

Saumpflege im Stadtgebiet Münster

Auswirkungen unterschiedlicher Managementmethoden auf die Vegetationszusammensetzung

Bachelorarbeit

vorgelegt von Hannah Kniep
Juni 2016

Betreuer:

Dr. Valentin H. Klaus

Dr. Thomas Hövelmann



Inhaltsverzeichnis

1. Abstract	1
2. Einleitung	2
3. Untersuchungsgebiet	4
3.1. Naturräumliche Einordnung.....	4
3.2. Klima.....	4
3.3. Geologie und Böden.....	4
4. Saumpflege	6
4.1. Pflege durch die Stadt Münster.....	6
4.2. Pflege durch die NABU-Naturschutzstation Münsterland e.V.....	6
5. Methoden	8
5.1. Auswahl der Untersuchungsflächen	8
5.2. Geländearbeit.....	8
5.3. Datenaufbereitung und -analyse	9
5.4. Statistische Auswertung.....	10
6. Ergebnisse	12
6.1. Zustand der Säume im Stadtgebiet Münster	12
6.2. Effekte unterschiedlicher Faktoren auf Artenreichtum und Aufwuchs	13
6.3. Unterschiede zwischen den Managementmethoden	14
6.3.1. Gradienten.....	14
6.3.2. Artenzusammensetzung.....	19
7. Diskussion	21
7.1. Methodenkritik.....	21
7.2. Zustand der Säume im Vergleich.....	21
7.3. Einflussgrößen auf Artenreichtum und Aufwuchs in Säumen	22
7.4. Unterschiede zwischen den Managementmethoden	23
7.5. Implikationen.....	25
8. Fazit	27
9. Literaturverzeichnis	28
10. Danksagung	34
11. Plagiatserklärung	35
12. Anhang	36

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: PCA-Biplot des Vegetationsaufnahme- und Artdatensatzes mit Overlay.....	14
Abb. 2: PCA-Biplot des reduzierten Vegetationsaufnahme- und Artdatensatzes mit Overlay	16
Abb. 3: Unterschiede von zwei Gruppen an Säumen (Differenzierung: Saumpflege) in der Artenzahl, dem Shannon-Index, sowie der Anzahl und dem Deckungsgrad der Zielarten dargestellt in Boxplots.....	18
Abb. 4: Gestapeltes Balkendiagramm der Gesamtartenzahl aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (n=20).....	19
Abb. 5: Gestapeltes Balkendiagramm des Deckungsgrades der Krautschicht [%] aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (n=20).....	20
Abb. 6: Teil der Aufnahmeflächen im Stadtgebiet Münster (Stadtteil: Nienberge).....	36
Abb. 7: Teil der Aufnahmeflächen im Stadtgebiet Münster (Stadtteil: Gievenbeck)	37
Abb. 8: Teil der Aufnahmeflächen im Stadtgebiet Münster (Stadtteil: Albachten)	38
Abb. 9: Gestapeltes Balkendiagramm der Gesamtartenzahl aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (n=30).....	41
Abb. 10: Gestapeltes Balkendiagramm des Deckungsgrades der Krautschicht [%] aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (n=30).....	41
Abb. 11: PCA-Biplot des Vegetationsaufnahme- und Artdatensatzes mit Overlay	44

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: vorkommende Arten der Roten Liste 2010 auf den untersuchten Saumstandorten.....	12
Tab. 2: allgemeines lineares Modell (ANCOVA) mit Zielvariablen Artenzahl, Anzahl der Zielarten und Biomasse	13
Tab. 3: Korrelationen und p-Werte visualisierter Umweltvariablen mit zwei Ordinationsachsen (n=30)	15
Tab. 4: Korrelationen und p-Werte visualisierter Umweltvariablen mit zwei Ordinationsachsen (n=20)	17
Tab. 5: Vorlage Vegetationsaufnahmebogen	39
Tab. 6: Anzahl und Abundanz [%] der kartierten Arten aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten	40
Tab. 7: Minimum (Min.), Maximum (Max.), Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der metrischen Umweltvariablen	42
Tab. 8: Minimum (Min.), Maximum (Max.), Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der metrischen Umweltvariablen für zwei Gruppen von Säumen (Differenzierung: Saumpflege)	43
Tab. 9: Roh­tabelle mit erfassten Umweltdaten, sowie Arten und Abundanzen der untersuchten Säume (digital)	
Tab. 10: kartierte Arten der Säume aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (digital)	

1. Abstract

Road verges are one of the last refuges for flora and fauna in intensively managed arable landscapes. They can provide valuable habitat for a number of grassland species as well as endangered species. Based on this capability the interest in road verges is increasing for the study of nature conservation. For their protection a long-term and appropriate management is necessary. But road verges can also suffer from interference for example through inaccurate maintenance. The main aim of this work was to figure out, how different management methods affect the vegetation composition of road verges.

For this reason vegetation surveys were conducted and samples of plant biomass were taken from 30 road verges in Muenster (Germany) from mid of May until mid of July 2015. Currently two different management methods are implemented in Muenster. On the one hand mowing twice a year with the removal of cuttings, which is a sensible management in an ecological point of view, and on the other hand mowing once a year without the removal of cuttings as a more economic way. Out of 30 surveyed sites, 20 were used to compare the two management methods and 10 were added for general statements on the ecology of road verges.

A variety of plant species, including endangered species, were contained in the examined verges and different amounts of plant biomass could be taken from them. The comparison between the management methods first of all revealed a nutrient and diversity gradient. However a more precise analysis did not show that the different management methods have significant effects on the level of nutrients, but distinct differences could be verified in the areas of species richness, the number and coverage ratio of desirable species and the equal distribution of species. For these areas higher numerical values were found for road verges, which were mown twice a year and where cuttings were removed.

The road verges with the last-mentioned management contribute to the good floristic condition of the examined sites, because especially small, low competitive species are benefited, which drop out of the species inventory in the long term under mowing once a year without the removal of cuttings. Already species-rich road verges can be preserved with special nature protective maintenance. For the enrichment of road verges, especially species-poor sites with new species, a transfer of cuttings or sowing is promising. For this purpose the proximate management should be altered on a continuing basis. But further studies will be advisable for a successful integration of greening methods in the maintenance of road verges.

2. Einleitung

Durch die extensive Bewirtschaftungsweise des Menschen konnte sich während der letzten Jahrhunderte in Mitteleuropa eine artenreiche Kulturlandschaft entwickeln (Dierschke u. Briemle 2002). Der fortschreitende Landnutzungswandel bewirkte aber bis heute einen Anstieg der intensiv genutzten Flächen, was einen Rückgang der traditionell bewirtschafteten Lebensräume auf wenige Restbestände zur Folge hat. Die mit der Intensivierung einhergehende Fragmentation und Isolation von Lebensräumen, sowie der Eutrophierung aufgrund verstärktem Einsatz von Düngemitteln führte insgesamt zu einem Verlust an Artenvielfalt (Poschlod 2015, Sýkora et al. 2002). Demgegenüber war der Rückgang der Biodiversität in Saumbiotopen geringer (Smart et al. 2002).

Zur umgebenden Landschaft sind Säume vergleichsweise artenreich, unter anderem weil sie keiner wirtschaftlichen Nutzung unterliegen und nicht gedüngt werden (Cousins u. Eriksson 2002, Radtke 2014). Vor allem in ausgeräumten Landschaften stellen sie eine der letzten Rückzugsorte für Flora und Fauna dar. Aufgrund dieses Potentials rücken Säume zunehmend in den Interessensbereich des Naturschutzes (Marshall u. Moonen 2002, Huijser u. Clevenger 2006). Sie bieten Lebensraum für zahlreiche Pflanzenarten, darunter auch eine Reihe von Grünlandarten und Vorkommen gefährdeter Arten, von denen wiederum viele Tiere profitieren, um nur eine der vielfältigen Funktionen zu nennen, die Säume erfüllen. Damit können sie einen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität leisten und dienen zudem als Biotopverbund (Tikka et al. 2000, Sýkora et al. 2002).

Jedoch unterlagen Saumbiotope in den letzten Jahrzehnten starken Beeinträchtigungen infolge des Pestizid- bzw. Düngemiteleintrags und der schleichenden Ausdehnung angrenzender Nutzflächen, sowie der Nebennutzung durch die Landwirtschaft, aber auch aufgrund falscher Pflege (Schäpers 2012). Um ihre Funktionen weiterhin bewahren zu können, müssen sie deswegen erhalten und sofern notwendig wiederhergestellt und aufgewertet werden. Dafür benötigen sie ein standortbezogenes und dauerhaftes Management (Klusmeyer 2004, Sýkora et al. 2002).

Säume können sich in Bezug auf ihre Lage und Ausprägung unterscheiden (Gödeke u. Schwabe 2015). Allen ist aber gemeinsam, dass es sich um Biotope mit schmaler Ausdehnung handelt, die sich beim Abgrenzen zweier verschiedenartiger Lebensräume ausbilden (Schaefer 2012, Jüttersenke u. Arlt 2006). Der Schwerpunkt dieser Studie liegt auf meist gehölzfreien und mit krautigen Pflanzen bewachsenen Säumen, die sich vorwiegend an befestigten Wirtschaftswegen und wenig befahrenen Straßen in einer Agrarlandschaft befinden.

Ähnlich zum Grünland, das gemäht oder beweidet wird, sind auch Säume auf eine Pflege in Form von Mahd bzw. Beweidung angewiesen, um die fortschreitende Sukzession auf den Flächen zu verhindern (Akbar et al. 2008, Hovd u. Skogen 2005). Empfohlen wird eine ein- bis zweischürige Mahd, wobei die Häufigkeit und der Zeitpunkt je nach Zuständigkeit, Hintergrund des Managements und klimatischen Bedingungen variiert (Erzgraber 2003, Gödeke u. Schwabe 2015, Jantunen et al. 2007). Der Schnitt erfolgt entweder mit oder ohne Abräumen des Mahdguts (Schippers u. Joenje 2002). Die daraus resultierenden Unterschiede in der Pflegemethode können sich wiederum auf die Vegetationszusammensetzung auswirken (Jantunen et al. 2007).

Straßenbegleitende Säume sind zum Großteil im Besitz der Kommunen und werden von diesen unterhalten, weshalb die Pflege vorwiegend an ökonomische Zwänge und funktionale Anforderungen gebunden ist (Erzgraber 2003, Schäpers 2012). Auch aus Naturschutzgründen ist die Saumpflege von Interesse, da das Management einen entscheidenden Einfluss auf die Vegetation haben kann (Jantunen et al. 2007). Aufgrund der Analogie der Saumgesellschaften in der Artenzusammensetzung und der Struktur zum Grünland, insbesondere zu den Wiesen, orientiert sich die Pflege der Säume für den Naturschutz am Management des extensiv gepflegten, meist artenreichen Grünlands (Dierschke u. Briemle 2002, Klusmeyer 2004).

Das trifft auch auf das Saumprojekt der NABU-Naturschutzstation Münsterland zu, in dessen Rahmen diese Studie erstellt wurde. Bei dem Projekt findet die Pflege der Säume neben den allgemeinen Empfehlungen vorwiegend in Anlehnung an das Management der Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum elatioris*) statt, welches eine zweischürige Mahd vorsieht, bei der das Mahdgut von der Fläche entfernt wird (NABU Münster 2000, Schaffers u. Sýkora 2002). Im Jahr 2000 sind dafür schutz- und entwicklungswürdige Säume anhand von Indikatorarten im Stadtgebiet Münster erfasst und Vegetationsaufnahmen auf diesen durchgeführt worden, um darauf aufbauend ein Pflegekonzept zu entwickeln, das dann ab 2004 umgesetzt wurde (NABU Münster 2000, NABU Münster 2015). Ziele des Projektes sind der Erhalt von artenreichen Saumstandorten mit teils gefährdeten Pflanzenarten durch eine angepasste Pflege und die Förderung der Saumgesellschaften mithilfe des Verfahrens der Mahdgutübertragung, um ein flächendeckendes Netz an Weg- und Straßenrändern mit hohem Artenreichtum zu entwickeln. Im Jahr 2015 ist die stadtweite Erfassung der naturschutzfachlich wertvollen Säume von 2000 wiederholt worden, damit mögliche Veränderungen ausgewertet werden können (NABU Münster 2014, NABU Münster 2015). Parallel dazu fand durch diese Studie eine Kartierung der Vegetationszusammensetzung auf den gepflegten Saumabschnitten von 2014 statt. Nicht alle damals in das Management aufgenommene Säume werden heute noch gepflegt. Ein Teil entfiel über die Jahre aufgrund von zu hohem Arbeitsaufwand oder der Zustandsverschlechterung von Standorten z.B. durch gehäuftes Auftreten von nitrophilen Arten (Beulting 2015).

Auf der Grundlage der unterschiedlichen Pflegemethoden durch die Stadt bzw. den NABU diente die Vegetation der Säume dazu, Auswirkungen des Managements auf die Vegetationszusammensetzung zu untersuchen. Dazu wurden zunächst folgende Forschungsfragen formuliert:

- Wie ist der Zustand der Säume hinsichtlich Artenreichtum und Produktivität im Stadtgebiet Münster einzuschätzen?
- Wie unterscheidet sich deren bestehende Vegetation vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Pflegemethoden?
- Welche Implikationen können für das zukünftige Management daraus abgeleitet werden?

3. Untersuchungsgebiet

3.1. Naturräumliche Einordnung

Das Stadtgebiet Münster als Untersuchungsraum wird großflächig dem Norddeutschen Tiefland zugeordnet (BfN 2012), welches wiederum in mehrere Großlandschaften unterteilt werden kann. Nach Meynen et al. (1959) liegt das Stadtgebiet in der Westfälischen Tieflandsbucht und gehört überwiegend der naturräumlichen Haupteinheit Kernmünsterland und mit einem kleinen Teil dem Ostmünsterland an.

Die Großlandschaft, sowie auch das Stadtgebiet Münster sind geprägt von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen, welche jeweils prozentual knapp über die Hälfte der Gesamtfläche beanspruchen. Die Fläche des Ackerbaus überwiegt dabei gegenüber der des Grünlands. Ein kleiner Prozentsatz (ca. 15 %) wird in beiden Gebietsgrößen von Waldflächen eingenommen (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2008, Temnitz 2007).

Mit einer Höhe von ungefähr 60 m über NN in Zentrumsnähe und knapp 100 m um das Naturschutzgebiet Vorbergs Hügel ist die Landschaft des Stadtgebietes Münster dem Flachland zuzuordnen (Stadt Münster o.J.).

3.2. Klima

Durch das atlantisch geprägte Klima ergeben sich in Münster milde Winter mit im Mittel 1,6 °C im Januar als tiefsten Wert und mäßig warme Sommer bei einem mittleren Höchstwert von 17,2 °C im Juli. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt dadurch 9,4 °C bei einer jährlichen Niederschlagsmenge von knapp 760 mm (BfN 2011, AG Klimatologie 2015). Insgesamt treten in Münster 33-39 Sommertage pro Jahr auf, wovon 7-8 als Hitzetage eingestuft werden (LANUV NRW 2011a). Die Vegetationsperiode reicht von Mai bis September (Stadt Münster o.J.).

Im Zeitraum der Vegetationsaufnahmen von Mai bis Juli 2015 wurden im Mittel teils höhere monatliche Temperaturen gemessen als die langjährigen Durchschnittswerte. Während die Monate Mai und Juni weitgehend den Durchschnittswerten entsprachen, war der Juli um ca. 1,5 °C wärmer (DWD 2015). Eine Hitzeperiode Anfang Juli hatte starke Auswirkungen auf die Vegetation. Viele Pflanzen vertrockneten in diesem Zeitraum.

Die monatliche Niederschlagssumme war über die drei Monate im Mittel niedriger als der über Jahre gemessene Durchschnittswert. Vor allem im Juni, aber auch im Mai fielen weniger Niederschläge. Im Juli hingegen glich der gemessene Wert von 2015 wieder dem Durchschnittsniederschlag (DWD 2015).

Neben den klimatischen Gegebenheiten, welche die kartierten Flächen beeinflussen, prägen hohe atmosphärische Stickstoffdepositionen die Vegetation im Untersuchungsgebiet (UBA 2014, StUA Münster 2005). Die Ursachen für die Deposition lassen sich im Münsterland zum Großteil auf die Intensivtierhaltung, aber auch auf Emissionen durch den Verkehr und die Industrie zurückführen (Lethmate 2010).

3.3. Geologie und Böden

Das flache Münsterland, in welchem auch das Untersuchungsgebiet liegt, zeichnet sich durch eine muldenförmige Struktur aus. Kennzeichnend für dieses Gebiet sind die großflächig verteilten Ablagerungen von Sand-, Mergel- und Kalkschichten aus der Oberkreide, die

verhältnismäßig ungestört im Untergrund vorliegen. Sie werden von jungen Lockersedimenten verdeckt, welche sich während den quartären Eiszeiten abgelagert haben (Rothe 2012). Im Bereich des Kreide-Beckens verläuft von Nordwest in Richtung Südost der Münsterländer Kiessandzug, der sich als Wallrücken erhebt (Henningsen u. Katzung 2006). Die zuletzt abgelagerten Sedimente bilden ein räumliches Mosaik aus vorwiegend Geschiebelehmen und Sanden, weshalb auch die geologischen Verhältnisse in Münster sehr variabel sein können (Stadt Münster o.J.).

