR	g	T	S	L	anemochor

Eupatorium cannabinum	Eupacann	1	CR	vg	T	S	L	anemochor
Euphorbia exigua	Euphexig	1	R	g	T	S	L	dysochor
Euphorbia platyphyllos	Euphplat	1	R	g	T	S	L	dysochor
Galium mollugo	Galimoll	1	C	vgg	T	S	L	semachor
Galium x pomeranicum	Galixpom	1	CSR	vgg	T	S		semachor
Geranium robertianum	Gerarobe	1	R	g	T	S	L	autochor
Juncus articulatus	Juncarti	1	CSR	vg	T	S	L	semachor
Lamium amplexicaule	LamiAMPL	1	R	g	T	S	L	dysochor
Lamium maculatum	Lamimacu	1	CSR	vg	T	S	L	semachor
Lapsana communis	Lapscomm	1	CSR	g	T	S	L	semachor
Linaria vulgaris	Linavulg	1	CSR	vg	T	S		semachor
Lithospermum officinale	Lithoffi	1	CSR	g		S	L	semachor
Lycopus europaeus	Lycoeuro	1	CS	vvg	T			semachor
Malus domestica	Maludome	1	C	g	T			endozoochor
Medicago lupulina	Medilup	1	CSR	g	T	S	L	semachor
Mentha verticillata	Mentvert	1	C	vvg	T	S	L	semachor
Myosotis discolor	Myosdisc	1	R	g	T	S	L	epizoochor
Neotinea ssp.aestivalis	Neotustu	1	CSR	g	T			semachor
Odontites rubra	Odonvulg	1	R	g		S	L	semachor
Ornithogalum kochii	Ornikoch	1	CSR	vvg	T			semachor
Physalis alkekengi	Physalke	1	C	vvg		S	L	endozoochor
Phyteuma orbiculare	Phytorbi	1	CSR	g	T			semachor
Pinus nigra B	Pinunigr	1	C	g	T			anemochor
Pinus sylvestris	Pinusylv	1	C	g	T			anemochor
Plantago major	Planmajo	1	CSR	vgg	T	S	L	semachor
Prunus spinosa	Prunspin	1	C	vvg	T			endozoochor
Rosa cf. agrestis	Rosaagre	1	CS	g	T	S	L	endozoochor
Rosa subcanina	Rosasubc	1	CS	g	T	S	L	endozoochor
Rubus sp.	Rubuspec	1	C	vg	T	S	L	endozoochor
Rumex crispus	Rumecrsp	1	CR	vgg	T	S	L	semachor
Sambucus ebulus	Sambebul	1	C	vvg	T	S	L	endozoochor
Scirpoides holoschoenus	Scirholo	1	CS	vg	T	S		semachor
Scorzoneroideis autumnalis	Scorautu	1	CSR	vgg	T	S	L	anemochor
Securigera varia	Secuvari	1	C	vg	T			semachor
Sherardia arvensis	Sherarve	1	R	g	T	S		semachor
Stachys sylvatica	Stacsylv	1	CSR	vg	T	S	L	semachor
Taraxacum erythrosperma	Taraeryt	1	CSR	g	T	S		anemochor
Taraxacum palustre agg.	Tarapalu	1	CSR	g	T	S		anemochor
Veronica persica	Veropers	1	R	g	T	S	L	semachor
Vicia sepium	Vicisepi	1	CSR	vgg	T	S	L	autochor
Viola arvensis	Violarve	1	R	g	T	S	L	dysochor
Viola reich x riviniana	Violreri	1	CSR	g	T	S	L	autochor
Viola riviniana	Violrivi	1	CSR	vgg	T	S	L	autochor
Viola rupestris	Violrupe	1	CSR	g	T	S		autochor
Viscum album	Viscalbu	1	CSR	g	T			endozoochor

Folgende Tabelle gibt an, in wie vielen Quadranten die aufgelisteten Arten als Wiederentdeckte, bzw. gänzlich neue Immigranten aufgenommen wurden.

Tabelle 38, Wiederentdeckte und gänzlich neue Immigranten gereiht nach ihrer Auftretenshäufigkeit.

Quercerr	24	Lotumari	6	Agrocapi	3	Trisflav	3
Taraoffi	15	Luzucamp	6	Allivine	3	Violcani	3
Trifprat	13	Prunaviu	6	Anemnemo	3	Alopprat	2
Trifdubi	11	Rosacani	6	Arabhirs	3	Antxodor	2
Bromhord	10	Silasila	6	Arrhelat	3	Betupend	2
Cratmono	10	Achicoll	5	Carepall	3	Bracpinn	2
Pyrupyra	10	Agrieupa	5	Ceraholo	3	Bromerec	2
Trifrepe	10	Ajugrept	5	Cirsarve	3	Carespic	2
Cynscris	9	Carecary	5	Cratlaev	3	Carpbetu	2
Leonhisp	9	Hedeheli	5	Dantdecu	3	Cenmeryt	2
Setapumi	9	Knauarve	5	Desccesp	3	Cerateno	2
Vernoffi	9	Planlanc	5	Ficavern	3	Chenalbu	2
Veroarve	9	Poaatriv	5	Filivulg	3	Cirsvulg	2
Hypeperf	8	Soncaspe	5	Galepube	3	Clinvulg	2
Lotucorn	8	Viciangu	5	Galialbu	3	Cruclaev	2
Malusylv	8	Acercamp	4	Galipumi	3	Dactmacu	2
Myosramo	8	Brizmedi	4	Hyporadi	3	Dauccaro	2
Solanigr	8	Camprotu	4	Koelpyra	3	Dianarme	2
Camppatu	7	Careflac	4	Lactserr	3	Elymrepe	2
Daclglom	7	Carehirt	4	Lamipurp	3	Euoneuro	2
Euphcypa	7	Holclana	4	Lathprat	3	Festrupi	2
Festnisc	7	Homapube	4	Orobgrac	3	Fragviri	2
Linucath	7	Lychfloc	4	Prunlavu	3	Gymncono	2
Prnevulg	7	Oxaleuro	4	Pulidyse	3	Hypetetr	2
Ranuacri	7	Phleprat	4	Querrobu	3	Lathniss	2
Tragorie	7	Querpetr	4	Ranuauri	3	Ligrvulg	2
Allicari	6	Rosamicr	4	Ranubulb	3	Listovat	2
Bromrace	6	Senevulg	4	Salicapr	3	Ornikoch	2
Conycana	6	Verooffi	4	Trifmont	3	Peuccarv	2

Phytorbi	2	Colcautu	1	Leucircu	1	Rosaagre	1
Polgavic	2	Conlarve	1	Leucpyre	1	Rosasubc	1
Poputrem	2	Cornmas_	1	Leucvulg	1	Rubucane	1
Primvulg	2	Dantalpi	1	Linavulg	1	Rubuspec	1
Prnelaci	2	Doryherb	1	Lithoffi	1	Rumeacet	1
Rhamcath	2	Echccrug	1	Lycoeuro	1	Sambebul	1
Seslulig	2	Echivulg	1	Lysinumm	1	Scorautu	1
Soladulc	2	Epilmont	1	Maludome	1	Scorhumi	1
Trifochr	2	Epilparv	1	Medifalc	1	Selicarv	1
Veroserp	2	Equiarve	1	Medilupu	1	Sherarve	1
Violrupe	2	Equitem	1	Mentaqua	1	Taraeryt	1
Agrocani	1	Erechier	1	Mentlong	1	Teuccham	1
Agrogiga	1	Erigannu	1	Molicaer	1	Thympule	1
Alchglau	1	Euphamyg	1	Myosarve	1	Trifalpe	1
Anagarve	1	Euphexig	1	Ononspin	1	Trifcamp	1
Aradthal	1	Euphplat	1	Ophivulg	1	Trifmedi	1
Arctsp_	1	Festarun	1	Physalke	1	Urtidioi	1
Atripatu	1	Fraxexce	1	Pimpsaxi	1	Verocham	1
Avenprat	1	Galimoll	1	Pinusylv	1	Veropers	1
Barbvulg	1	Genitinc	1	Planmajo	1	Vicihirs	1
Bracsylv	1	Geumurba	1	Poaangu	1	Violalba	1
Calaepig	1	Glechede	1	Poaaprat	1	Violarve	1
Campglom	1	Hierbauh	1	Polyvulg	1	Violhirt	1
Capsburs	1	Inulsali	1	Potealba	1	Violreic	1
Caremont	1	Lamiapl	1	Potehept	1	Vicisepi	1
Caretome	1	Lapscomm	1	Poterept	1	Vicitetr	1
Cirspann	1	Lathpann	1	Prunspin	1		
Clemvita	1	Lathpapa	1	Rhinmino	1		

Tabelle 39, Verwendete Umweltvariablen und deren Werte in den Teilflächen der 17 Zaunflächen.