Darauf aufbauend haben sich eine Vielzahl von Bodentypen entwickelt. Im Münsterland ist der durch Staunässe beeinflusste Pseudogley und dessen Übergangsformen am häufigsten zu finden. Die bis zu zwei Meter unter der Erdoberfläche liegenden wasserstauenden Schichten, zu denen auch die Geschiebelehme gehören, sind maßgeblich für deren Entstehung verantwortlich. Entlang des Münsterländer Kiessandzuges bilden sich unter anderem Podsole aus. Ein saures Milieu und sandiges Substrat als Ausgangsbedingung sind charakteristisch für diesen nährstoffarmen Boden (LANUV NRW 2012, Scheffer u. Schachtschabel 2010). Vereinzelt treten auch podsolierte Braunerden auf (Stadt Münster o.J.). Vor allem in Stadtnähe kann es vorkommen, dass die Böden zusätzlich noch anthropogen beeinflusst sind (Sukopp u. Wittig 1998, Lewe 2015 mündl.).

4. Saumpflege

4.1. Pflege durch die Stadt Münster

Im Stadtgebiet Münster fällt die Pflege der Säume in den Aufgabenbereich mehrerer Behörden, wobei sich die Zuständigkeit durch die angrenzenden Straßen bzw. Wege ergibt (Lewe 2015 mündl., Tönnis 2015 mündl.).

Bei den Untersuchungsflächen handelt es sich um Säume, die größtenteils an Wirtschaftswegen liegen und deren Pflege vom Tiefbauamt Münster übernommen wird. Die Pflege beinhaltet Mäharbeiten, welche zweimal pro Jahr stattfinden. In einem Zeitraum von acht Wochen im Mai und Juni wird lediglich eine Bankette von 1 m Breite gemulcht, wobei das anfallende Mahdgut auf der Fläche liegen bleibt. Der eigentliche Schnitt des Saums findet innerhalb von acht Wochen im September und Oktober statt. Zu diesem Zeitpunkt wird der gesamte Seitenstreifen entweder gemäht oder gemulcht (Tiefbauamt Münster 2015). Auf den Untersuchungsflächen wird der Mulchschnitt aber beibehalten (Tönnis 2015 mündl.). Handelt es sich um Säume mit Entwässerungsgräben, was bis auf eine Ausnahme bei allen kartierten Saumstandorten der Fall war, so muss die Böschung zur Straße zeigend ganz und die zur Feldseite bis 1 m Höhe bearbeitet werden (Tiefbauamt Münster 2015).

Hauptgrund für die zurzeit praktizierte städtische Pflege sind neben der Abflussregulation und der Verkehrssicherheit die anfallenden Kosten für deren Umsetzung. Die beim Mähen durch den Abtransport des Mahdguts entstehenden Mehrkosten liegen aber höher als durch das beim Mulchen häufiger notwendige Abfräsen des Oberbodens im Bankettenbereich und dessen Entsorgung, weshalb größtenteils ein Mulchschnitt in die Praxis umgesetzt wird (Lewe 2015 mündl., Tönnis 2015 mündl.).

Zur Durchführung der Mäharbeiten werden Schlegelmulchgeräte eingesetzt (Baldus 1999, Tönnis 2015). Falls das Mahdgut im Zuge der Pflege durch die Stadt Münster abgeräumt wird, kommt es zur Saugmahd, bei der die abgetrennten Pflanzenteile leicht zeitversetzt zur Mahd aufgesaugt werden (Lewe 2015 mündl., Tönnis 2015 mündl.).

4.2. Pflege durch die NABU-Naturschutzstation Münsterland e.V.

Innerhalb des Stadtgebietes Münster pflegt die NABU-Naturschutzstation Münsterland insgesamt ca. 5 km Saumstrecke, die mit der Unteren Landschaftsbehörde zu Projektbeginn abgesprochen worden ist und bei Änderungen der Saumstandorte angepasst wird (Dreier et al. 2000 mündl., NABU Münster 2014). Ziel der damaligen Überlegungen war eine aus ökologischer Sicht optimale Pflege (NABU Münster 2000), welche sich an einer traditionellen Bewirtschaftung artenreicher, zweischüriger Glatthaferwiesengesellschaften orientiert und bis heute beibehalten wird (Beulting 2015).

Neben dem Mulchen der Banketten im Mai und Juni, das aus Gründen der Verkehrssicherheit durchgeführt werden muss und vom Tiefbauamt Münster übernommen wird (NABU Münster 2000), lässt der NABU die gesamte Saumbreite im Frühsommer durch einen Lohnunternehmer mähen (NABU Münster 2014). Der Mulchschnitt durch das Tiefbauamt im September und Oktober bleibt weiterhin bestehen (Beulting 2015). Daher unterliegen die Säume im Gegensatz zur städtischen Pflege einem zusätzlichen Schnitt.

Der Beginn der Mahd durch den Unternehmer fällt meistens auf Ende Juni bis Anfang Juli. Sind alle Mäharbeiten abgeschlossen, wird das Mahdgut zusammengeharkt, abgeräumt und

zur städtischen Kompostieranlage gefahren. Ausgewählte Säume hingegen dienen als Spenderflächen für eine Mahdgutübertragung. Diese werden dann erst nach der Samenbildung der Pflanzen Ende August gemäht (NABU Münster 2014).

Für die Mahd der durch den NABU als schützenswert erklärten Säume wird im Regelfall ein handgeführter Balkenmäher eingesetzt (Beulting 2015). Ist die Böschung des Entwässerungsgrabens für das Balkenmähwerk zu steil, kommt die Motorsense zum Einsatz. Die Durchführung beider Methoden erlauben es je nach Blühaspekt des Saumes Teile von der Mahd auszusparen, um vor allem seltenen Pflanzen ein Aussamen zu ermöglichen (Beulting 2015).

Im Vergleich zur Pflegemethode der Stadt Münster, die flächendeckend eingesetzt wird, ist das Management der NABU-Naturschutzstation Münsterland nur in einem begrenzten Rahmen möglich. Grund dafür ist der hohe zeitliche und personelle Aufwand, der mit der Pflege verbunden ist. Nur durch ein großes ehrenamtliches Engagement und die finanzielle Unterstützung der Stadt Münster wird diese Pflege ermöglicht (Beulting 2015).

5. Methoden

5.1. Auswahl der Untersuchungsflächen

Grundlage für die Auswahl der Untersuchungsflächen waren alle Säume, die im Jahr 2014 durch die NABU-Naturschutzstation Münsterland gepflegt wurden (NABU Münster 2014). Dabei handelte es sich um 22 Säume, von denen aber nur 13 kartiert wurden (Abb. 6 u. 8 im Anhang). Sie liegen alle außerhalb des inneren Stadtkerns, wobei sich neun zwischen den Wohngebieten Nienberge und Häger im Nordwesten von Münster und drei nahe Albachten im Südwesten befinden. Ein Saum hingegen liegt in der Nähe von Gievenbeck (Abb. 7 im Anhang).

Davon ausgehend wurden Vergleichsflächen gesucht, die erstens unter die Pflege der Stadt Münster fallen und zweitens möglichst einheitliche Standortfaktoren zu den vom NABU gepflegten Säumen aufwiesen (Abb. 6-8 im Anhang). In zehn Fällen konnten Vergleichssäume gefunden werden, bei denen beide Voraussetzungen erfüllt waren. Meistens war entweder die eine oder die andere Voraussetzung gegeben, weshalb prioritär die Zuständigkeit der Pflege ausschlaggebend war. Zur Überprüfung des Unterhaltungssträgers diente eine Kartengrundlage des Tiefbauamtes. Fiel die Zuständigkeit auf die Stadt Münster, wurde auf die gleiche angrenzende Nutzung beider Untersuchungsflächen geachtet.

Bedingt durch einen vorgezogenen Mahdtermin der vom NABU gepflegten Säume, mussten bis zu einer Gesamtanzahl von 30 Aufnahmen sieben neue Flächen gefunden werden. Da es zu diesem Zeitpunkt schon relativ spät im Jahr war und dementsprechend viele Säume bereits gemäht bzw. die Pflanzen vertrocknet waren und die Flächen möglichst in der Nähe der schon aufgenommenen Säume liegen sollten, wurde die Suche nach Flächen mit ähnlichen Parametern erschwert. Deshalb musste schlussendlich auch auf Säume zurückgegriffen werden, die als Untersuchungsflächen aufgrund ihres Zustands oder ihrer Lage nicht so geeignet waren.

5.2. Geländearbeit

Auf jedem der Säume (Abb. 6-8 im Anhang) wurde im Zeitraum von Mitte Mai bis Mitte Juli 2015 eine Vegetationsaufnahme durchgeführt (Dierschke 1994). Die Flächengröße betrug jeweils 20 m² (2x10 m). Bei jeder der 30 Aufnahmen wurden verschiedene Umweltparameter und die auf der ausgewählten Fläche vorkommenden Arten, sowie deren Abundanzen notiert (Tab. 5 im Anhang).

Alle vom NABU gepflegten Säume wurden der Übersichtlichkeit halber durch eine Kurzform mit dem Buchstaben S und einer Nummer, basierend auf der Nummerierung der Flächen aus dem Jahr 2014 gekennzeichnet (NABU Münster 2014). Die Säume mit städtischer Pflege erhielten den Buchstaben R und eine Nummer, die jeweils der Nummerierung der Säume vom NABU entsprach. Die weiteren Flächen wurden mit dem Buchstaben N und laufender Nummer versehen.

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (2005) diente zur Einteilung der Inklinationsform. Bei der Form des Saumes wurde zwischen Gräben und Mulden unterschieden (Tab. 9 im digitalen Anhang). In einem Fall kam es vor, dass weder ein Graben noch eine Mulde im Saum vorhanden war. Die Exposition und die Inklinationsform entfielen dementsprechend. Für die Erfassung der angrenzenden Nutzung diente eine Referenzliste der Biotoptypen mit Erläuterun-

gen (LANUV NRW 2015a). Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtete sich nach „Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland“ (Jäger et al. 2013). Die Aufnahme der Abundanzen der Arten orientierte sich an der Deckungsgrad-Skala nach Londo (1976), die aber noch verfeinert angewandt wurde. Anstatt der 10 %-Abstände wurde die Skala auf 1 %-Schritte erweitert. Unter 1 % wurde erneut in 0,5 % und 0,1 % unterschieden.

Neben den Vegetationsaufnahmen wurde auf den untersuchten Säumen der Aufwuchs beprobt, wozu ein ca. 32x32 cm² großer Rahmen zur Verfügung stand. Bei fünfmaligem und gleichmäßig über die Aufnahme­fläche verteiltem Auslegen des Rahmens ist demnach auf einer Gesamtfläche von 0,5 m² Biomasse aufgenommen worden, indem der jeweils im Rahmen vorkommende Aufwuchs bis auf wenige Zentimeter über der Erdoberfläche abgeschnitten wurde.

5.3. Datenaufbereitung und -analyse

Nach jedem Kartierdurchgang musste die aufgenommene Biomasse in den Trockenschrank gelegt werden, um sie für später folgende Analysen zu konservieren. Dort wurde sie konstant bei 80 °C und über eine Dauer von 48 Stunden getrocknet, bevor sie weiterverarbeitet werden konnte. Die getrocknete Probe wurde danach für jeden Saum gewogen.

Zur Probenvorbereitung kam die getrocknete Biomasse zunächst in eine Häckselmaschine und wurde danach in einen Riffelteiler gegeben. Ungefähr 6-12 % der Probe blieben dabei übrig. Dieser Anteil wurde in der Ultrazentrifugalmühle (Cyclotec) zu Pulver zermahlen, um ihn nach 24 Stunden erneutem Trocknen mit der Nahinfrarot-Spektroskopie (NIRS) untersuchen zu lassen. Neben dem Ligninanteil (ADL) und den Rohfasern (NDF u. ADF) in den Pflanzen, wurde ein Großteil der Makronährstoffe, in diesem Fall Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K), Kohlenstoff (C) und Calcium (Ca) mit in die Analyse aufgenommen (Tab. 9 im digitalen Anhang).

Für die Bestimmung des Bodentyps der Säume wurde das Umweltkataster Münster (Stadt Münster o.J.) verwendet. Die vorkommenden Rote-Liste Arten konnten anhand der „Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen [...]“ des LANUV NRW (2010) für Nordrhein-Westfalen und die Großlandschaft Westfälische Bucht/Westfälisches Tiefland herausgesucht und jeweils als Anzahl der gefährdeten Arten für jeden kartierten Saum notiert werden. Außerdem wurden der Shannon-Index und die Evenness berechnet. Für alle aufgenommenen Arten wurden, soweit vorhanden, die Zeigerwerte (Lichtzahl, Feuchtezahl, Reaktionszahl und Nährstoffzahl) nach Ellenberg u. Leuschner (2010) vermerkt und gewichtet (Tab. 9 im digitalen Anhang).

Ein Ziel des Saumprojektes des NABU ist der Erhalt von artenreichen Saumstandorten, die möglichst auch einen hohen Anteil an charakteristischen Pflanzenarten der Wiesengesellschaften z.B. der Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum elatioris*) aufweisen. Des Weiteren sollen seltene und gefährdete Arten geschützt werden (NABU Münster 2000). So wurde anhand des „Biotop- und Lebensraumtypenkatalog“ des LANUV NRW (2015) eine Liste der für diese Ziele geeigneten Arten erstellt. Dabei sind alle kartierten Arten in die Liste aufgenommen worden, die mit den aufgezählten Indikatorarten der FFH-Lebensraumtypen Glatthafer- und Wiesenknopf-Silgenwiesen (6510) und Berg-Mähwiesen (6520), sowie der NRW-Biototypen Mesophiles Wirtschaftsgrünland incl. Brachen (NE00), Nass- und Feuchtgrünland incl. Brachen (NEC0) und Magergrünland incl. Brachen (NED0) übereinstimmen (Tab. 10 im digitalen Anhang). Bei den drei zuletzt genannten Lebensraumtypen wurden die Brachezeiger vernachlässigt.

Im Gegensatz dazu stehen die nicht charakteristischen oder auch gesellschaftsfremden Pflanzenarten, zu denen auch die vom NABU definierten Störzeiger gehören (NABU Münster 2000). Laut Erfahrungen des NABU wirken sie sich negativ auf die zu erhaltenden Zielarten aus, neigen zu Dominanz im Saum und erweisen sich als Zeiger für mangelhafte Unterhaltung. Alle Gehölzaufwüchse und Stickstoffzeiger werden unter anderem dieser Kategorie zugeordnet (Tab. 10 im digitalen Anhang).

Bis dahin nicht zugewiesene Arten wurden entweder den Grünlandarten oder den begleitenden Arten zugeteilt. Unter den begleitenden Arten befinden sich alle restlichen, kartierten Pflanzen, die keiner der vorherigen Kategorien zugeordnet werden konnten z.B. Waldarten (*Ficaria verna* u. *Geum urbanum*), aber auch Brachezeiger (z.B. *Artemisia vulgaris* u. *Tanacetum vulgare*).

Darauf folgend wurden für alle Säume die Anzahl und die Abundanz der Arten in jeder Kategorie und für jeden kartierten Saum bestimmt (Tab. 6 im Anhang). Die Anzahl ergab sich aus der Summe der Übereinstimmungen der kartierten Arten in der Aufnahme­fläche des Saums mit den gelisteten Arten der jeweiligen Kategorie. Die Abundanz bezog sich auf die Summe der Abundanzen der Arten, welche über die davor berechnete Anzahl ermittelt wurde. Bei der Anzahl, ebenso wie bei der Abundanz der Arten muss beachtet werden, dass unterschiedliche Gesamtartenzahlen und Deckungsgrade in der jeweiligen Krautschicht vorliegen, die das Ergebnis auf den ersten Blick täuschen können.

5.4. Statistische Auswertung

Für die statistische Auswertung der Daten und die Darstellung der Ergebnisse in Form von Tabellen und Graphiken wurde mit folgenden Programmen gearbeitet: Microsoft Excel 2010 (Microsoft Corporation 2010), PC-ORD 6 (MjM Software Design 2010), IBM SPSS Statistics 22 (IBM 2013) und RStudio (RStudio 2015).

Die Kartenerstellung erfolgte mit Hilfe der GIS-Software ArcMap 10.2.2 (ESRI 2014). Kartengrundlage war die Deutsche Grundkarte (DGK 5), die über das GEOportal.NRW (Geschäftsstelle des IMA GDI.NRW o.J.) zur Verfügung gestellt wird.

Die Digitalisierung und Aufbereitung der Rohdaten erfolgte in Microsoft Excel. Einen ersten Überblick der Datenverteilung gab dabei die deskriptive Statistik (Tab. 7 u. 8 im Anhang).

Die statistische Auswertung ist für zwei verschiedene Größen des erhobenen Datensatzes durchgeführt worden. In einem ersten Schritt wurde der gesamte Datensatz mit 30 Aufnahmen untersucht. Im zweiten Schritt dienten alleinig die 10 aufgenommenen Saumpaare (n=20), bestehend aus einem vom NABU und einem von der Stadt gepflegten Saum, zu Vergleichen zwischen den Managementmethoden.

Zur näheren Betrachtung von Einflussfaktoren auf verschiedene Variablen wurden multiple Regressionsmodelle für den kompletten Datensatz aufgestellt. Hierbei führte die „backward-stepwise selection“ mittels „lm“- und „step“-Befehlen zur stufenweisen Reduktion von nicht signifikanten Faktoren (Tab. 2). Die Überprüfung auf Normalverteilung ist mit Hilfe des Shapiro-Wilk-Tests durchgeführt worden. Sofern keine Normalverteilung vorlag, wurden die Daten wurzeltransformiert. War diese immer noch nicht erreicht, konnte nicht von einer Normalverteilung des Parameters ausgegangen werden (Tab. 7 im Anhang).

Zur Ermittlung der größten Varianz im Datensatz und zur graphischen Darstellung der Beziehung von Standorten und der dort vorkommenden Vegetation zueinander bzw. zu den Umweltparametern wurden mehrere Ordinationen erstellt (Abb. 1 u. 2, Abb. 11 im Anhang).

Sie dienen vorwiegend zur Reduktion der Daten auf meist zwei bis drei Dimensionen und können damit zur Identifikation wichtiger Umweltgradienten behilflich sein (Leyer u. Wesche 2007). Bevor der Datensatz der kartierten Arten der Säume für statistische Zwecke verwendet werden konnte, wurden die Daten zunächst wurzeltransformiert, um sie einer Normalverteilung anzugleichen. Alle Arten, deren Stetigkeit im gesamten Datensatz < 3 betrug, wurden gelöscht, was eine Reduktion von 62 Arten beim gesamten, bzw. 72 beim reduzierten Datensatz bewirkte (Tab. 9 im digitalen Anhang).

Der längste Gradient betrug einen Wert < 3 Standardabweichungen, weshalb eine Principal Component Analysis (PCA) als multivariater Analyseansatz angewandt wurde (Lepš u. Šmilauer 2003). Voraussetzung hierfür war das annähernd lineare Verhalten der Daten (Leyer u. Wesche 2007).

Für jede Ordination sind zunächst zur Überprüfung der Güte der Eigenwert und die prozentual erklärende Varianz jeder Achse aufgeführt worden (Tab. 3 u. 4). Neben der graphischen Darstellung der Aufnahmen bzw. Arten wurden die Umweltparameter als Overlay hinzugefügt. Inwieweit die Umweltparameter mit den jeweiligen Achsen in Verbindung gebracht werden können, ist bei Normalverteilung über die Pearson-Korrelation berechnet worden. Falls keine Normalverteilung vorlag, kam die Spearman-Korrelation zum Einsatz (Tab. 3 u. 4).

Der reduzierte Datensatz der Saumpaare, welcher hinsichtlich der Saumpflege unterschieden werden konnte, eignete sich für Mittelwertvergleiche relevanter Umweltparameter. Die Parameter sollten dafür normalverteilt sein (Tab. 7 im Anhang). Je nach durchgeführtem Test war dies aber nicht zwingend erforderlich. Zusätzlich galt für die Daten die Voraussetzung der Varianzhomogenität, welche mit dem Levene-Test überprüft wurde. Darauf aufbauend ist für normalverteilte Daten ein stichprobenunabhängiger t-Test durchgeführt worden. Falls die Daten nicht normalverteilt waren, wurde auf den Mann-Whitney-U-Test zurückgegriffen. Graphisch ist das Ergebnis dann mit Hilfe von Boxplots dargestellt worden (Abb. 3).

Im Einklang mit den Zielen des Saumprojektes des NABU wurden die vorkommenden Rote-Liste Arten aller Säume tabelliert (Tab. 1) und die vier Kategorien Ziel-, Grünland-, Stör- und begleitende Arten einander gegenübergestellt (Tab. 6 im Anhang). Die Tabelle war dann die Basis für vier Graphiken, in denen zum einen die Anzahl und zum anderen die Abundanz einer jeden Gruppe für den reduzierten, sowie den ganzen Datensatz dargestellt wurde (Abb. 4 u. 5, Abb. 9 u. 10 im Anhang).

6. Ergebnisse

6.1. Zustand der Säume im Stadtgebiet Münster

Die Säume in Münster besaßen in einer Aufnahme­fläche von 20 m² einen mittleren Arten­reichtum von 40 ± 8 Gefäßpflanzen (Tab. 7 im Anhang). Dabei hatte die Fläche R 10 mit 21 verschiedenen Pflanzenarten die geringste Anzahl, wohingegen N 1 mit 55 Arten die höchste aufwies, dicht gefolgt von S 12 und S 10 mit jeweils 52 Arten. Insgesamt wurden in den 30 kartierten Flächen 159 unterschiedliche Gefäßpflanzenarten aufgenommen. Mit einer Ste­tigkeit von knapp 100 % waren einige Graminoiden, unter anderem *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* und *Festuca rubra* nahezu in jedem Saum vertreten. *Heracleum sphondylium* kam mit einer Stetigkeit von 93,3 % nach den Grasarten am häufigsten vor (Tab. 9 im digitalen Anhang).

In allen Aufnahme­flächen konnten insgesamt 15 Rote-Liste Arten, aufgeführt für Nordrhein-Westfalen bzw. das Westfälische Tiefland nachgewiesen werden (Tab. 1). Meistens befanden sich ein oder zwei gefährdete Arten in den kartierten Säumen. Die Flächen N 3, R 9 und S 12 besaßen mit jeweils vier Arten die höchste Anzahl an gefährdeten Arten.

Tab. 1: vorkommende Arten der Roten Liste 2010 auf den untersuchten Saumstandorten (n=30), NRW: Nordrhein-Westfalen, WB/WT: Westfälische Bucht/Westfälisches Tiefland, V: Vorwarnliste, G: Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, S: dank Schutzmaßnahmen gleich, geringer od. nicht mehr gefährdet, 3: gefährdet, 2: stark gefährdet, S: Saum vom NABU gepflegt (zweischurig gemäht), R: Referenzsaum von der Stadt gepflegt (einschurig gemulcht), N: weiterer Saum

Art	NRW	WB/WT	Vorkommen
<i>Achillea ptarmica</i>	V		S11, S19
<i>Alchemilla vulgaris</i>		G	R9
<i>Aquilegia vulgaris</i>	3	2	S1
<i>Centaurea jacea</i>		3	S2, R2, S3, S4, S5, S9, R9, S10, S11, R11, S12, S14, R14, S16, S19, R19, S20, R20, N1, N2, N3, N4, N5, N6, N7
<i>Clinopodium vulgare</i>		3	S12
<i>Cynosurus cristatus</i>	V		S10, S20
<i>Helictotrichon pubescens</i>		3	R14
<i>Knautia arvensis</i>		3	N3
<i>Lotus corniculatus</i>	V		S11, S12, S14, S16, S19, S20
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	V		S19, S20
<i>Myosotis ramosissima</i>	3	3	S12, N1
<i>Myosotis stricta</i>	3	3	N4, N6
<i>Rhinanthus serotinus</i>	3S	3S	S9, S12, S16, S20, N3, N5, N6
<i>Silaum silaus</i>	3	3	R4, S10, S11, N1
<i>Viola hirta</i>		3	S3, S4, R9, N3

Der mittlere Aufwuchs der Säume im Stadtgebiet Münster betrug im Beprobungszeitraum von Mitte Mai bis Mitte Juli 456 ± 142 g pro m² (Tab. 7 im Anhang). Die Aufnahme­flächen zeigten deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Produktivität. Die niedrigste Aufwuchsmenge mit 193,4 g pro m² ergab sich auf Fläche S 14. Den höchsten Aufwuchs erreichte die Fläche R 10 mit 779,2 g pro m² (Tab. 9 im digitalen Anhang).

Auch bei den Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse ließ sich mit Ausnahme von Kohlenstoff eine Variabilität feststellen (Tab. 7 im Anhang), woraus unterschiedlich produktive Flächen resultieren können.

6.2. Effekte unterschiedlicher Faktoren auf Artenreichtum und Aufwuchs

Insgesamt wurden sechs von 39 aufgenommenen Parametern verwendet, um den Effekt auf die Zielvariablen Artenzahl, Anzahl der Zielarten und den Aufwuchs der Pflanzen, aufgenommen als Biomasse zu untersuchen (Tab. 2).

Mit dem allgemeinen linearen Modell soll zunächst die Artenzahl erklärt werden. Zwar ergibt sich zwischen der Artenzahl der Flächen mit Pflege durch den NABU und denen mit städtischer Pflege ein signifikanter Unterschied, das Modell an sich ist aber mit einer erklärten Varianz von 13 % nicht als signifikant anzusehen, weshalb die aufgeführten Faktoren nicht maßgeblich zur Erklärung der Artenzahl beitragen.

Ein signifikantes Ergebnis liefert hingegen die Anzahl der Zielarten als abhängige Variable mit 43 % erklärter Varianz. Zum einen beeinflusst hierbei der Faktor Pflege die Zielartenanzahl, was durch den Unterschied zu den Pflegemaßnahmen der Stadt bzw. der weiteren Säume gegenüber denen des NABU deutlich wird, die jeweils weniger Zielarten aufwiesen. Zum anderen steht der Nährstoffwert nach Ellenberg in Zusammenhang mit der Anzahl der Zielarten. Diese steigt, sobald Anzahl und Abundanz nitrophiler Arten, die auf den Untersuchungsflächen vorkamen, sinkt. Alle weiteren, selektierten Faktoren haben keinen signifikanten Einfluss auf die Anzahl.

Die Zielvariable „Biomasse“ besitzt ebenfalls eine durch das Modell erklärte Varianz von 43 %. Die Makronährstoffe Stickstoff und Kalium in der Biomasse erweisen sich dabei als höchst signifikant bzw. signifikant. Während die Interaktion der Stickstoffkonzentration hinsichtlich der Biomasse einen negativen Effekt aufzeigt, weist die der Kaliumkonzentration einen positiven auf. Ebenso wie bei der Anzahl der Zielarten steht der Nährstoffwert nach Ellenberg in Zusammenhang mit der Biomasse, wobei der Zeigerwert mit zunehmender Produktivität der untersuchten Saumstandorte steigt. Die anderen aufgeführten Faktoren konnten nicht zur Erklärung der Biomasse beitragen.

Tab. 2: allgemeines lineares Modell (ANCOVA) mit Zielvariablen Artenzahl, Anzahl der Zielarten bzw. Biomasse und selektierten Faktoren, Faktor Aufwuchs entfällt bei linearem Modell der Biomasse, Pfeile zeigen einen negativen (↓) bzw. positiven (↑) Effekt der Faktoren an, Signifikanzniveau: ***, $p < 0,001$; **, $p < 0,01$; *, $p < 0,05$, nicht signifikante Faktoren entfallen durch backward-stepwise selection ($p > 0,05$), $n = 30$

Faktor	Artenzahl				Anzahl Zielarten				Biomasse			
	n	Ajusted R ²	p Modell		n	Ajusted R ²	p Modell		n	Ajusted R ²	p Modell	
	30	0,13	0,058		30	0,433	0,0017		30	0,43	<0,001	
df	Estimate	t-value	p	df	Estimate	t-value	p	df	Estimate	t-value	p	
Pflege sonstige	1		-0,958	0,347	1	↓	-3,121	0,004**	-		-	
Pflege Stadt	1	↓	-2,516	0,018*	1	↓	-3,879	<0,001***	-		-	
Biomasse-N	-		-		-		-		1	↓	-3,734	<0,001***
Biomasse-P	-		-		1		-1,479	0,152	-		-	
Biomasse-K	-		-		1		1,649	0,112	1	↑	2,235	0,034*
Ellenberg N	-		-		1	↓	-2,419	0,023*	1	↑	2,330	0,028*
Aufwuchs	-		-		-		-		-		-	

6.3. Unterschiede zwischen den Managementmethoden

6.3.1. Gradienten

Zunächst lassen sich bei der PCA aufgrund der verschiedenen Lagen der Aufnahmeflächen innerhalb des Biplots Unterschiede zwischen den zwei Gruppen von Säumen mit voneinander abweichenden Managementmethoden erkennen. Die Zusatzgruppe „weitere Säume“ grenzt sich hingegen nicht ab, weshalb sie den anderen Gruppen ähnlich ist (Abb. 1).

Die erste Achse stellt die Varianz innerhalb der Gruppen dar, wobei die Aufnahmeflächen der weiteren Säume weniger stark voneinander variieren als die der anderen zwei Gruppen. Dementsprechend befindet sich die Punktwolke der Flächen aller weiteren Säume mittig der Achse, während die der anderen Gruppen über die Achse verteilt liegen.

Durch die zweite Achse werden die Unterschiede zwischen den Gruppen abgebildet, allerdings wird keine scharfe Abgrenzung der Punktwolken deutlich. Eine grobe Unterteilung der vom NABU bzw. der Stadt gepflegten Aufnahmeflächen ist aber dennoch gegeben. Die Punktwolke der Flächen von den weiteren Säumen überschneidet sich mit denen der anderen zwei, da sie sich über die gesamte Achse erstreckt und deshalb nicht abgegrenzt werden kann.

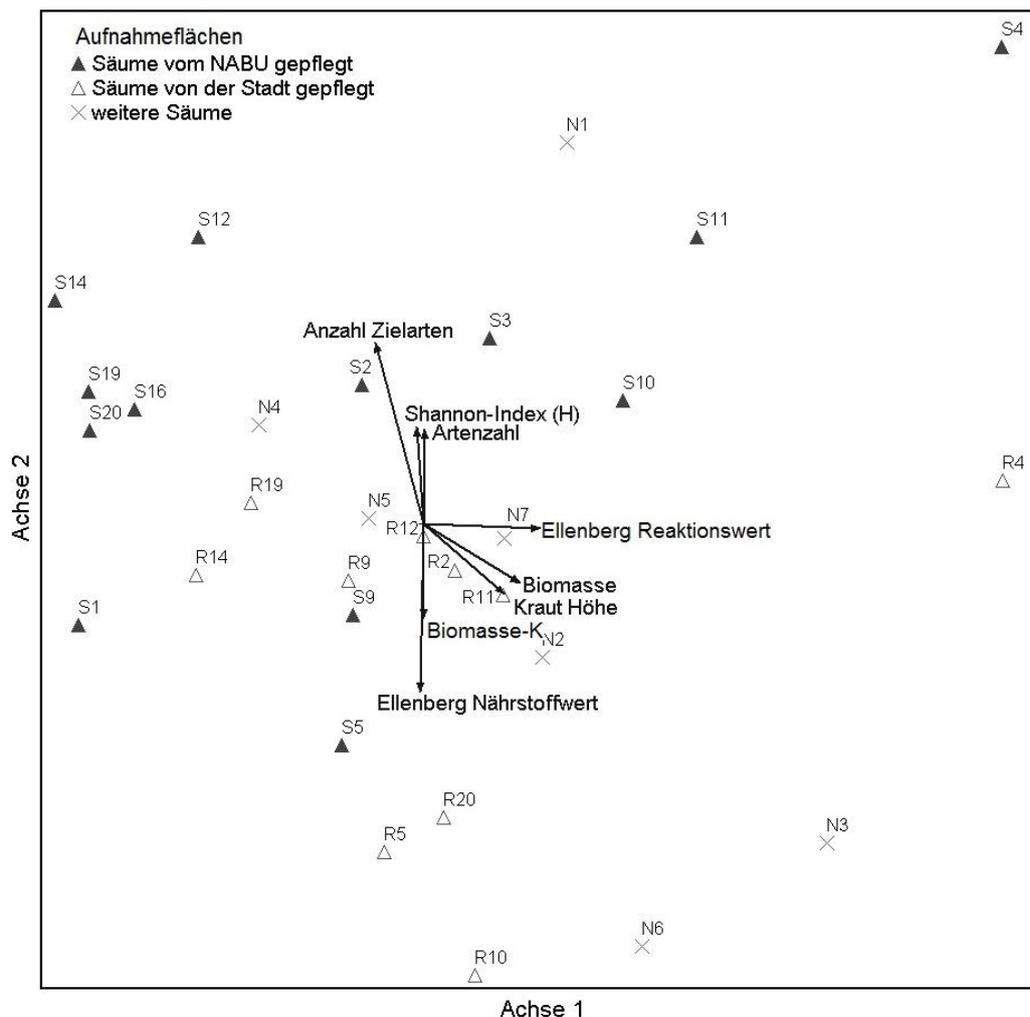


Abb. 1: PCA-Biplot des Vegetationsaufnahmedatensatzes: n=13 für „Säume vom NABU gepflegt“, n=10 für „Säume von der Stadt gepflegt“, n=7 für „weitere Säume“, 97 Arten nach Datenreinigung (Vorkommen < 3 gelöscht), cutoff r^2 -value: 0,2, Umweltvariablen sind Kraut Höhe [cm], Biomasse [$g \cdot m^{-2}$], Biomasse-Kalium (K)

[g*100g⁻¹], Ellenberg-Reaktionswert, Ellenberg-Nährstoffwert, Artenzahl, Shannon-Index und Anzahl Zielarten, Pfeillänge stellt Stärke der Korrelation mit den Achsen dar

Über das Overlay werden acht Umweltvariablen dargestellt (Abb. 1).

Der Reaktionswert nach Ellenberg ist am stärksten positiv mit der ersten Achse korreliert (Tab. 3), wonach die Flächen innerhalb der Gruppen variieren.

Die zweite Achse hingegen korreliert unter anderem negativ mit der Kaliumkonzentration in der Biomasse und dem Nährstoffwert nach Ellenberg. Dadurch ergibt sich ein Nährstoffgradient entlang dieser Achse. Die nährstoffreicheren Aufnahmeflächen, welche meistens von der Stadt durch Mulchen gepflegt werden, liegen bei niedrigen Werten auf der zweiten Achse (Abb. 1). Höhere Werte erreichen nährstoffärmere Standorte, deren Pflege größtenteils vom NABU ausgeführt wird, welcher die Säume im ersten Schnitt mäht. Die Flächen der weiteren Säume weisen aufgrund der Streuung teils nährstoffreichere, aber auch nährstoffärmere Bedingungen auf.