Veg typ	Zaun	Beh	Jahr	Lab-rel	Mahd freq	Deck B	Deck K	DeckM	Streu	Erde	Uber deck	mL	mT	mK	mF	mR	mN
F	1	B	19	1B19	0	75	75	11	10	65	90	6,4	5,6	3,8	4,8	7,0	5,2
F	1	M	19	1M19	2	0	100	48	1	10	270	7,0	5,7	4,1	4,5	7,1	4,8
F	1	R	19	1R19	2	0	96	25	1	10	160	7,0	5,9	3,9	4,6	6,6	4,7
F	1	W	19	1W19	1	0	99	45	1	80	230	6,8	5,8	4,0	4,9	6,7	5,3
F	1	B	20	1B20	0	0	72	6	18	60	100	6,6	5,7	3,7	4,7	6,9	4,9
F	1	M	20	1M20	2	0	100	60	1	10	230	7,0	5,8	3,9	4,3	6,9	4,4
F	1	R	20	1R20	2	0	95	65	2	12	150	7,0	5,8	3,9	4,5	6,6	4,6
F	1	W	20	1W20	1	0	99	25	1	30	200	6,7	5,7	3,7	5,1	6,7	5,4
M	2	W	19	2W19	1	0	86	10	99	1	180	7,0	5,6	3,7	6,2	6,9	3,1
M	2	B	19	2B19	0	40	75	0	100	0	110	6,9	5,5	3,9	6,1	7,2	3,7
M	2	M	19	2M19	2	0	90	45	10	3	120	7,0	5,5	3,7	5,6	6,8	3,0
M	2	R	19	2R19	2	0	92	55	12	5	125	7,2	5,6	3,6	6,1	7,0	3,2
M	2	W	20	2W20	1	0	94	40	50	2	120	7,1	5,7	3,8	5,9	6,7	3,1
M	2	B	20	2B20	0	0	70	1	99	2	95	6,8	5,8	4,0	5,7	7,3	3,8
M	2	M	20	2M20	2	0	84	78	5	5	110	7,0	5,7	3,6	5,5	7,0	3,0
M	2	R	20	2R20	2	0	88	80	5	5	115	7,1	5,8	3,7	5,4	7,4	3,3
F	3	W	19	3W19	1	0	94	10	75	3	160	6,8	5,7	3,6	4,8	6,5	4,7
F	3	B	19	3B19	0	80	55	1	25	45	75	6,7	5,7	3,8	4,7	6,7	4,5
F	3	M	19	3M19	2	0	94	1	20	1	140	7,0	5,6	3,7	5,0	6,2	4,8
F	3	R	19	3R19	2	0	96	1	30	2	160	7,0	5,7	3,6	4,7	6,3	4,4
F	3	W	20	3W20	1	0	93	12	5	5	140	6,9	5,9	3,8	4,3	6,4	4,4
F	3	B	20	3B20	0	0	60	4	20	20	75	6,8	5,8	3,7	4,7	6,7	4,9
F	3	M	20	3M20	2	0	94	4	8	7	145	7,1	5,9	3,7	4,6	6,2	4,4
F	3	R	20	3R20	2	0	95	3	10	5	160	6,9	5,7	3,8	4,5	6,4	4,2
B	4	B	19	4B19	0	90	55	6	60	20	75	6,7	5,9	4,1	4,8	7,1	4,2
B	4	R	19	4R19	2	0	94	2	7	5	140	7,1	5,8	3,6	4,6	6,5	3,5
B	4	M	19	4M19	2	0	96	5	10	4	150	7,0	5,9	3,8	4,5	6,8	3,8
B	4	W	19	4W19	1	0	91	9	95	1	140	6,9	5,7	3,7	4,8	6,6	3,8
B	4	B	20	4B20	0	0	60	2	14	60	75	6,7	5,8	4,0	4,8	7,0	4,6
B	4	R	20	4R20	2	0	95	10	15	7	140	7,0	5,8	3,6	4,7	6,7	3,8
B	4	M	20	4M20	2	0	97	35	12	8	170	7,0	5,8	3,7	4,6	6,9	3,8
B	4	W	20	4W20	1	0	97	20	30	7	180	6,9	5,8	3,7	4,9	6,8	3,8
M	5	B	19	5B19	0	45	100	0	100	0	200	6,7	5,6	4,3	5,1	7,4	3,5
M	5	W	19	5W19	1	0	100	1	100	0	260	7,1	5,8	3,9	4,8	7,3	3,5
M	5	M	19	5M19	2	0	97	15	20	4	150	7,1	5,7	3,9	4,8	6,9	3,9
M	5	R	19	5R19	2	0	94	14	30	3	135	7,0	5,8	3,9	4,5	7,0	3,6
M	5	B	20	5B20	0	0	70	1	90	0	90	6,7	5,4	4,1	5,3	7,2	4,3
M	5	W	20	5W20	1	0	100	2	40	5	240	7,0	5,9	3,8	4,9	7,2	3,7
M	5	M	20	5M20	2	0	96	4	15	7	160	7,0	5,7	3,9	4,8	6,9	3,9
M	5	R	20	5R20	2	0	95	10	8	7	145	7,0	5,8	4,0	4,6	7,1	3,6
F	6	M	19	6M19	2	0	96	4	5	1	120	6,8	5,6	3,9	4,6	6,6	4,9
F	6	W	19	6W19	1	0	97	1	12	2	200	6,5	5,6	3,8	5,3	6,7	5,5
F	6	B	19	6B19	0	75	87	2	30	4	93	6,6	5,7	3,7	5,1	7,2	5,3