Zusätzlich werden positive Korrelationen mit der zweiten Achse durch die Anzahl der Zielarten, die Artenzahl bzw. den Shannon-Index erreicht (Tab. 3), wodurch ein Diversitätsgradient entsteht. Die α -Diversität ist dementsprechend durch die Lage der Aufnahmeflächen in den zweischurig gemähten Säumen (NABU) höher als in den einschurig gemulchten (Stadt). Sie schwankt hingegen auf den Standorten der weiteren Säume (Abb. 1). Die Biomasse, sowie die Höhe der Krautschicht korrelieren einerseits positiv mit der ersten Achse, andererseits negativ mit der zweiten Achse (Tab. 3). Aufgrund dessen liegen Unterschiede bezüglich des Aufwuchses bzw. der Vegetationshöhe innerhalb, als auch zwischen den Aufnahmeflächen der Gruppen vor.

Tab. 3: Pearson-Korrelationen (¹ Spearman-Korrelation) und p-Werte visualisierter Umweltvariablen mit den ersten zwei Ordinationsachsen, cutoff r²-value: 0,2, Umweltvariablen sind Kraut Höhe [cm], Biomasse [g*m²], Biomasse-Kalium (K) [g*100g⁻¹], Ellenberg-Reaktionswert, Ellenberg-Nährstoffwert, Artenzahl, Shannon-Index und Anzahl Zielarten, Signifikanzniveau: **, p<0,01; *, p<0,05; n.s., nicht signifikant, n=30

	Achse 1			Achse 2		
Eigenwert	10,137			8,498		
erklärte Varianz [%]	10,451			8,761		
Pearson-Korrelationen	r	p		r	p	
Kraut Höhe	0,413	0,023	*	-0,384	0,036	*
Biomasse	0,450	0,013	*	-0,355	0,054	n.s.
Biomasse-K	-0,032	0,866	n.s.	-0,449	0,013	*
Ellenberg Reaktionswert	0,498	0,005	**	-0,095	0,616	n.s.
Ellenberg Nährstoffwert ¹	0,038	0,844	n.s.	-0,589	0,001	**
Artenzahl	0,037	0,847	n.s.	0,447	0,013	*
Shannon-Index	-0,321	0,084	n.s.	0,621	0,000	**
Anzahl Zielarten	-0,119	0,530	n.s.	0,455	0,012	*

Die Unterschiede zwischen den zehn Saumpaaren, sowie innerhalb der Paare werden in Abbildung 2 dargestellt. Die zwei Säume eines Paares unterliegen jeweils einer anderen Managementmethode und sind in der Graphik über einen Vektor miteinander verbunden. Achse 1 kann die Unterschiede in den Saumpaaren nicht wesentlich veranschaulichen und durch Umweltparameter ökologisch erklären. Entlang der zweiten Achse hingegen sind die Unterschiede der Paare deutlich zu erkennen.

Auffällig ist, dass die Anordnung der Aufnahmeflächen im Biplot innerhalb der Paare generell immer gleich aufgebaut ist, sodass die gemähten Flächen vom NABU einen höheren Wert auf der zweiten Achse annehmen, als der jeweilige gemulchte Vergleichssaum der Stadt. Die Saumpaare variieren einerseits in der Länge, andererseits in der Position im Biplot. Weiter entfernt liegende Aufnahmeflächen unterscheiden sich allgemein stärker in ihren Standorteigenschaften bzw. ihrer Artenzusammensetzung als nahe beieinander liegende Flächen.

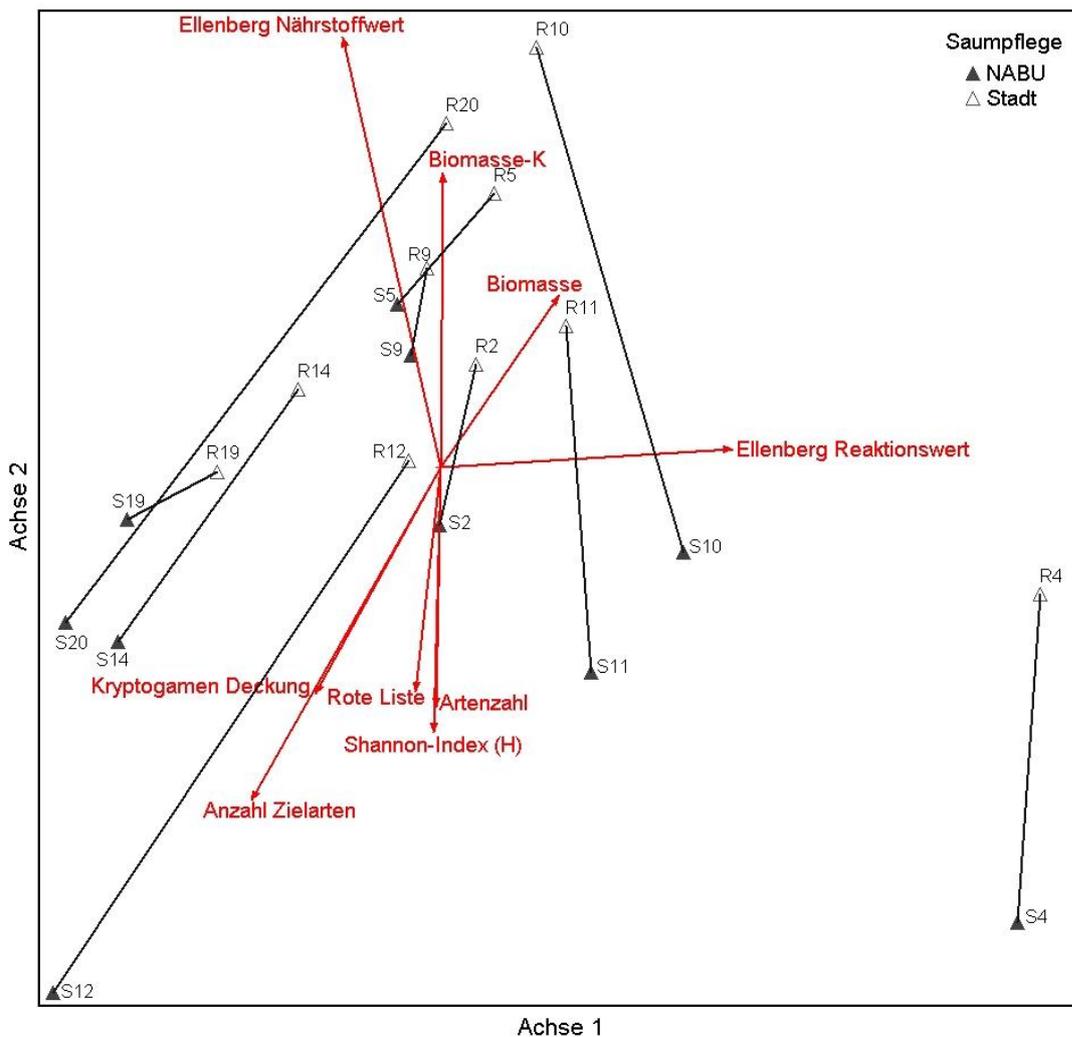


Abb. 2: PCA-Biplot des reduzierten Vegetationsaufnahmedatensatzes: $n=20$ (10 pro Gruppe), 87 Arten nach Datenreinigung (Vorkommen < 3 gelöscht), cutoff r^2 -value: 0,2, Saumpaare über Successional Vectors miteinander verknüpft, Umweltvariablen sind Kryptogamen Deckung [%], Biomasse [$g \cdot m^{-2}$], Biomasse-Kalium (K) [$g \cdot 100g^{-1}$], Ellenberg-Reaktionswert, Ellenberg-Nährstoffwert, Artenzahl, Shannon-Index, Rote Liste und Anzahl Zielarten, Vector scaling=200 %

Das Overlay dieser PCA ähnelt stark dem der vorherigen, welche den gesamten Datensatz einbezieht. Es lässt sich erkennen, dass die Höhe der Krautschicht als Umweltvariable wegfällt und die Deckung der Kryptogamenschicht und die Anzahl der Rote-Liste Arten als Variablen hinzugekommen sind (Abb. 2).

Der Reaktionswert nach Ellenberg ist diesmal die einzige, signifikant positiv korrelierte Umweltvariable mit der ersten Achse (Tab. 4).

Die zweischürig gemähten Aufnahme­flächen, welche vom NABU gepflegt werden, zeichnen sich allgemein durch eine höhere α -Diversität und nährstoffärmere Standortbedingungen aus, was über die mit der zweiten Achse korrelierten Umweltgradienten ersichtlich wird (Abb. 2). Es wird aber ebenfalls deutlich, dass der einschürig gemulchte Referenzaum vergleichsweise viele Arten aufweisen kann, wenn auch der vom NABU gemähte Saum eine hohe Artenzahl besitzt. Außerdem korreliert die zweite Achse negativ mit der Variablen „Rote Liste“ (Tab. 4). Gefährdete und damit einhergehend meist auch seltene Arten in Nordrhein-Westfalen sind daher eher auf zweischürig gemähten Saumstandorten (NABU) zu finden (Tab. 8 im Anhang).

Die Umweltgradienten weisen im Vergleich zur vorherigen Ordination jeweils höhere Korrelationswerte mit den Achsen auf. Darstellungsbedingt sind diese aber umgekehrt korreliert (Tab. 4 im Vergleich zu Tab. 3).

Tab. 4: Pearson-Korrelationen (¹ Spearman-Korrelationen) und p-Werte visualisierter Umweltvariablen mit den ersten zwei Ordinationsachsen, cutoff r^2 -value: 0,2, Umweltvariablen sind Kryptogamen Deckung [%], Biomasse [$g \cdot m^{-2}$], Biomasse-Kalium (K) [$g \cdot 100g^{-1}$], Ellenberg-Reaktionswert, Ellenberg-Nährstoffwert, Artenzahl, Shannon-Index, Rote Liste und Anzahl Zielarten, Signifikanzniveau: **, $p < 0,01$; *, $p < 0,05$; n.s., nicht signifikant, $n=20$

	Achse 1			Achse 2		
Eigenwert	12,412			10,047		
erklärte Varianz [%]	14,266			11,548		
Pearson-Korrelationen	r	p		r	p	
Kryptogamen Deckung	-0,357	0,123	n.s.	-0,480	0,032	*
Biomasse	0,347	0,134	n.s.	0,418	0,066	n.s.
Biomasse-K	0,057	0,812	n.s.	0,549	0,012	*
Ellenberg Reaktionswert	0,548	0,012	*	0,138	0,562	n.s.
Ellenberg Nährstoffwert ¹	-0,069	0,772	n.s.	0,672	0,001	**
Artenzahl	-0,072	0,763	n.s.	-0,494	0,027	*
Shannon-Index	-0,080	0,736	n.s.	-0,519	0,019	*
Rote Liste ¹	-0,141	0,553	n.s.	-0,464	0,039	*
Anzahl Zielarten	-0,438	0,054	n.s.	-0,582	0,007	*

Eine genauere Untersuchung der Unterschiede zwischen den Säumen mit verschiedenen Pflegemethoden durch zweischüriges Mähen (NABU) bzw. einschüriges Mulchen (Stadt) ergab signifikante Ergebnisse in vier von 30 metrischen Umweltparametern (Tab. 8 im Anhang).

Die Artenzahl war in gemähten Säumen, die vom NABU gepflegt werden, deutlich höher als auf den durch die Stadt gemulchten Saumstandorten (Abb. 3 (A)). Genauer gesagt lag die α -Diversität in den durch die Pflegemethode des NABU beeinflussten Säumen um 10 Arten höher als auf deren Vergleichsflächen (Tab. 8 im Anhang). Die Spannweite des Artenreichtums war bei gemulchten Aufnahme­flächen (Stadt) größer als bei gemähten Saumstandorten durch den NABU, was ebenfalls durch die Interquartilsabstände der Boxplots in Abbildung 3 (A) ersichtlich wird.

Der Shannon-Index nahm ebenfalls einen höheren Wert für die gemähten Säume an, die in die Zuständigkeit des NABU fallen, als für die von der Stadt gepflegten Referenzflächen (Abb. 3 (B)).

Die Anzahl der Zielarten war in den gemähten Säumen (NABU) auch deutlich höher als auf deren Referenzflächen, die von der Stadt gemulcht werden (Abb. 3 (C)). Mit knapp unter der Hälfte von insgesamt 44 möglichen Zielarten pro Aufnahmefläche waren die gemähten Aufnahmeflächen vom NABU im Durchschnitt um 7 Zielarten reicher als die gemulchten Flächen der Stadt (Tab. 8 im Anhang).

Für den Deckungsgrad der Zielarten ergab sich bei den gemähten Säumen (NABU) im Vergleich zu den gemulchten Saumstandorten (Stadt) ebenfalls ein höherer Wert (Abb. 3 (D)). Dabei lag der Deckungsgrad der gemähten Flächen um 15 % höher als bei deren Referenzflächen (Tab. 8 im Anhang). Wie in Abbildung 3 (D) über die Interquartilsabstände der beiden Boxplots ersichtlich, schwankte der Deckungsgrad der Zielarten auch diesmal stärker bei den gemulchten gegenüber den gemähten Aufnahmeflächen.

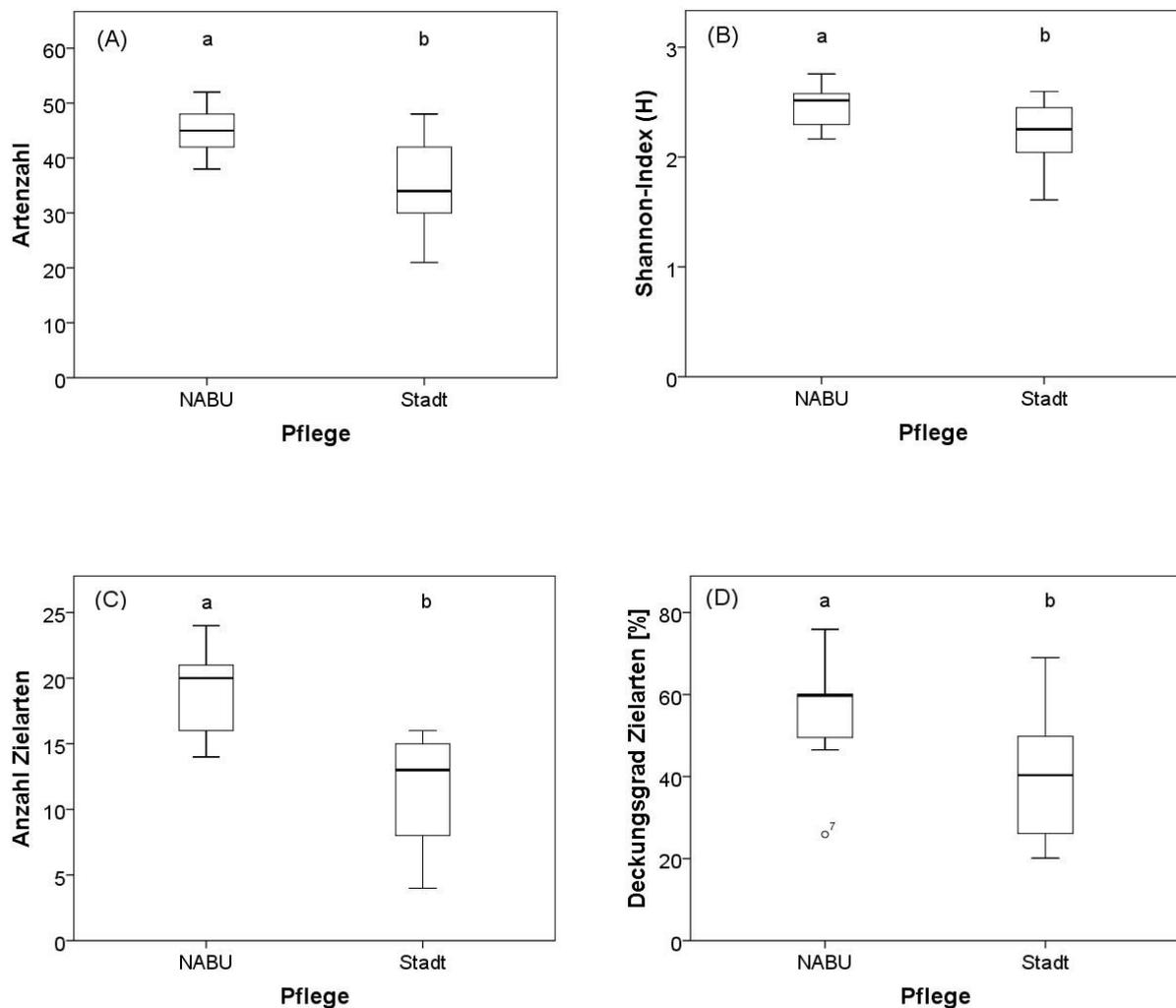


Abb. 3: Unterschiede von zwei Gruppen an Säumen (Differenzierung: Saumpflege) dargestellt in Boxplots (von innen nach außen betrachtet: Median, unteres/ oberes Quartil, unterer/ oberer Whisker, Ausreißer) für (A) Artenzahl ($p < 0,01$), (B) Shannon-Index ($p < 0,05$), (C) Anzahl der Zielarten ($p = 0,001$) und (D) Deckungsgrad der Zielarten [%] ($p < 0,05$), Angabe der signifikanten Unterschiede nach Mittelwertvergleichen unabhängiger Stichproben durch verschiedene Buchstaben, $n = 10$ pro Gruppe

6.3.2. Artenzusammensetzung

Die in den Aufnahme­flächen vorkommenden Arten können ebenfalls in einer PCA angeordnet werden (Abb. 11 im Anhang), wobei sie sich teilweise aufgrund der Eigenschaften und Lagen im Biplot zu Gruppen zusammenfassen lassen. *Aegopodium podagraria*, *Galium aparine*, *Stachys sylvatica* oder *Urtica dioica* etwa sind alles Zeigerarten für nährstoffreiche Standorte, die sich bei niedrigen Werten auf der zweiten Achse befinden und eher in Untersuchungsflächen vorkamen, welche einschürig gemulcht werden (Stadt). Magerkeitszeiger z.B. *Anthoxanthum odoratum*, *Leucanthemum ircutianum*, *Luzula campestris*, *Silaum silaus* und *Stellaria graminea* waren hingegen bei hohen Werten und vorwiegend auf zweischürig gemähten Flächen (NABU) vorzufinden. Die zuletzt genannten Pflanzenarten sind auch Teil der Zielartenliste (Tab. 10 im digitalen Anhang).