F	6	R	19	6R19	2	0	95	1	7	2	150	6,8	5,7	4,0	5,0	6,9	5,3
F	6	M	20	6M20	2	0	96	4	3	4	160	6,7	5,7	3,6	4,7	6,7	4,8
F	6	W	20	6W20	1	0	98	3	10	3	210	6,6	5,6	3,8	5,0	7,0	5,1
F	6	B	20	6B20	0	0	82	3	20	25	110	6,7	5,7	3,6	5,0	7,2	5,4
F	6	R	20	6R20	2	0	96	4	6	8	145	6,8	5,7	3,9	5,0	6,8	5,2
M	7	R	19	7R19	2	0	90	80	4	4	120	7,0	5,6	3,7	4,8	6,3	3,6
M	7	W	19	7W19	1	0	80	2	39	1	200	6,7	5,5	3,9	5,4	6,6	3,9
M	7	B	19	7B19	0	96	91	0	100	3	200	6,4	5,5	4,2	5,4	6,6	4,1
M	7	M	19	7M19	2	0	92	55	15	2	160	6,9	5,7	3,7	4,8	6,3	3,8
M	7	R	20	7R20	2	0	95	60	10	3	150	7,0	5,6	3,8	4,9	6,4	3,6
M	7	W	20	7W20	1	0	98	20	60	3	220	6,8	5,6	3,9	5,1	6,8	3,9
M	7	B	20	7B20	0	0	72	1	57	3	105	6,6	5,6	3,9	5,2	6,6	4,5
M	7	M	20	7M20	2	0	96	75	40	2	170	6,9	5,6	3,7	5,0	6,2	3,8
D	8	B	19	8B19	0	35	80	1	100	3	120	6,6	6,0	4,0	4,7	7,3	3,6
D	8	W	19	8W19	1	0	96	2	98	2	200	6,8	5,9	3,8	4,2	6,5	3,0
D	8	R	19	8R19	2	0	97	16	18	3	180	7,2	5,8	4,0	4,3	6,7	3,0
D	8	M	19	8M19	2	0	96	20	17	3	180	7,1	5,8	3,9	4,1	6,6	2,9
D	8	B	20	8B20	0	0	78	1	50	25	110	6,7	5,9	3,9	4,6	6,9	3,6
D	8	W	20	8W20	1	0	99	6	20	10	220	6,9	5,8	4,0	4,3	6,7	3,1
D	8	R	20	8R20	2	0	97	30	20	2	180	7,1	6,0	4,0	4,2	6,8	3,0
D	8	M	20	8M20	2	0	97	30	20	3	175	7,1	6,0	4,1	4,1	6,8	3,0
F	9	W	19	9W19	1	0	96	4	25	4	200	6,9	5,7	3,8	4,6	6,7	4,4
F	9	R	19	9R19	2	0	96	8	20	2	220	7,0	5,6	3,9	4,3	6,6	4,4
F	9	M	19	9M19	2	0	96	3	25	3	200	7,0	5,7	3,8	4,6	6,5	4,3
F	9	B	19	9B19	0	75	90	1	70	5	240	6,8	5,6	3,9	4,6	6,9	4,6
F	9	W	20	9W20	1	0	97	3	15	2	200	7,0	5,8	4,0	4,5	6,8	4,5
F	9	R	20	9R20	2	0	98	6	10	3	220	7,0	5,7	3,7	4,3	6,7	4,6
F	9	M	20	9M20	2	0	96	5	8	8	185	7,0	5,8	3,7	4,5	6,6	4,1
F	9	B	20	9B20	0	0	70	3	50	30	93	6,5	5,8	3,8	4,6	6,8	4,9
N	10	M	19	10M19	2	0	60	99	6	0	70	6,8	5,5	3,6	5,4	4,3	3,1
N	10	B	19	10B19	0	100	10	15	75	25	12	5,7	5,8	3,5	5,2	5,4	3,8
N	10	W	19	10W19	1	0	78	20	70	2	115	6,8	5,7	3,6	5,1	5,5	3,3
N	10	R	19	10R19	2	0	88	60	5	1	130	7,1	5,4	3,5	4,9	5,2	3,0
N	10	M	20	10M20	2	0	50	97	2	0	52	7,0	5,6	3,7	5,3	4,6	2,9
N	10	B	20	10B20	0	0	15	6	50	50	17	6,6	5,5	3,5	5,0	5,1	3,5
N	10	W	20	10W20	1	0	98	88	10	2	200	6,9	5,6	3,6	5,0	5,3	3,1
N	10	R	20	10R20	2	0	88	92	1	1	125	7,2	5,6	3,8	4,9	5,6	3,1
M	11	M	19	11M19	2	0	82	48	4	2	110	6,8	5,5	3,6	5,6	7,2	4,3
M	11	B	19	11B19	0	100	4	0	70	20	4	5,9	5,7	3,4	5,6	7,1	5,3
M	11	W	19	11W19	1	0	99	12	100	1	200	6,5	5,8	3,5	5,9	7,1	4,1
M	11	R	19	11R19	2	0	98	30	15	1	200	6,7	5,5	3,7	5,0	7,1	4,3
M	11	M	20	11M20	2	0	84	65	7	4	115	6,8	5,5	3,5	5,5	7,1	4,4
M	11	B	20	11B20	0	0	30	0	50	50	43	6,5	5,6	3,5	5,5	7,0	5,3
M	11	W	20	11W20	1	0	99	42	40	2	230	6,4	5,8	3,8	5,4	7,1	4,3
M	11	R	20	11R20	2	0	99	40	20	4	240	6,6	5,6	3,5	5,2	7,1	4,3
B	12	B	19	12B19	0	95	70	0	90	2	80	6,5	5,7	4,3	4,9	7,0	4,2
B	12	M	19	12M19	2	0	90	28	40	1	130	7,1	5,8	3,8	4,3	6,7	3,4