Die Punktwolke der Arten verdichtet sich zunehmend entlang der zweiten Achse (Abb. 11 im Anhang), was auf die positive Korrelation dieser mit der Artenzahl in den Aufnahme­flächen zurückzuführen ist.

Abbildung 4 stellt die Gesamtartenzahl aufgeteilt in die vier Kategorien Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten für den reduzierten Datensatz dar. Aus der Graphik wird ersichtlich, dass die Gesamtartenzahl der einzelnen Säume relativ stark schwankte und damit auch die Anzahl der Arten in den einzelnen Kategorien. Wie der Mittelwert dieser Kategorien zeigt, werden die vorher beschriebenen Unterschiede zwischen den Saumpaaren erneut graphisch verdeutlicht.

Die Anteile der vier Kategorien waren in den jeweiligen Säumen auf die Gesamtartenzahl bezogen jedoch verhältnismäßig ähnlich zusammengesetzt. Damit nahmen die Ziel-, als auch die Grünlandarten den größten Anteil des Artenreichtums ein, währenddessen der Anteil der Stör-, sowie der begleitenden Arten geringer ausfiel.

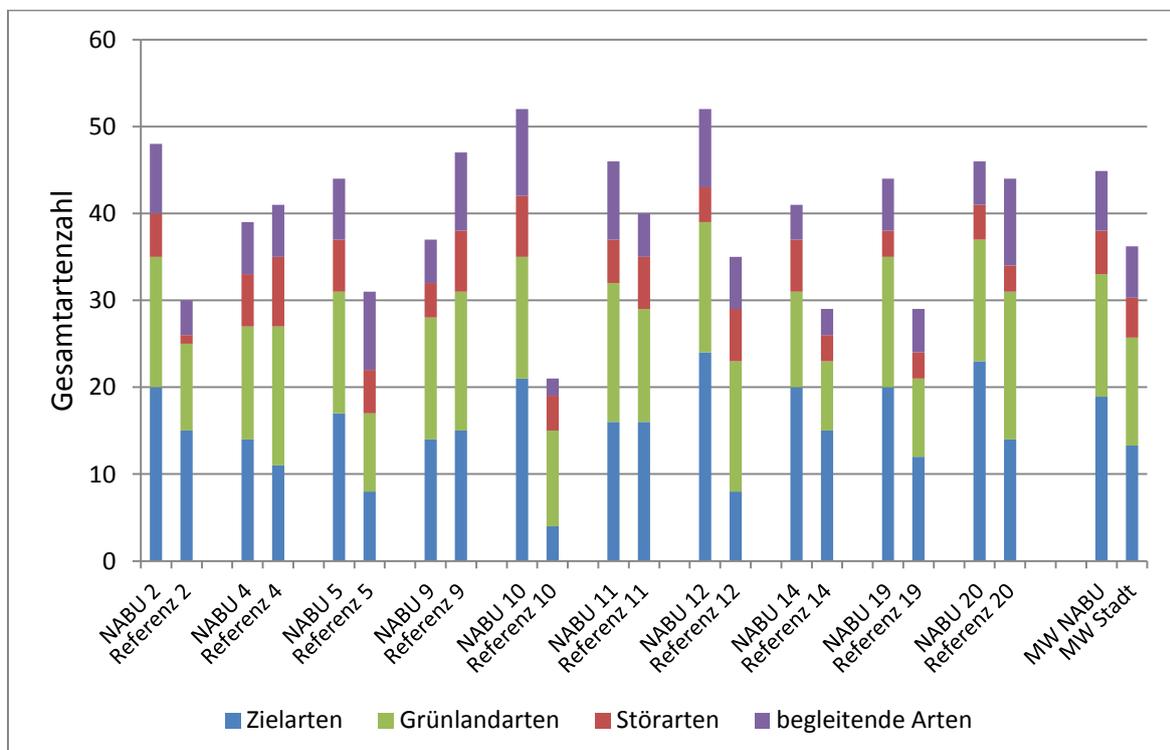


Abb. 4: Gestapeltes Balkendiagramm der Gesamtartenzahl per 20 m² aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (Zuweisung: vgl. Kapitel 5.3) mit Angabe des Mittelwertes (MW), n=20

Neben der Artenzusammensetzung der einzelnen Säme wurden die Deckungsgrade der jeweiligen Kategorien abgebildet, um festzustellen, mit welchen Abundanzen sie jeweils vorliegen (Abb. 5). Die Unterschiede waren zwar nicht so deutlich wie bei der Gesamtartenzahl, trotzdem sind Schwankungen der Deckungsgrade innerhalb der Kategorien eines jeden Saums zu erkennen. Dem Mittelwert ist zu entnehmen, dass es zwischen den Saumpaaren vor allem bei den Zielarten, aber auch bei den Störarten zu Unterschieden bezüglich des Deckungsgrades kommt. Teilweise konnten diese Ergebnisse ebenfalls durch die Mittelwertvergleiche bestätigt werden (Abb. 3 (D)).

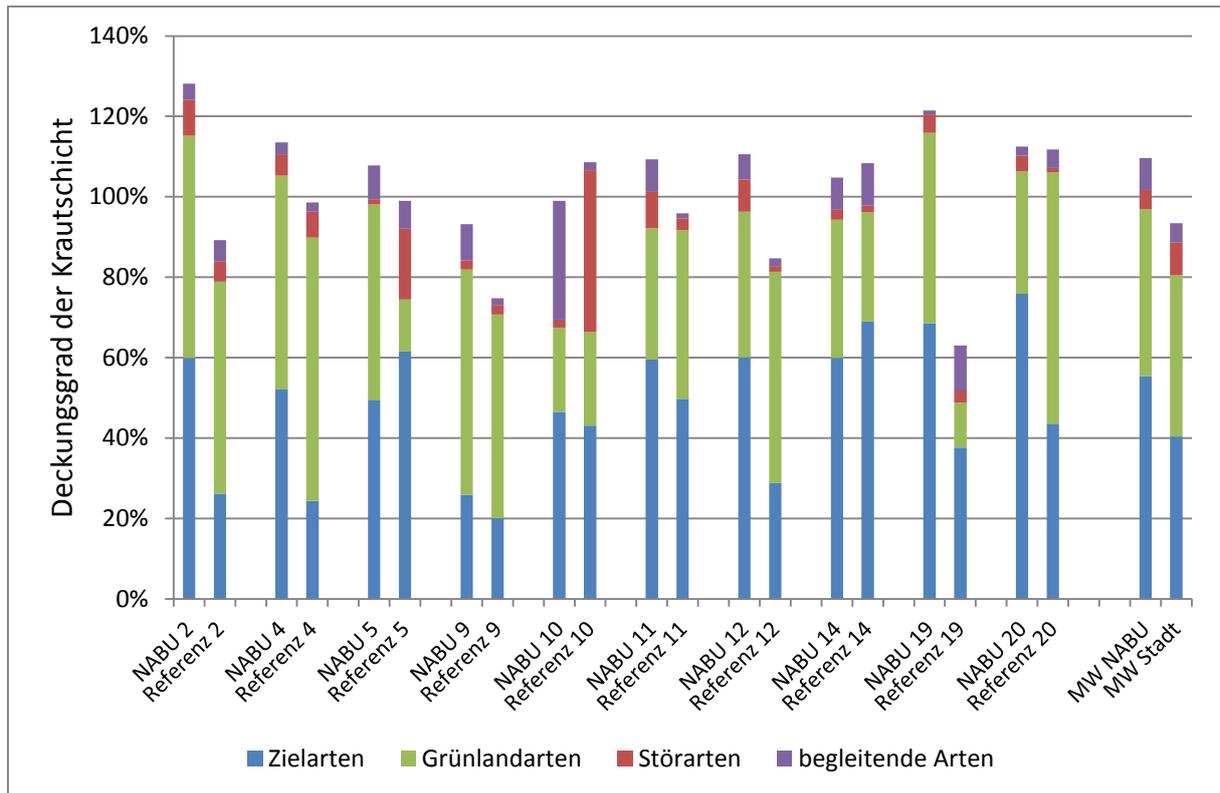


Abb. 5: Gestapeltes Balkendiagramm des Deckungsgrades der Krautschicht [%] aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (Zuweisung: vgl. Kapitel 5.3) mit Angabe des Mittelwertes (MW), n=20

7. Diskussion

7.1. Methodenkritik

Innerhalb des Untersuchungszeitraums konnte die Kartierung der Säume nicht einheitlich auf der gleichen Saumhälfte durchgeführt werden. Neben den Eigenschaften des Saumes war die Mahd der Banketten im Zuge der Saumpflege der Stadt die Hauptursache für die uneinheitliche Kartierung. Im Leistungsverzeichnis des Tiefbauamtes Münster (2015) wurde das Mulchen von 1 m Bankette festgelegt. Abweichend von dieser Festlegung ist der Mulchschnitt teilweise auf bis zu 2 m Bankette ausgeweitet worden, weshalb für die Kartierung dieser Säume auf die zum Acker bzw. Grünland liegende Saumhälfte ausgewichen werden musste. Die vor dem Mulchen der Bankette untersuchten Säume wurden hingegen auf der zur Straße weisenden Hälfte aufgenommen. Die Kartierung des Saumpaars fand aber jeweils auf der gleichen Saumhälfte statt (Tab. 9 im digitalen Anhang).

Durch einen vorgezogenen Mahdtermin wurden alle Säume, deren Pflege der NABU übernommen hat, zu einem Zeitpunkt gemäht, an welchem die Kartierarbeiten noch nicht vollständig abgeschlossen waren. Die für eine Gesamtanzahl von 30 Aufnahmen fehlenden Säume konnte zwar nachträglich durch andere ersetzt werden, sie waren aber nicht mehr für den Vergleich der Pflegemethoden verwendbar, sondern dienten nur für allgemeine Aussagen über die Ökologie von Säumen.

Bezüglich der Zeigerwerte nach Ellenberg (2010), ist noch zu erwähnen, dass es sich um ordinalskalierte Werte handelt, bei denen eine Mittelwertbildung streng genommen nicht zulässig ist. Dennoch eignen sich die gewichteten Mittelwerte für Analysen und werden inzwischen häufig verwendet (Diekmann 2003).

7.2. Zustand der Säume im Vergleich

Auf den untersuchten Säumen im Stadtgebiet Münster wurden bei insgesamt 159 verschiedenen Gefäßpflanzen in einer Aufnahmefläche von 20 m² durchschnittlich 40 ± 8 Arten vorgefunden (Tab. 7 im Anhang). Das entspricht dem Artenreichtum der Säume in der Studie von Cousins u. Eriksson (2002). Im Vergleich zur Artenzahl der Assoziation *Arrhenatheretum elatioris* (Glatthaferwiese), an dessen Pflege sich der NABU orientiert, liegt der mittlere Artenreichtum der kartierten Säume in der oberen Hälfte der Spannweite von 15 bis 45 Arten, die von Kratochwil u. Schwabe (2001) für Glatthaferwiesen angegeben werden.

Der Zustand der Säume sollte auch im Landschaftskontext betrachtet werden. Nach Angaben von Brandes u. Oppermann (1995), Tanghe u. Godefroid (2000) und von Arx et al. (2002) sind je nach Landnutzungsintensität ein Anteil von bis zu 90 % an der Gesamtflora in Saumbiotopen zu finden, wodurch sie sich als ökologisch wertvoll erweisen. Jedoch werden in diese Studien auch Säume an Waldrändern mit einbezogen, die Arten enthalten, welche nur dort vorkommen. Im überwiegend landwirtschaftlich geprägten Westdeutschland beträgt der Anteil am gesamten Arteninventar 40- 60 % (Stottele 1994 zit. n. Klusmeyer 2004). Die Säume im Untersuchungsgebiet befinden sich trotz intensiv genutzter Agrarlandschaft, dem hohen Artenreichtum nach zu urteilen in einem guten floristischen Zustand und sollten erhalten bleiben.

Das Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten trägt zur Schutzwürdigkeit und Notwendigkeit des Erhalts von Saumbiotopen bei, die als eines von wenig verbliebenen Habitaten für solche Arten dienen (Jüttersonke u. Arlt 2006). Bei Untersuchungen von Saumstandorten in Niedersachsen wurden 10 gefährdete Arten nachgewiesen (Klusmeyer 2004). Auf den kartierten Säumen im Stadtgebiet Münster sind insgesamt 15 Rote-Liste Arten gefunden worden (Tab. 1), wovon knapp die Hälfte Indikatorarten der heutzutage in der atlantischen Region selten gewordenen extensiv genutzten Glatthaferwiesen sind (LANUV NRW 2015b, BfN 2013). Das Vorkommen der Rote-Liste Arten variierte aber stark. *Centaurea jacea* war auf den untersuchten Saumabschnitten mit Abstand die häufigste Art. Sie ist vorwiegend im rückläufigen Extensivgrünland zu finden und deshalb auf den heutigen intensiv genutzten Grünlandflächen eher selten (Hempel 2009). Das vermehrte Vorkommen dieser Art in Säumen belegt beispielsweise deren Bedeutung als Lebensraum, unter anderem auch für gefährdete Arten.

Der mittlere Aufwuchs der Untersuchungsflächen von 456 ± 142 g pro m² deckt sich mit dem Wert von Kleijn u. Verbeek (2000), die Säume in einem ähnlichen Zeitfenster von Juni bis Juli in der zentralen und östlichen Region der Niederlande untersucht haben. Im Vergleich zum Wirtschaftsgrünland, welches aber größtenteils schon im Mai beprobt wird, sind die Untersuchungsflächen produktiver und besitzen geringere Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse (Tab. 7 im Anhang, Klaus et al. 2013). Entscheidend ist dabei der Zeitpunkt der Biomassebeprobung, da die Nährstoffkonzentration mit dem Wachstum der Pflanze abnimmt (Kleinebecker et al. 2011). Laut Auestad (2009) zählen Säume aber eher zu den nährstoffärmeren Flächen. Die unterschiedliche Produktivität der kartierten Säume kann auf Veränderungen der Standorteigenschaften zurückgeführt werden (Akbar et al. 2008).

7.3. Einflussgrößen auf Artenreichtum und Aufwuchs in Säumen

Die Gesamtartenzahl aller Säume ist nicht alleinig durch die aufgenommenen Parameter erklärbar (Tab. 2). Zwar scheint sich die momentan durchgeführte Pflegemethode auf die Artenzahl auszuwirken, aber weitere, nicht aufgenommene Parameter müssen ebenfalls einen Einfluss haben.

Ein Faktor könnte die Nutzungsgeschichte sein. Einerseits wirkt sich über mehrere Jahrzehnte andauerndes Management auf das heutige Erscheinungsbild des Saums und damit auf das Auftreten von Arten aus (Alignier u. Baudry 2015). Andererseits können die Säume in der Vergangenheit als Ort für Ein- bzw. Umlagerung von Bodensubstraten beispielsweise im Zuge von Straßenbauarbeiten gedient haben. Diese Veränderungen wirken sich wiederum auf die Funktionen des Bodens und dessen Eigenschaften aus, wovon die jeweilige Vegetationszusammensetzung abhängt (Sukopp u. Wittig 1998, Scheffer u. Schachtschabel 2010). Auch die angrenzende, meist landwirtschaftliche Nutzung und deren Einfluss auf Säume in Form von Pestizid- und Düngemitteldrift kann zu einer Änderung der Vegetation und dadurch des Artenreichtums führen, wobei die Auswirkung mit zunehmendem Abstand vom Feldrand abnimmt (Kleijn u. Verbeek 2000, Partzsch u. Kästner 1995).

Als Teil der Gesamtartenzahl war die Anzahl der Zielarten auf den untersuchten Saumstandorten hingegen durch die Pflegemethode beeinflusst (Tab. 2). Auch beim Nährstoff-Zeigerwert, welcher über den Pflanzenbestand Hinweise auf den Nährstoffgehalt im Boden liefert (Englisch u. Karrer 2001), konnte ein Zusammenhang mit der Anzahl der Zielarten festgestellt werden. Durch Studien beispielsweise von Parr u. Way (1988), Jüttersonke u. Arlt (2006) oder Jantunen et al. (2007) wurde bereits bestätigt, dass das Management und

die Nährstoffverfügbarkeit im Boden einen Einfluss auf die Vegetation ausüben. Genauere Erläuterungen dazu folgen unter der nächsten Teilüberschrift dieses Abschnittes.

Der Aufwuchs in Säumen ist durch die Makronährstoffe Stickstoff und Kalium in der Biomasse beeinflusst worden. Erhöhte Nährstoffwerte im Boden führten zu einem Anstieg des Aufwuchses, wobei aber die Konzentration an Stickstoff in der Trockenmasse fiel (Tab. 2). Mit dem Längenwachstum im Laufe der Vegetationsperiode verteilt sich der Stickstoff über die Pflanze und die Konzentration in der Biomasse nimmt ab. Dieser Zusammenhang wird als Verdünnungseffekt bezeichnet, der sich durch eine Limitierung des Nährstoffs noch verstärkt (Hejman et al. 2010). Kalium und Phosphor sind ebenfalls wichtige Nährelemente für Pflanzen, die als limitierende Faktoren wirken und die Produktivität einschränken können (Dierschke u. Briemle 2002, Schaffers u. Sýkora 2002). Bei Phosphor konnte kein Einfluss auf die Produktivität der Untersuchungsflächen festgestellt werden, was mit der zu kleinen Stichprobe in Zusammenhang gebracht werden kann.

7.4. Unterschiede zwischen den Managementmethoden

Die untersuchten Saumpaare, denen zwei verschiedene Pflegemethoden zugrunde liegen, unterschieden sich aufgrund eines Nährstoff- und eines Diversitätsgradienten voneinander (Abb. 2).

Zunächst muss aber darauf hingewiesen werden, dass die Selektion der durch den NABU gepflegten Säume vor dem Hintergrund bereits bestehender hoher Artenzahlen, darunter möglichst vieler Zielarten, stattfand. Nur solche Standorte sind zu Beginn in das Saumprojekt aufgenommen worden (NABU Münster 2000).

Die Vegetationsaufnahmen ergaben mit einer Differenz von 10 Arten eine deutlich höhere durchschnittliche α -Diversität auf den zweischurig gemähten Säumen des NABU im Gegensatz zu einschurig gemulchten Saumstandorten unter städtischer Pflege. Der Unterschied bei der mittleren Anzahl der Zielarten belief sich in diesem Zusammenhang auf 7 Arten (Tab. 8 im Anhang). Die vorhergehende Selektion der Säume durch den NABU begünstigte den vorgefundenen Unterschied zwischen den Saumpaaren, wobei dieser aber nicht nur auf die Selektion zurückgeführt werden kann.

Der Artenreichtum in Säumen wird auch durch die Pflegemethode als einer von mehreren auf die Vegetationszusammensetzung wirkenden Faktoren beeinflusst (Kleijn 1997). Dabei ist die Mahdfrequenz, das Abräumen bzw. Liegen lassen des Mahdguts und der Zeitpunkt der Mahd entscheidend (Auestad 2009).

In Mitteleuropa wird eine zweischürige Mahd für den Erhalt des hohen Artenreichtums von Saumstandorten bei durchschnittlicher Produktivität der Flächen empfohlen (Parr u. Way 1988, Crossley 2010). Einmalige Mahd im Jahr, aber auch ein zu häufiger Schnitt haben hingegen eine geringere α -Diversität zur Folge (Hovd u. Skogen 2005, Jantunen et al. 2007). Auch auf den untersuchten Säumen im Stadtgebiet Münster lag der höhere Artenreichtum unter der Pflegemethode des NABU mit zweimaliger Mahd im Vergleich zum einmaligen Schnitt beim städtischen Management vor, was mit den Ergebnissen von Klusmeyer (2004) und Auestad et al. (2011) übereinstimmt. Der Artenverlust bei der einschürigen Mahd ist unter anderem auf die Lichtkonkurrenz, begründet durch einen hoch gewachsenen Pflanzenbestand, zurückzuführen. Aus einem zweischürigen Schnitt resultiert demgegenüber eine geringere Vegetationshöhe und mehr Lichteinfall, wodurch sich die Standortbedingungen zugunsten niedrigwüchsiger Pflanzen verändern und damit einer höheren Anzahl von

Arten ermöglicht wird, gleichzeitig auf begrenztem Raum zu existieren (Dierschke u. Briemle 2002, Parr u. Way 1988).

Zwar konnte bei den untersuchten Säumen ein Nährstoffgradient festgestellt werden, aber die Unterschiede zwischen den beiden Pflegemethoden bezüglich der Nährstoffgehalte der jeweiligen Saumstandorte waren im direkten Vergleich nicht signifikant. Durch das Abräumen des Mahdguts, wie es im Juni auf den vom NABU gepflegten Säumen durchgeführt wird, können langfristig Nährstoffe entzogen werden, da die meisten Pflanzen ihre Nährstoffe zu diesem Zeitpunkt noch nicht in Speicherorgane verlagert haben (Crossley 2010, Dierschke u. Briemle 2002). Beim Mulchen hingegen, welches in die städtische Pflegemethode integriert ist, wird die Nährstoffanreicherung durch den Verbleib der Biomasse auf den Säumen zusätzlich der bereits vorhandenen Deposition aus der Atmosphäre und dem Eintrag von angrenzenden Nutzflächen begünstigt (Schäpers 2012). Die Zeitspanne der praktizierten Saumpflege des NABU von 11 Jahren ist aber noch nicht ausreichend, um deutliche Unterschiede zwischen den beiden Pflegemethoden nachzuweisen. In der Studie von Parr u. Way (1988) konnte bei einem Untersuchungszeitraum von 18 Jahren ebenfalls kein klarer Einfluss auf die Nährstoffgehalte im Boden gefunden werden.

Da der Aufwuchs von den Nährstoffgehalten der untersuchten Saumstandorte beeinflusst war, sind auch in Bezug auf die Produktivität keine eindeutigen Auswirkungen des Managements innerhalb der Saumpaare festgestellt worden.

Im Gegensatz zu den Nährstoffen kann die unterschiedliche α -Diversität der kartierten Säume unter anderem auf das Abräumen bzw. Liegen lassen des Mahdguts zurückgeführt werden. Der Abtransport des Schnittguts hat einen positiven Effekt auf den Artenreichtum, da sich die Standortfaktoren in Form von größerer Lichtverfügbarkeit und dementsprechend höherer Temperaturen zugunsten vieler Arten verändern (Jakobsson et al. 2016, Klusmeyer 2004). Vor allem kleine, konkurrenzschwache Arten werden dadurch gefördert, welche zuvor von höher wüchsigen Pflanzen beschattet worden sind (Sýkora et al. 2002, Li et al. 2008). Außerdem kann das Verfilzen der Grasnarbe gehemmt werden und damit zu einer Verbesserung der Keimungsbedingungen beitragen (Auestad et al. 2011).

Beim Mulchen besteht demgegenüber die Gefahr, dass sich artenarme Vegetationsbestände durch eine bevorzugte Etablierung von ausdauernden Unkräutern beispielsweise *Cirsium arvense* oder *Elymus repens* ausbilden, die aufgrund von aufrechten Trieben den Vorteil besitzen die auf der Vegetation verbleibende Mulchschicht durchdringen zu können. Konkurrenzschwache Arten sind dazu meist nicht in der Lage und ersticken unter der Auflage. Im Gegensatz zum Abräumen des Schnittguts wirkt sich die Mulchauflage ungünstig auf die Keimung aus und reduziert die Photosynthese, was ebenfalls zu der Ausbildung eines geringen Artenreichtums beitragen kann (Kleijn u. Verbeek 2000, Kleijn 1997, Parr u. Way 1988).

In Bezug auf die Vegetationszusammensetzung und damit die α -Diversität in Säumen kann auch der Mahdzeitpunkt entscheidend sein (Jantunen et al. 2007). Die Saumstandorte unter der Pflegemethode des NABU werden im Juni und im September bzw. Oktober gemäht, währenddessen bei der städtischen Pflege nur der zuletzt genannte Mahdtermin vorgesehen ist. Anfang bis Mitte Juni wird bei einer zweischürigen Mahd auch als Zeitspanne für den ersten Schnitt empfohlen, da eine Mahd im Mai die Blütenbildung und damit die Samenproduktion von früh im Jahr blühenden Pflanzen verhindern kann und bei einer Mahd ab Juli vor allem kleine Arten dem hohen Konkurrenzdruck unterliegen. Damit die Möglichkeit besteht, dass wenigstens eine generative Phase der Pflanzen abgeschlossen wird und auch noch

spätentwickelnde Arten gedeihen können, eignet sich Anfang September als Zeitpunkt für den zweiten Schnitt. Unter städtischer Pflege kommen die Arten aufgrund der späten Mahd zwar sicher zum Aussamen und können sich daher reproduzieren, unterliegen aber während der Vegetationsperiode einem größeren Konkurrenzdruck durch höheren Aufwuchs (Wieden 2004, Parr u. Way 1988).

Über die reine Artenzahl in den untersuchten Säumen hinaus, ergaben sich für die Pflegemethode des NABU mit zweischüriger Mahd höhere Werte beim Shannon-Index, sowie eine Differenz von 15 % beim mittleren Deckungsgrad der Zielarten im Vergleich zur städtischen Pflege mit einschürigem Mulchschnitt (Tab. 8 im Anhang). Der Shannon-Index als weiteres Diversitätsmaß steigt mit zunehmender Artenzahl und Gleichverteilung der relativen Abundanzen (Kratochwil u. Schwabe 2001), was bei den zweischürig gemähten Saumstandorten eher gegeben war als bei den einschürig gemulchten.

Bei der Artenzusammensetzung der untersuchten Saumpaare nahmen die Ziel- und Grünlandarten gemeinsam den größten Anteil der Gesamtartenzahl, ebenso wie den höchsten Deckungsgrad der Krautschicht ein (Abb. 4. u. 5). In Übereinstimmung mit Parr u. Way (1988) und Akbar et al. (2008) wiesen vor allem Graminoiden beispielsweise *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra* oder *Arrhenatherum elatius* und von den Kräutern *Heracleum sphondylium* Stetigkeiten über 90 % in den Säumen auf. Zwar konnte ein höherer Anteil der zu fördernden Zielarten auf den zweischürig gemähten Säumen des NABU aufgezeigt werden, ein deutlicher Unterschied in der Artenzusammensetzung zu den einschürig gemulchten Saumstandorten war aber nicht zu erkennen. Auch bei Auestad et al. (2011) konnte eine Beständigkeit der Artenzusammensetzung gegenüber kurzzeitigen Veränderungen des Managements festgestellt werden, obwohl sonst ein Einfluss auf die Vegetation durch Veränderungen in der Mahdhäufigkeit, sowie durch das Abräumen bzw. Liegen lassen des Schnittguts nachgewiesen wurde.

Zusammenfassend kann eine Ausrichtung der Pflege auf Naturschutzbelange, wie es im Saumprojekt des NABU durch zweimalige Mahd im Jahr und Abräumen des Schnittguts umgesetzt wird, der langfristigen Förderung bzw. dem Erhalt von bereits artenreichen Säumen dienen. Das praktizierte Management der Stadt mit einschürigem Mulchgang begünstigt eher eine Etablierung von artenarmen Vegetationsbeständen und ist für den Erhalt von Arten aus naturschutzfachlicher Sicht nicht ausreichend.

7.5. Implikationen

Nach § 21 Abs. 6 BNatSchG sind Säume zur Wahrung ihrer Funktionen zu erhalten und sofern sie nicht ausreichend vorhanden sind, zu schaffen. Wie diese Studie zeigt, kann der Erhalt des Artenreichtums, unter anderem mit den erwünschten Pflanzenarten durch eine daran angepasste Pflege gewährleistet werden. Zur Anreicherung der Säume mit neuen Arten ist aber eine Mahdgutübertragung bzw. Ansaat notwendig, womit heimische Tier- und Pflanzenarten aktiv unterstützt werden können (Schiffgens 2011, Klaus 2013). Die Wahrung bereits wertvoller Säume ist einer Neuanlage jedoch grundsätzlich vorzuziehen (Kirmer et al. 2014). Das trifft vor allem auf die immer noch artenreichen, zweischürig gemähten Säume des NABU zu.

Die Selbstbegrünung mit erwünschten Arten ist in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft wie dem Münsterland nicht sehr Erfolg versprechend (Kühne u. Freier 2012). Gründe dafür sind das geringe Samenpotential im Boden und der fehlende Artenreichtum in unmittelbarer Umgebung. Die Mahdgutübertragung und die Ansaat sind daher zwei naturnahe

Begrünungsmethoden, welche für die Optimierung von Säumen eingesetzt werden können (Schiffgens 2011). Es handelt sich um wirkungsvolle Methoden, die bereits in verschiedenen Studien und Projekten beispielsweise bei Nordbakken et al. (2010), Fritch et al. (2011) oder Jeschke et al. (2012) Erfolge gezeigt haben.

Die Mahdgutübertragung ist im Gegensatz zur Ansaat die kostengünstigere Variante, was sich für die Kommunen als Vorteil erweist, da bei der Berücksichtigung von Naturschutzbelangen im Rahmen der Pflegemethode von Säumen in den meisten Fällen möglichst wenig Mehrkosten entstehen sollen. Eine Voraussetzung ist aber das Vorkommen von Spenderflächen mit hohem Reichtum und Deckungsgrad an erwünschten Arten in räumlicher Nähe zur Empfängerfläche (Hölzel 2011, Schäpers 2012).

Einige der durch den NABU zweischurig gemähten Säume kommen als Spenderflächen in Frage. Die Saumstandorte S 19 und S 20 in Münster-Albachten wurden bereits für eine Mahdgutübertragung verwendet (NABU Münster 2013). Zusätzlich können die Säume S 10 und S 12 in der Nähe von Häger in Nienberge genannt werden, welche in dieser Studie eine der höchsten Anzahlen und Deckungsgrade der Ziel- und Grünlandarten erreichten (Tab. 6 im Anhang). Der Großteil dieser Arten ist auch für eine Mahdgutübertragung geeignet (LANUV NRW 2011b). Bei den erwähnten Säumen handelt es sich jedoch um Ausnahmen, da geeignete Spenderflächen nur eingeschränkt verfügbar und auch im Stadtgebiet Münster kaum noch anzutreffen sind, weshalb eine Mahdgutübertragung nur begrenzt möglich ist (Hölzel 2011, NABU Münster 2013). Sofern sie nicht ausgeführt werden kann, bietet sich eine Ansaat zur Aufwertung von Säumen an (Kirmer et al. 2014).

Die meisten Säume im Untersuchungsgebiet sind aber für eine floristische Anreicherung zu schmal und daher anfällig für eine schlechte Etablierung der Ansaat durch die negative Auswirkung des Pestizid- bzw. Düngemittleintrags aus angrenzenden Nutzflächen auf den Vegetationsbestand oder die Störung aufgrund randlicher Bodenbearbeitung beispielsweise in Form von Fräsen. Deswegen sollte der Saum auf seine ursprüngliche Breite gebracht, sonst aber auf mindestens 3 m verbreitert werden (Fritch et al. 2011, Kirmer et al. 2014, Schäpers 2012). Zwar erreichten alle kartierten Säume eine Breite von 3 m, beinhalteten aber noch einen Entwässerungsgraben, der sich nicht für eine Ansaat eignet, da neben der Breite vor allem die Bodenvorbereitung, aber auch die Pflege für den langfristigen Erfolg der floristischen Anreicherung entscheidend ist (Jeschke et al. 2012, Cauwer et al. 2005).

Bei artenarmen Säumen, die im Stadtgebiet Münster vorwiegend unter städtische Pflege fallen, ist die Aufwertung der Saumstandorte noch eher erfolgversprechend als bei den schon größtenteils artenreichen Säumen unter bereits naturschutzgerechter Pflege des NABU. Dazu müsste die städtische Pflege auf den angereicherten Säumen aber dauerhaft geändert werden. Empfohlen wird eine alternierende ein- bis zweischürige Mahd mit Abtransport des Mahdguts (Kirmer et al. 2014, Oppermann et al. 2006). Bei einmaligem Schnitt im Jahr ist zu Anfang die Mahd im Juni der im September vorzuziehen, da sich die neu angesäten Arten mit höheren Deckungsgraden etablieren (Kirmer u. Tischew 2014).

Mit einer erfolgreichen floristischen Anreicherung entstehen ökologisch hochwertige Säume, weshalb sich die Aufwertung der Saumstandorte für Kompensations- und Agrarumweltmaßnahmen eignet, durch die eine finanzielle Unterstützung für den Pflegeaufwand bereitgestellt werden kann (Fritch et al. 2011, Kirmer et al. 2014).

Angereicherte Säume haben aber nicht nur einen Mehrwert für die Natur, sondern tragen auch zur Landschaftsästhetik und zur Erholung des Menschen bei, was die Attraktivität der Kommune steigert (Jacot u. Eggenschwiler 2005, Schäpers 2012).

8. Fazit

Wie der Vergleich beider Pflegemethoden von Säumen im Stadtgebiet Münster zeigt, kann die hohe α -Diversität von Saumstandorten in Bezug auf die Gesamtartenzahl und die Anzahl erwünschter Arten bei Ausrichtung der Pflege auf Naturschutzbelange bewahrt werden, während eine vorwiegend auf die Limitierung der Kosten ausgerichtete Pflege einen eher artenarmen Vegetationsbestand begünstigt. Demnach erweist sich die zweischürige Mahd mit Abräumen des Mahdguts, die in Anlehnung an die traditionelle Bewirtschaftung artenreicher Glatthaferwiesen stattfindet (Beulting 2015), im Gegensatz zum einschürigen Mulchschnitt als geeignetere Pflegevariante für den Erhalt der α -Diversität. Vor allem kleine, konkurrenzschwache Arten können aufgrund des größeren Lichteinfalls bis zur Erdoberfläche durch eine zweimalige Mahd im Jahr mit Abtransport des Schnittguts gefördert werden (Sýkora et al. 2002). Diese Pflegemethode trägt trotz verschieden produktiver Saumstandorte zu einem guten floristischen Zustand der Säume im Landschaftskontext bei. Neben dem Artenreichtum konnten auch höhere Werte für die Gleichverteilung der Arten und den Deckungsgrad der Zielarten nachgewiesen werden.

Bei den Nährstoffgehalten der Saumstandorte, sowie der Artenzusammensetzung ergaben sich hingegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Pflegemethoden. Um diesbezüglich deutliche Unterschiede aufzeigen zu können, ist ein längerer Untersuchungszeitraum notwendig.