B	12	R	19	12R19	2	0	96	22	30	2	150	7,1	5,6	3,8	4,5	6,6	3,7
B	12	W	19	12W19	1	0	98	0	99	1	240	6,7	5,7	3,8	4,8	6,5	3,9
B	12	B	20	12B20	0	0	60	3	20	20	70	6,7	5,8	3,9	4,8	6,8	4,5
B	12	M	20	12M20	2	0	96	55	10	4	180	7,0	5,8	3,9	4,5	6,8	3,3
B	12	R	20	12R20	2	0	97	50	12	3	185	7,1	5,8	3,9	4,5	6,9	3,6
B	12	W	20	12W20	1	0	99	20	15	8	220	6,8	5,7	3,9	4,8	6,6	3,9
M	13	W	19	13W19	1	0	99	3	75	1	250	6,8	5,8	3,9	5,3	7,3	3,5
M	13	M	19	13M19	2	0	98	12	20	2	200	7,1	5,8	3,8	5,1	6,9	3,4
M	13	R	19	13R19	2	0	97	14	15	1	180	7,1	5,7	3,8	4,7	7,1	3,6
M	13	B	19	13B19	0	60	98	5	98	1	250	6,6	5,9	4,2	4,6	7,0	3,8
M	13	W	20	13W20	1	0	99	8	60	6	230	6,9	5,9	4,0	5,2	7,3	3,8
M	13	M	20	13M20	2	0	98	48	15	7	210	7,1	5,8	3,9	4,9	6,9	3,7
M	13	R	20	13R20	2	0	97	45	8	5	190	7,1	5,8	3,9	4,7	7,1	3,5
M	13	B	20	13B20	0	0	60	1	97	3	70	6,8	5,7	4,1	4,9	7,3	4,0
B	14	R	19	14R19	2	0	98	15	10	1	180	7,0	5,9	4,1	3,9	6,8	3,1
B	14	M	19	14M19	2	0	97	18	10	1	160	7,0	5,6	3,9	4,1	6,4	3,0
B	14	W	19	14W19	1	0	100	5	60	1	230	7,0	5,9	4,0	3,9	6,8	3,3
B	14	B	19	14B19	0	95	50	1	60	40	50	6,2	5,8	4,3	4,4	7,0	3,8
B	14	R	20	14R20	2	0	98	15	10	7	190	7,1	5,9	4,1	3,9	6,8	3,2
B	14	M	20	14M20	2	0	98	15	10	8	190	7,0	5,9	4,0	4,1	6,8	3,1
B	14	W	20	14W20	1	0	98	30	18	20	185	7,0	6,0	4,0	3,8	7,0	3,4
B	14	B	20	14B20	0	0	57	2	30	70	70	6,8	5,9	4,2	4,2	7,2	4,1
B	15	B	19	15B19	0	90	75	1	35	60	100	6,9	5,9	3,9	4,3	6,8	3,1
B	15	M	19	15M19	2	0	98	15	20	5	180	7,1	5,9	3,7	4,3	6,5	3,1
B	15	W	19	15W19	1	0	88	20	40	10	100	7,0	6,0	3,8	4,1	6,4	3,1
B	15	R	19	15R19	2	0	90	20	20	8	120	7,1	6,0	3,8	4,1	6,6	3,0
B	15	B	20	15B20	0	0	78	1	15	55	100	7,1	5,9	3,8	4,3	6,7	3,7
B	15	M	20	15M20	2	0	97	30	10	12	190	7,1	5,9	3,7	4,2	6,5	3,0
B	15	W	20	15W20	1	0	90	56	18	10	125	7,0	5,9	3,6	4,2	6,5	3,1
B	15	R	20	15R20	2	0	93	55	15	8	140	7,1	5,9	3,7	4,2	6,6	3,0
B	16	B	19	16B19	0	90	85	0	50	20	150	6,5	5,6	3,8	4,9	6,7	4,1
B	16	M	19	16M19	2	0	97	50	50	2	180	6,9	5,7	3,7	4,5	6,1	3,7
B	16	R	19	16R19	2	0	90	30	45	3	140	6,8	5,6	3,7	4,6	6,4	3,5
B	16	W	19	16W19	1	0	96	8	95	3	170	6,9	5,6	3,7	4,4	6,6	3,7
B	16	B	20	16B20	0	0	83	5	25	20	105	6,6	5,7	3,7	4,8	6,7	4,2
B	16	M	20	16M20	2	0	96	65	5	2	160	6,9	5,6	3,7	4,5	6,4	3,6
B	16	R	20	16R20	2	0	97	68	7	1	150	7,0	5,7	3,7	4,8	6,3	3,7
B	16	W	20	16W20	1	0	99	66	20	1	220	6,9	5,7	3,7	4,5	6,5	3,6
F	17	B	19	17B19	0	24	85	2	85	5	100	6,8	5,6	3,7	5,3	6,6	4,8
F	17	R	19	17R19	2	0	99	1	40	1	250	6,7	5,6	4,0	4,9	6,7	4,4
F	17	M	19	17M19	2	0	98	2	20	1	200	6,8	5,8	3,6	5,0	6,5	4,4
F	17	W	19	17W19	1	0	68	4	80	2	170	6,9	5,6	3,9	5,0	6,6	4,5
F	17	B	20	17B20	0	0	87	10	30	18	120	6,7	5,7	3,6	5,1	6,6	5,1
F	17	R	20	17R20	2	0	96	22	6	55	230	6,6	5,6	3,8	4,9	6,7	4,6
F	17	M	20	17M20	2	0	96	25	5	20	200	6,8	5,7	3,6	5,1	6,5	4,9
F	17	W	20	17W20	1	0	90	25	10	30	160	6,7	5,6	3,7	5,2	6,6	4,6