Zusätzlich zum Erhalt der bereits artenreichen Säume durch daran angepasste Pflege bietet sich für artenarme Saumstandorte eine Aufwertung in Form einer Mahdgutübertragung oder einer Ansaat an, da die Selbstbegrünung mit erwünschten Arten in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft wie dem Münsterland nicht sehr vielversprechend ist (Schiffgens 2011, Kühne u. Freier 2012). Schon in mehreren Projekten, beispielsweise bei Jeschke et al. (2012), konnte eine Anreicherung mit neuen Arten erfolgreich umgesetzt werden. Voraussetzung dafür ist aber eine Mindestbreite der Säume von 3 m, sowie die langfristige Veränderung der Pflege (Kirmer et al. 2014). Für eine Integration der Begrünungsmethoden in das vorhandene Management der Säume in Münster sind aber weitere Untersuchungen empfehlenswert.

9. Literaturverzeichnis

- Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (Hrsg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart. Stuttgart
- AG Klimatologie (2015): Klima in Münster. Klimadiagramm für Münster. Online unter: https://www.uni-muenster.de/Klima/wetter/klima_ms.html#top (1.12.2015)
- Akbar, K., Hale, W. u. A. Headley (2008): Floristic composition and environmental determinants of roadside vegetation in North England. *Polish Journal of Ecology* 57. 73-88
- Alignier, A. u. J. Baudry (2015): Changes in management practices over time explain most variation in vegetation of field margins in Brittany, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211. 164-172
- Auestad, I. (2009): The fate of grassland species in the modern changing landscape. Effects of management on vegetation and population dynamics in road verges and pastures. Dissertation. Universität Oslo
- Auestad, I., Rydgren, K. u. I. Austad (2011): Road verges. Potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Ann. Bot. Fennici* 48. 289-303
- Baldus, H. (1999): Erfassung schutzwürdiger Saumbiotope auf städtischen Liegenschaften. Interner Kurzbrief an Amt für Grünflächen und Umweltschutz
- Beulting, A. (2015): Schutz arten- und blütenreicher Säume in Münster. Ein Projekt der NABU-Naturschutzstation Münsterland in Zusammenarbeit mit der Stadt Münster. *Natur in NRW* 1/2015. 20-22
- Brandes, D. u. F. Oppermann (1995): Straßen, Kanäle und Bahnanlagen als lineare Strukturen in der Landschaft sowie deren Bedeutung für die Vegetation. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 7. 89-110
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) (2011): Naturräume und Großlandschaften Deutschlands. Online unter: http://www.bfn.de/0316_grundsaeetze.html (4.12.2015)
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) (2012): Landschaftssteckbrief. 108 Münster. Online unter: [http://www.bfn.de/0311_landschaft.html?&no_cache=1&tx_lsprofile_pi1\[landschaft\]=8&tx_lsprofile_pi1\[bundesland\]=15&tx_lsprofile_pi1\[backPid\]=13857&tx_lsprofile_pi1\[action\]=show&tx_lsprofile_pi1\[controller\]=Landschaft&cHash=3278d74f5df28dde36682f6249e9a47f](http://www.bfn.de/0311_landschaft.html?&no_cache=1&tx_lsprofile_pi1[landschaft]=8&tx_lsprofile_pi1[bundesland]=15&tx_lsprofile_pi1[backPid]=13857&tx_lsprofile_pi1[action]=show&tx_lsprofile_pi1[controller]=Landschaft&cHash=3278d74f5df28dde36682f6249e9a47f) (30.11.2015)
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) (2013): Ergebnisse nationaler FFH-Bericht 2013. Lebensraumtypen (LRT) in der atlantischen biogeographischen Region. Online unter: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/lrt_atlantisch.pdf (5.05.2016)
- Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) i. d. F. d. B. v. 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542) (=Beck-Text 5018, 2015)

- Cousins, S. u. O. Eriksson (2002): The influence of management history and habitat on plant species richness in rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecology* 17. 517-529
- Crossley, J. (2010): Species audit and appropriate management of conservation verges in Orkney. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 367
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2015): Klimadaten Deutschland. Station Münster/Osnabrück. Online unter: <http://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/klimadatendeutschland.html> (3.12.2015)
- Diekmann, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology. A review. *Basic and Applied Ecology* 4. 493-506
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer. Stuttgart
- Dierschke, H. u. G. Briemle (2002): Kulturgrasland. Ulmer. Stuttgart
- Dreier, D., Baldus, H. u. H. Stücker (2000): Gespräch mit Vertretern des Amtes für Grünflächen und Umweltschutz, sowie des Tiefbauamtes Münster zum Thema „Pfleger von vegetationskundlichen bedeutsamen Säumen im Stadtgebiet von Münster“ am 7.11.2000 in Münster
- Ellenberg, H. u. C. Leuschner (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer. Stuttgart
- Englisch, T. u. G. Karrer (2001): Zeigerwertsysteme in der Vegetationsanalyse. Anwendbarkeit, Nutzen und Probleme in Österreich. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 13. 83-102
- Erzgraber, K. (2003): Naturverträgliche Pflege von Straßenrändern und Wegrainen. Beobachtungen und Empfehlungen für die Praxis. NABU Baden-Württemberg e.V.
- Fritch, R., Sheridan, H., Finn, J., Kirwan, L. u. D. hUallacháin (2011): Methods of enhancing botanical diversity within field margins of intensively managed grassland. A 7-year field experiment. *Journal of Applied Ecology* 48. 551-560
- Gödeke, K. u. M. Schwabe (2015): Feldraine. Lebensräume in der Agrarlandschaft erhalten und pflegen. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Jena
- Hejcman, M., Szaková, J., Schellberg, J. u. P. Tlustoš (2010): The Regen Grassland Experiment. Relationship between soil and biomass chemical properties, amount of elements applied, and their uptake. *Plant Soil* 333. 163-179
- Hempel, W. (2009): Die historische Entwicklung des Wirtschaftsgrünlands in Sachsen und daraus resultierende Natur- und Artenschutzaspekte. *Naturschutzfachliche Aspekte des Grünlandes in Sachsen.* 5-17
- Henningsen, D. u. G. Katzung (2006): Einführung in die Geologie Deutschlands. Spektrum. München
- Hölzel, N. (2011): Artenanreicherung durch Mahdgutübertragung. Möglichkeiten und Grenzen der Mahdgutübertragung. *Natur in NRW* 2/2011. 22-24
- Hovd, H. u. A. Skogen (2005): Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110. 257-265

- Huijser, M. u. A. Clevenger (2006): Habitat and corridor function of rights-of-way. *The Ecology of Transportation. Managing Mobility for the Environment.* 233-254
- Jacot, K. u. L. Eggenschwiler (2005): Vegetationsentwicklung in angesäten Säumen. *Agrarforschung* 12 (1). 10-15
- Jäger, E., Müller, F., Ritz, C., Welk, E. u. K. Wesche (Hrsg.) (2013): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen Atlasband. Spektrum. Heidelberg
- Jakobsson, S., Fukamachi, K. u. S. Cousins (2016): Connectivity and management enables fast recovery of plant diversity in new linear grassland elements. *Journal of Vegetation Science* 27. 19-28
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A. u. S. Saarnio (2007): Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science* 10. 285-292
- Jeschke, D., Kirmer, A., Mann, S., Necker, M., Tischew, S. u. K. Kiehl (2012): „ProSaum“. Erarbeitung von Methoden zur Neuanlage und Aufwertung mehrjähriger Saumgesellschaften durch Ansaaten mit gebietsheimischem Saatgut. *Berichte Ges. Pflanzenbauwiss.* 6. 69-72
- Jütterssonke, B. u. K. Arlt (2006): Bewertung der Qualität der Flora von Saumbiotopen in der Agrarlandschaft ausgewählter Naturräume Deutschlands. *Mitt. Bio. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft.* 407. 4-87
- Kirmer, A. u. S. Tischew (2014): Etablierung von artenreichen Feldrainen und mehrjährigen Blühstreifen. Ein Beitrag zur Erhöhung der Biodiversität in produktiven Agrarlandschaften. Tagungsband zum 22. Landschaftstag mit Thema „Zwischen Zuckerrübe und Elbe – Magdeburg im Landschaftsraum Börde“ am 18.10.2014 in Magdeburg
- Kirmer, A., Jeschke, D., Kiehl, K. u. S. Tischew (2014): Praxisleitfaden zur Etablierung und Aufwertung von Säumen und Feldrainen. Dessau
- Klaus, V. (2013): Urban Grassland Restoration. A Neglected Opportunity for Biodiversity Conservation. *Restoration Ecology* 21 (6). 665-669
- Klaus, V., Hölzel, N., Boch, S., Müller, J., Socher, S., Prati, D., Fischer, M. u. T. Kleinebecker (2013): Direct and indirect associations between plant species richness and productivity in grasslands. Regional differences preclude simple generalization of productivity-biodiversity relationships. *Preslia* 85. 97-112
- Kleijn, D. (1997): Species richness and weed abundance in the vegetation of arable field boundaries. Dissertation. Universität Wageningen
- Kleijn, D. u. M. Verbeek (2000): Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology* 37. 256-266
- Kleinebecker, T., Weber, H. u. N. Hölzel (2011): Effects of grazing on seasonal variation of aboveground biomass quality in calcareous grasslands. *Plant Ecol.* 212. 1563-1576
- Klusmeyer, R. (2004): Naturschutzgemäße Pflege von gemeindeeigenen Wegrainen im Landkreis Uelzen. Auszug aus dem Projektbericht. Uelzen
- Kratochwil, A. u. A. Schwabe (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Ulmer. Stuttgart

- Kühne, S. u. B. Freier (2012): Saumbiotope und ihre Bedeutung für Artenvielfalt und biologischen Pflanzenschutz. Workshop zum Thema „Biological Diversity in Agricultural Landscapes“ am 9.-10.02.2012 in Berlin-Dahlem
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (Hrsg.) (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen - Pteridophyta et Spermatophyta - in Nordrhein-Westfalen. Online unter: <http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/roteliste/> (2.10.2015)
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (Hrsg.) (2011a): Klimaatlas Nordrhein-Westfalen. Online unter: <http://www.klimaatlas.nrw.de/site/nav2/KarteMG.aspx> (3.12.2015)
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (Hrsg.) (2011b): Mahdgutübertragung. Online unter: <http://mahdgut.naturschutzinformationen.nrw.de/mahdgut/de/fachinfo> (7.05.2016)
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (Hrsg.) (2012): Fachbeitrag des Naturschutzes und der Landschaftspflege für die Planungsregion Münsterland. Recklinghausen
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (Hrsg.) (2015a): Referenzliste Biotoptypen mit Erläuterung. Online unter: <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/methoden/de/downloads> (24.9.2015)
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (Hrsg.) (2015b): Biotop- und Lebensraumtypenkatalog. Online unter: <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/methoden/de/downloads> (25.10.2015)
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2008): Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum Regionalplan Münsterland. Coesfeld
- Lepš, J. u. P. Šmilauer (2003): Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO™. Cambridge University Press. Cambridge
- Lethmate, J. (2010): Stickstoffdepositionen im Münsterland. Ein persistentes Umweltproblem. Westfalen Regional 2. 34-36
- Lewe, H. (2015): Gespräch mit einem Vertreter von Straßen.NRW zum Thema „Praxis der Unterhaltung von Straßen- und Wegrändern in der Zuständigkeit der Stadt Münster und Möglichkeiten der Verbesserung aus naturschutzfachlicher Sicht“ am 21.07.2015 in Münster
- Leyer, I. u. K. Wesche (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Eine Einführung. Springer. Heidelberg
- Li, M.-H., Schutt, J., McFalls, J., Bardenhagen, E., Sung, C. u. L. Wheelock (2008): Successional establishment, mowing response, and erosion control characteristics of roadside vegetation in Texas. Texas
- Londo, G. (1976): The decimal scale of relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33. 61-64

- Marshall, E. u. A. Moonen (2002): Field margins in northern Europe. Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89. 5-21
- Meynen, E., Schmithüsen, J., Gellert, J., Neef, E., Müller-Miny, H. u. J. Schultze (1959): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 6. Lieferung. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde. Remagen
- Naturschutzbund-Naturschutzstation Münsterland e.V. (NABU Münster) (Hrsg.) (2000): Vorkommen und Pflege schutzwürdiger Weg- und Straßenränder in Münster. Münster
- Naturschutzbund-Naturschutzstation Münsterland e.V. (NABU Münster) (Hrsg.) (2013): Umsetzung Schutzkonzept für wertvolle Säume in Münster. Jahresbericht 2013. Münster
- Naturschutzbund-Naturschutzstation Münsterland e.V. (NABU Münster) (Hrsg.) (2014): Umsetzung Schutzkonzept für wertvolle Säume in Münster. Jahresbericht 2014. Münster
- Naturschutzbund-Naturschutzstation Münsterland e.V. (NABU Münster) (Hrsg.) (2015): Artenreiche Säume in Münster. Projektantrag 2015. Münster
- Nordbakken, J., Rydgren, K., Auestad, I. u. I. Austad (2010): Successful creation of species-rich grassland on road verges depend on various methods for seed transfer. *Urban Forestry u. Urban Greening* 9. 43-47
- Oppermann, R., Meyerhoff, E. u. T. van Elsen (2006): Neuansaat artenreicher Flächen. *BfN-Skripten* 162. 32
- Parr, T. u. J. Way (1988): Management of roadside vegetation. The long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25. 1073-1087
- Partzsch, M. u. A. Kästner (1995): Flora und Vegetation an Straßenrändern und Bahndämmen im Kreis Köthen (Sachsen-Anhalt). *Hercynia N. F.* 29. 193-214
- Poschlod, P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft. Ulmer. Stuttgart
- Radtke, M. (2014): Wegraine und Gewässerrandstreifen. Bedeutung und rechtliche Grundlagen. Hannover
- Rothe, P. (2012): Die Geologie Deutschlands. 48 Landschaften im Portrait. Primus. Darmstadt
- Schaefer, M. (2012): Wörterbuch der Ökologie. Spektrum. Heidelberg
- Schaffers, A. u. K. Sýkora (2002): Synecology of species-rich plant communities on roadside verges in the Netherlands. *Phytocoenologia* 32 (1). 29-83
- Schäpers, J. (2012): Feld- und Wegraine. Blühendes Leben – „Schwindsucht“ – Wiederbelebung. *Heimatspflege in Westfalen* 3/2012. 1-11
- Scheffer, F. u. P. Schachtschabel (Hrsg.) (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum. Heidelberg
- Schiffgens, T. (2011): Mahdgutübertragung und Regiosaatgut. Möglichkeiten zur naturnahen Grünlandentwicklung. *Natur in NRW* 2/2011. 9

- Schippers, P. u. W. Joenje (2002): Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93. 351-365
- Smart, S., Bunce, R., Firbank, L. u. P. Coward (2002): Do field boundaries act as refugia for grassland plant species diversity in intensively managed agricultural landscapes in Britain? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91. 73-87
- Staatliches Umweltamt Münster (StUA Münster) (Hrsg.) (2005): Stickstoffdeposition im Münsterland. Münster
- Stadt Münster - Amt für Grünflächen und Umweltschutz (Hrsg.) (o.J.): Naturräumliche Voraussetzungen. Online unter: http://www.muenster.de/stadt/umwelt/wald_naturraum.html (1.12.2015)
- Stadt Münster - Amt für Grünflächen und Umweltschutz (Hrsg.) (o.J.): Umweltkataster Münster. Online unter: <http://www.muenster.de/stadt/umwelt/umweltkataster.html> (21.09.2015)
- Sukopp, H. u. R. Wittig (Hrsg.) (1998): Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. Fischer. Stuttgart
- Sýkora, K., Kalwij, J. u. P.-J. Keizer (2002): Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74. 421-436
- Tanghe, M. u. S. Godefroid (2000): Road verge grasslands in southern Belgium and their conservation value. *Fragm. Flor. Geobot.* 45 (1-2). 147-163
- Temnitz, K. (2007): Westfalen und seine Landesteile in geographisch-statistischer Sicht. *Westfalen Regional*. 8-10
- Tiefbauamt Münster (2015): Leistungsverzeichnis. Mäharbeiten 2015 im Stadtgebiet Münster. 23-30
- Tikka, P., Koski, P., Kivelä, R. u. M. Kuitunen (2000): Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science* 3. 25-32
- Tönnis, R. (2015): Gespräch mit einem Vertreter des Tiefbauamtes Münster zum Thema „Praxis der Unterhaltung von Straßen- und Wegrändern in der Zuständigkeit der Stadt Münster und Möglichkeiten der Verbesserung aus naturschutzfachlicher Sicht“ am 20.05.2015 in Münster
- Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (2014): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Online unter: www.uba.de/stickstoff-in-deutschland (27.04.2016)
- von Arx, G., Bosshard, A. u. H. Dietz (2002): Land-use intensity and border structures as determinants of vegetation diversity in an agricultural area. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 68. 3-15
- Wieden, M. (2004): Der 15. Juni, vom Klimawandel überholt? Langjährige Ergebnisse von Vertragsnaturschutz-Kontrollen im Landkreis Gießen. *BfN-Skripten* 124. 9-21

10. Danksagung

Bei der Erstellung der vorliegenden Arbeit konnte ich auf die Unterstützung zahlreicher Personen zurückgreifen, denen ich an dieser Stelle danken möchte.

Zuerst richtet sich mein Dank an Herrn Dr. Valentin H. Klaus und Herrn Dr. Thomas Hövelmann, die mir die Möglichkeit gaben, die Bachelorarbeit im Bereich der Ökosystemforschung als eines meiner Interessensgebiete zu verfassen. Bei allen Fragen, die sich mir während des Entstehungsprozesses dieser Arbeit stellten, haben sie sich viel Zeit genommen mir beratend zur Seite zu stehen.