Tabelle 40, Anteile der Grasartigen und Krautigen Arten am Gesamtartenpool im jeweiligen Vegetationstyp der Jahre 2019 und 2020,

	2019		2020	
	Anteil Krautige	Anteil Grasartige	Anteil Krautige	Anteil Grasartige
<i>Brometum</i>	76,3	23,7	77,2	22,8
<i>Festuco- Trisetetum</i>	74,3	25,7	76,5	23,5
<i>Molinietum</i>	45,7	54,3	56,5	43,5
<i>Danthonio- Brometum</i>	69,0	31,0	67,5	32,5
<i>Nardetum</i>	58,6	41,4	63,2	36,8

Tabelle 41, Anteile der Grasartigen und Krautigen differenziert nach Jahr, Vegetationstyp und Behandlungsvariante.

Vegetations- typ	Behandlung	2019		2020	
		Anteile Grasartig	Anteile Krautig	Anteile Grasartig	Anteile Krautig
<i>Brometum</i>	Brache	27	71	34	118
	Mahd	33	90	34	82
	Reserve	31	83	35	83
	Wechselbrache	31	83	35	86
<i>Festuco- Trisetetum</i>	Brache	23	59	27	97
	Mahd	29	64	31	65
	Reserve	28	72	30	74
	Wechselbrache	30	62	30	67
<i>Molinietum</i>	Brache	21	57	25	100
	Mahd	39	87	40	89
	Reserve	37	89	37	93
	Wechselbrache	28	77	34	82
<i>Brometum Danthonio-</i>	Brache	3,4	6,2	5,3	7
	Mahd	17	35	14	21
	Reserve	15	25	14	25
	Wechselbrache	6,3	11	6,9	12
<i>Nardetum</i>	Brache	0,9	2	5,5	12
	Mahd	7	8,2	8,6	8,2
	Reserve	14	14	12	14
	Wechselbrache	15	19	13	16

Tabelle 42, Mittelwerte der mittleren Zeigerwerte über die Aufnahmen der Jahre 2019 und 2020, differenziert nach Vegetationstyp und nach Vegetationstyp und Behandlung,

Vegetationstyp	Vegtyp+Behandlung	mL	mT	mK	mF	mR	mN
<i>Brometum</i>		6,9	5,8	3,8	4,4	6,7	3,6
<i>Brometum</i>	Brache	6,7	5,8	4,0	4,6	6,9	4,1
<i>Brometum</i>	Mahd	7,0	5,8	3,8	4,4	6,6	3,4
<i>Brometum</i>	Reserve	7,0	5,8	3,8	4,4	6,6	3,4
<i>Brometum</i>	Wechsel	6,9	5,8	3,8	4,4	6,6	3,6
<i>Danthonio-Brometum</i>		6,9	5,9	4,0	4,3	6,8	3,2
<i>Danthonio-Brometum</i>	Brache	6,7	6,0	4,0	4,7	7,1	3,6
<i>Danthonio-Brometum</i>	Mahd	7,1	5,9	4,0	4,1	6,7	3,0
<i>Danthonio-Brometum</i>	Reserve	7,2	5,9	4,0	4,3	6,8	3,0
<i>Danthonio-Brometum</i>	Wechsel	6,9	5,9	3,9	4,3	6,6	3,1
<i>Festuco-Trisetetum</i>		6,8	5,7	3,8	4,8	6,7	4,8
<i>Festuco-Trisetetum</i>	Brache	6,7	5,7	3,7	4,9	6,9	5,0
<i>Festuco-Trisetetum</i>	Mahd	6,9	5,7	3,8	4,7	6,6	4,6
<i>Festuco-Trisetetum</i>	Reserve	6,9	5,7	3,9	4,7	6,6	4,6
<i>Festuco-Trisetetum</i>	Wechsel	6,8	5,7	3,8	4,9	6,7	4,8
<i>Molinetum</i>		6,8	5,7	3,8	5,2	7,0	3,8
<i>Molinetum</i>	Brache	6,6	5,6	4,0	5,3	7,1	4,2
<i>Molinetum</i>	Mahd	7,0	5,7	3,7	5,2	6,8	3,7
<i>Molinetum</i>	Reserve	7,0	5,7	3,8	5,0	7,0	3,7
<i>Molinetum</i>	Wechsel	6,8	5,7	3,8	5,4	7,0	3,7
<i>Nardetum</i>		6,8	5,6	3,6	5,1	5,1	3,4
<i>Nardetum</i>	Brache	6,2	5,7	3,5	5,1	5,3	3,7
<i>Nardetum</i>	Mahd	6,9	5,6	3,7	5,4	4,5	3,0
<i>Nardetum</i>	Reserve	7,2	5,5	3,7	4,9	5,4	3,1
<i>Nardetum</i>	Wechsel	6,9	5,7	3,6	5,1	5,4	3,2

Tabelle 43, Mittelwerte der gemittelten Zeigerwerte über die Aufnahmen der Jahre 2019 und 2020, differenziert nach der Behandlungsvariante,

Behandlung	mL	mT	mK	mF	mR	mN
Brache	6,6	5,7	3,9	4,9	6,9	4,3
Mahd	7,0	5,7	3,8	4,7	6,5	3,8
Reserve	7,0	5,7	3,8	4,7	6,7	3,8
Wechselbrache	6,8	5,7	3,8	4,9	6,7	3,9

7.3 Test des Einflusses des Faktors Behandlung+Jahr auf die Streuauflage

Als Antwortvariablen dienen die Deckungswerte der Streuschicht aus Tabelle 39, Erklärende Variable ist der kombinierte Faktor Behandlung+Jahr

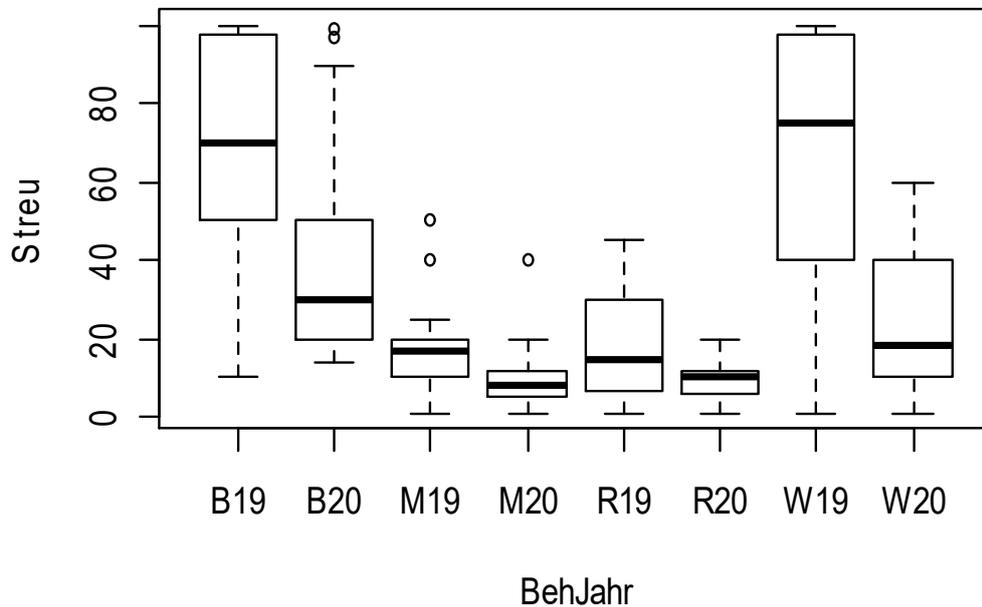


Abbildung 65, Deckungswert der Streuschicht (%) in Abhängigkeit des kombinierten Faktors Behandlung+Jahr,

```
mod<- aov(Streu~BehJahr, data=env)
```

```
plot(mod)
```

```
summary(mod)
```

Streu:

Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
----	--------	---------	---------	--------

BehJahr	7	71072	10153	22,6 <2e-16 ***
---------	---	-------	-------	-----------------

Residuals	128	57500	449	
-----------	-----	-------	-----	--

Signif, codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

Streu:

```
TukeyHSD(mod)
```

Tukey multiple comparisons of means

95% family-wise confidence level

```
Fit: aov(formula = Streu ~ BehJahr, data = env)
```

\$BehJahr

	diff	lwr	upr	p adj
B20-B19	-24,8823529	-47,285599	-2,479107	0,0183637
M19-B19	-50,8823529	-73,285599	-28,479107	0,0000000
M20-B19	-57,7647059	-80,167952	-35,361460	0,0000000
R19-B19	-49,9411765	-72,344423	-27,537930	0,0000000
R20-B19	-58,4117647	-80,815011	-36,008518	0,0000000
W19-B19	0,2941176	-22,109129	22,697364	1,0000000
W20-B19	-43,2941176	-65,697364	-20,890871	0,0000006
M19-B20	-26,0000000	-48,403246	-3,596754	0,0112630
M20-B20	-32,8823529	-55,285599	-10,479107	0,0003588
R19-B20	-25,0588235	-47,462070	-2,655577	0,0170247
R20-B20	-33,5294118	-55,932658	-11,126165	0,0002508
W19-B20	25,1764706	2,773224	47,579717	0,0161817
W20-B20	-18,4117647	-40,815011	3,991482	0,1914373
M20-M19	-6,8823529	-29,285599	15,520893	0,9806952
R19-M19	0,9411765	-21,462070	23,344423	1,0000000
R20-M19	-7,5294118	-29,932658	14,873835	0,9680493
W19-M19	51,1764706	28,773224	73,579717	0,0000000
W20-M19	7,5882353	-14,815011	29,991482	0,9666576
R19-M20	7,8235294	-14,579717	30,226776	0,9606508
R20-M20	-0,6470588	-23,050305	21,756188	1,0000000
W19-M20	58,0588235	35,655577	80,462070	0,0000000
W20-M20	14,4705882	-7,932658	36,873835	0,4923298
R20-R19	-8,4705882	-30,873835	13,932658	0,9402369
W19-R19	50,2352941	27,832048	72,638540	0,0000000
W20-R19	6,6470588	-15,756188	29,050305	0,9842003
W19-R20	58,7058824	36,302636	81,109129	0,0000000
W20-R20	15,1176471	-7,285599	37,520893	0,4337207
W20-W19	-43,5882353	-65,991482	-21,184989	0,0000005

Blaue Gruppen: durch die Mahd und Entbuschung hat sich die Streuschicht im Jahr 2020 signifikant verkleinert (s, Abb, 65),