Für die Bereitstellung aller zur Verfügung stehenden Daten zum Saumprojekt der NABU-Naturschutzstation Münsterland, in dessen Rahmen diese Arbeit erstellt wurde, bin ich ebenfalls dankbar.

Bei meinen Fragen zur Pflegemethode der Säume durch den NABU konnte ich auf die Hilfe von Projektkoordinator Andreas Beulting zurückgreifen.

Herrn Roland Tönnis als Vertreter des Tiefbauamtes Münster danke ich für die Bereitstellung der Daten zur städtischen Saumpflege und die Beantwortung meiner diesbezüglichen Fragen.

Bei Herrn Helmut Lewe als Vertreter von Straßen.NRW möchte ich mich für die Weitergabe seines Wissens zum Themengebiet der Saumpflege bedanken.

Dem Laborteam des Instituts für Landschaftsökologie gilt mein Dank für die Hilfestellung bei technischen Fragen zu den Geräten.

Auch bei Denise Rupprecht möchte ich mich für ihre Hilfsbereitschaft bedanken, die ich gelegentlich in Anspruch genommen habe.

Für das anhaltende Interesse an meinem Thema über Säume und der sich immer wieder daraus ergebenden inspirierenden Diskussionen auf fachlicher Basis möchte ich Nils Stahlhut danken.

Auch Thomas Retny danke ich in seiner Funktion als Geo-Mentor für die fachliche Unterstützung.

Ein Dank geht nicht zuletzt an meine Familie und meine Freunde, die mich während der Ausarbeitung dieser Bachelorarbeit moralisch unterstützt haben und namentlich an Friederike für die hilfreichen Anmerkungen zu meiner Arbeit.

11. Plagiatserklärung

Hiermit versichere ich, dass die vorliegende Arbeit über _____

selbstständig verfasst worden ist, dass keine anderen Quellen und Hilfsmittel als die angegebenen benutzt worden sind und dass die Stellen der Arbeit, die anderen Werken – auch elektronischen Medien – dem Wortlaut oder Sinn nach entnommen wurden, auf jeden Fall unter Angabe der Quelle als Entlehnung kenntlich gemacht worden sind.

(Datum, Unterschrift)

Ich erkläre mich mit einem Abgleich der Arbeit mit anderen Texten zwecks Auffindung von Übereinstimmungen sowie mit einer zu diesem Zweck vorzunehmenden Speicherung der Arbeit in eine Datenbank einverstanden.

(Datum, Unterschrift)

12. Anhang

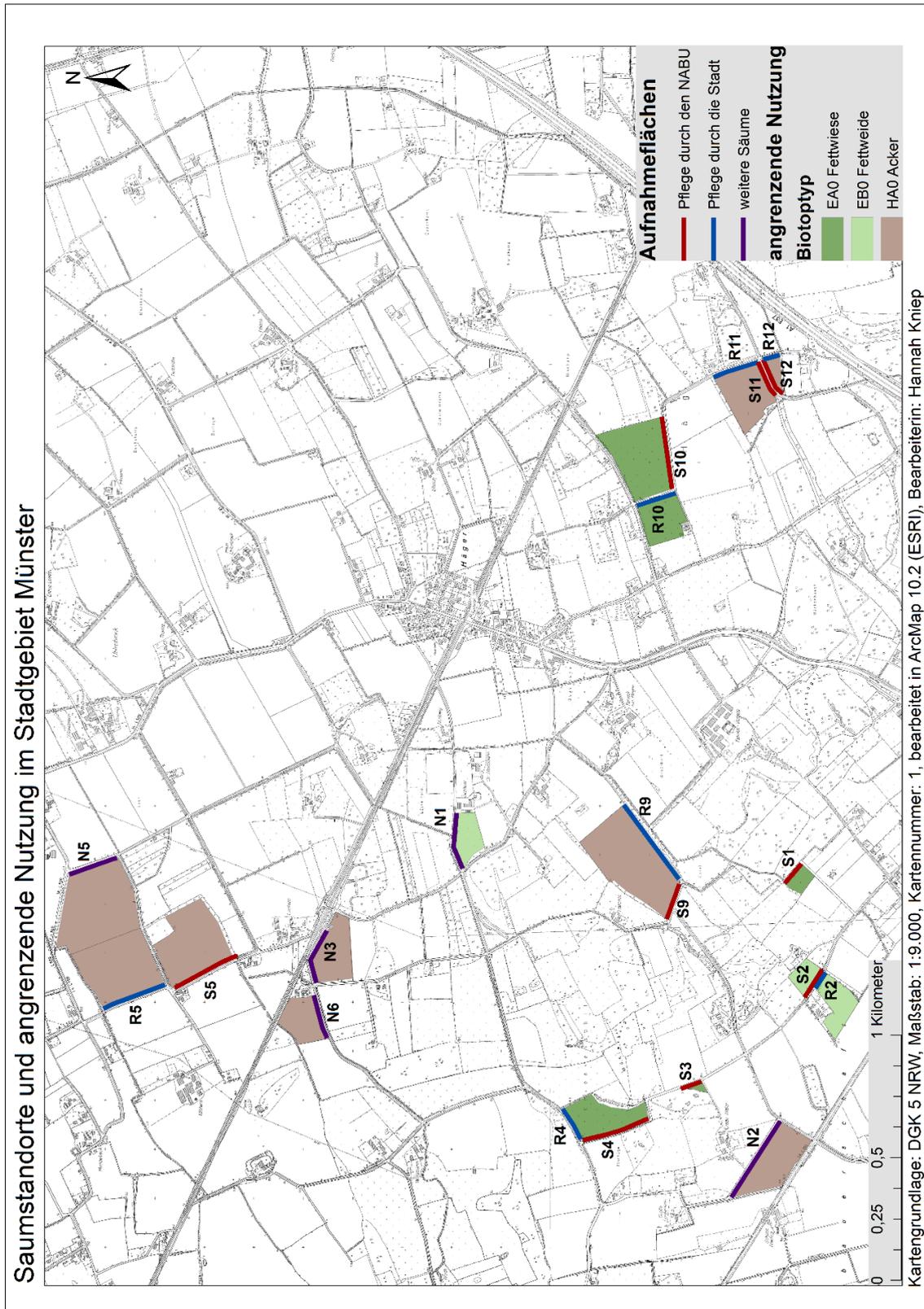


Abb. 6: Teil der Aufnahmeflächen im Stadtgebiet Münster (Stadtteil: Nienberge)

Saumstandorte und angrenzende Nutzung im Stadtgebiet Münster

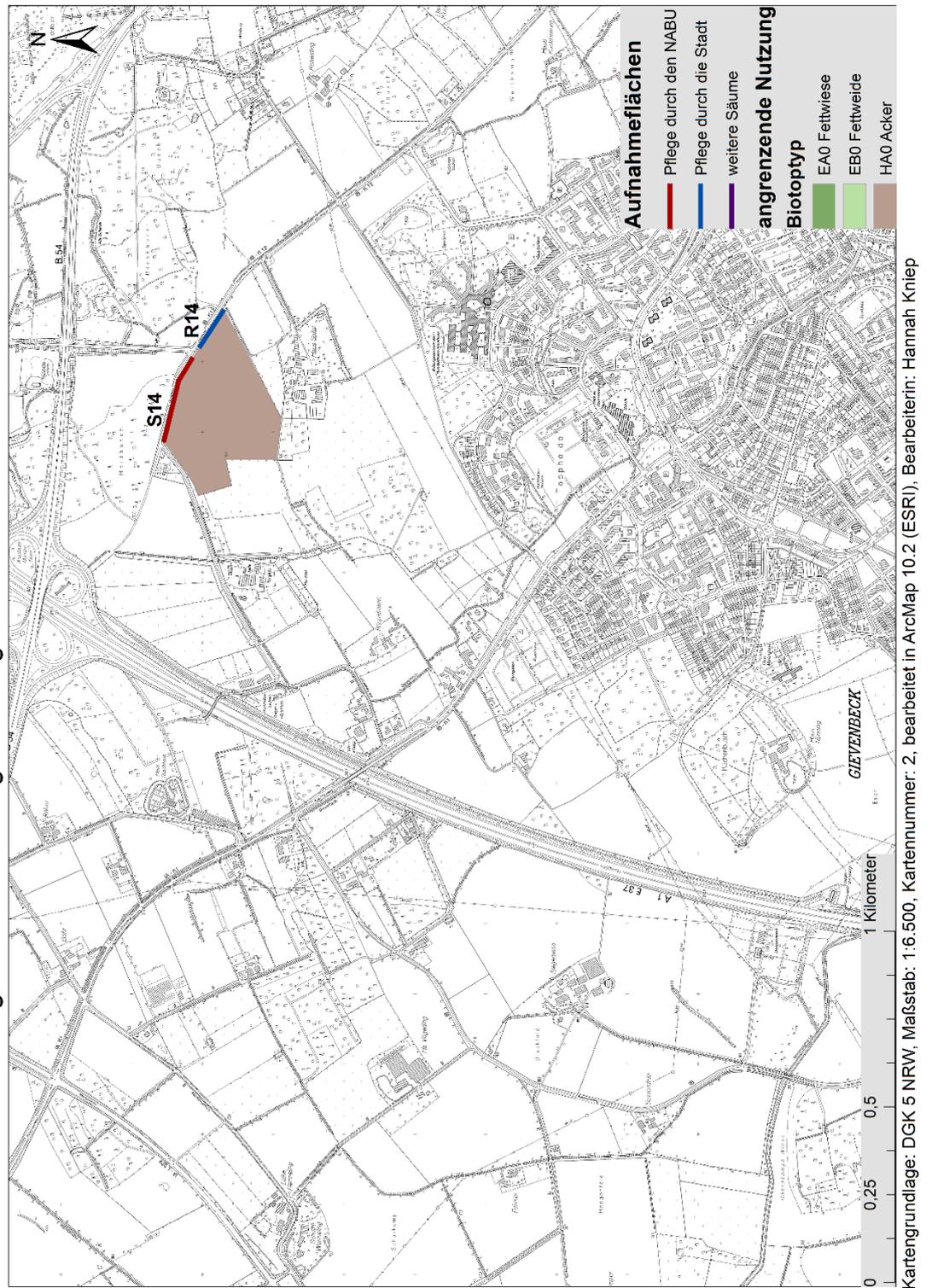


Abb. 7: Teil der Aufnahmeflächen im Stadtgebiet Münster (Stadtteil: Gievenbeck)

Saumstandorte und angrenzende Nutzung im Stadtgebiet Münster

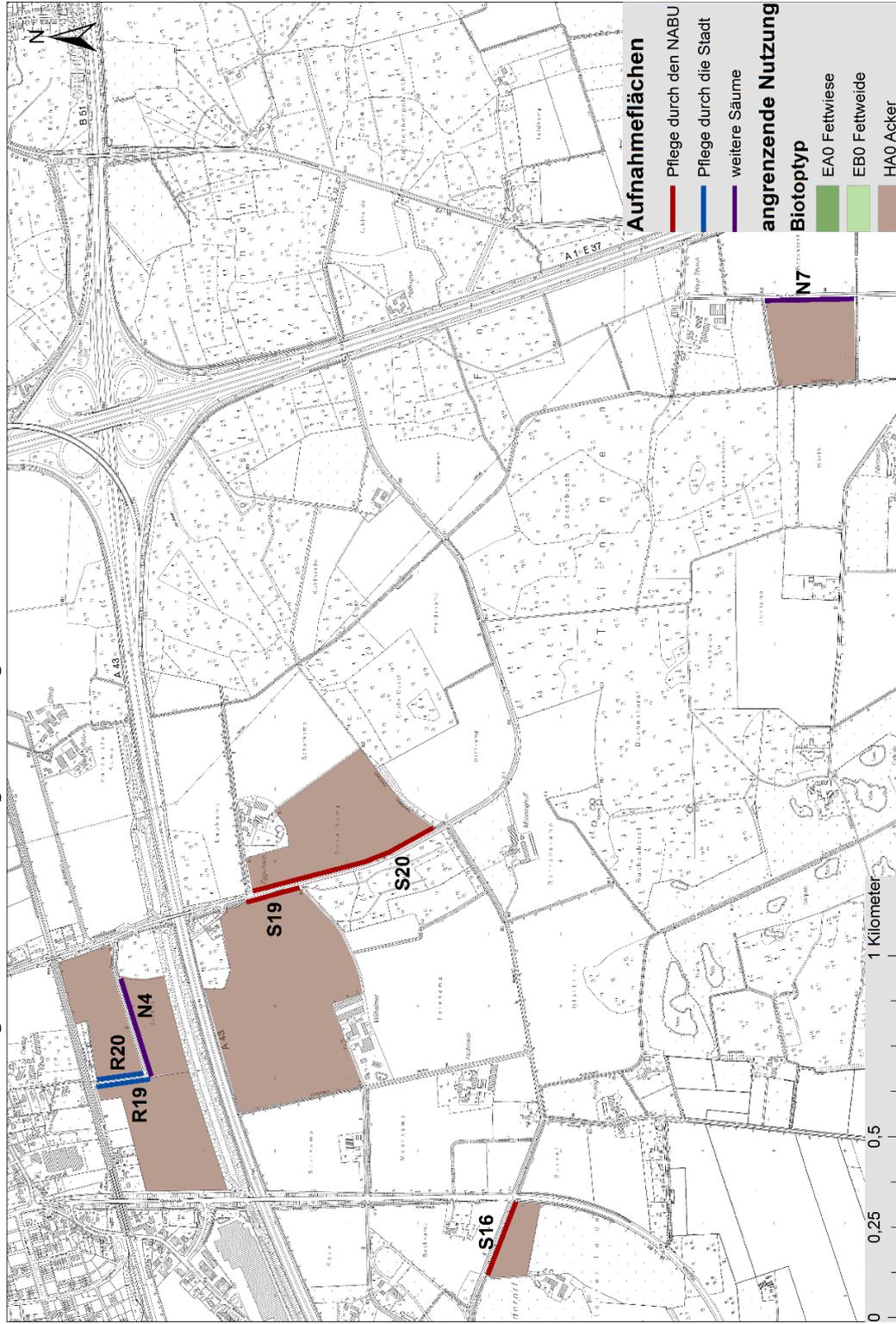


Abb. 8: Teil der Aufnahmeflächen im Stadtgebiet Münster (Stadtteil: Albachten)

Anhang

Tab. 6: Anzahl und Abundanz [%] der kartierten Arten aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (Zuweisung: vgl. Kapitel 5.3), sowie Gesamtartenzahl und Deckungsgrad der Krautschicht [%], n=30

Säume	Zielarten		Störarten		Grünlandarten		weitere Arten		Artenzahl gesamt	Deckungsgrad Krautschicht [%]
	Anzahl	Abundanz [%]	Anzahl	Abundanz [%]	Anzahl	Abundanz [%]	Anzahl	Abundanz [%]		
NABU 1	15	21,1	6	1,9	14	70,3	9	2,5	44	95,8
NABU 2	20	59,9	5	0,9	15	55,3	8	3,9	48	120
Referenz 2	15	26,1	1	0,5	10	52,8	4	5,3	30	84,7
NABU 3	16	37,5	4	4,6	15	42	3	2,2	39	89,3
NABU 4	14	52,1	6	5,3	13	53,2	6	2,9	39	113,5
Referenz 4	11	24,4	8	6,4	16	65,5	6	2,3	42	98,6
NABU 5	17	49,5	6	1,4	14	48,6	7	8,4	44	108,4
Referenz 5	8	61,5	5	17,6	9	13	9	6,9	32	99,1
NABU 9	14	25,9	4	2,3	14	56	5	0,9	38	88,1
Referenz 9	15	20,1	7	2,4	16	50,6	9	1,7	48	75,3
NABU 10	21	46,5	7	2	14	21	10	29,5	52	99
Referenz 10	4	43,1	4	40,2	11	23,3	2	0,2	21	106,8
NABU 11	16	59,5	5	0,9	16	32,7	9	8,1	46	101,2
Referenz 11	16	49,8	6	2,9	13	41,9	5	1,3	41	110,9
NABU 12	24	60,1	4	0,8	15	36,2	9	6,3	52	103,4
Referenz 12	8	28,8	6	1,4	15	52,6	6	1,9	36	84,8
NABU 14	20	59,9	6	2,5	11	34,4	4	0,8	42	97,7
Referenz 14	15	69	3	1,6	8	27,2	3	10,6	30	109,4
NABU 16	19	60,7	3	0,7	5	15,6	4	0,8	31	77,8
NABU 19	20	68,5	3	4,6	15	47,4	6	1	44	121,5
Referenz 19	12	37,6	3	0,3	9	11,2	5	11,2	29	60,3
NABU 20	23	75,9	4	0,4	14	30,4	5	2,2	46	108,9
Referenz 20	14	43,6	3	1,1	17	62,5	10	4,6	44	111,8
Weitere 1	25	79	6	2,9	21	25,3	3	1,1	55	108,3
Weitere 2	12	21,3	5	7,1	9	61,8	7	3,9	34	94,2
Weitere 3	13	22,7	6	18,2	14	43,1	11	8,7	44	92,7
Weitere 4	15	33,4	7	1,9	14	40,5	13	32,2	49	108
Weitere 5	10	42,9	1	3	11	38,4	4	5,3	27	91,6
Weitere 6	12	14,6	4	22,6	13	81,5	8	2	37	120,7
Weitere 7	9	34,2	7	5,9	12	36,9	5	6,8	34	83,9

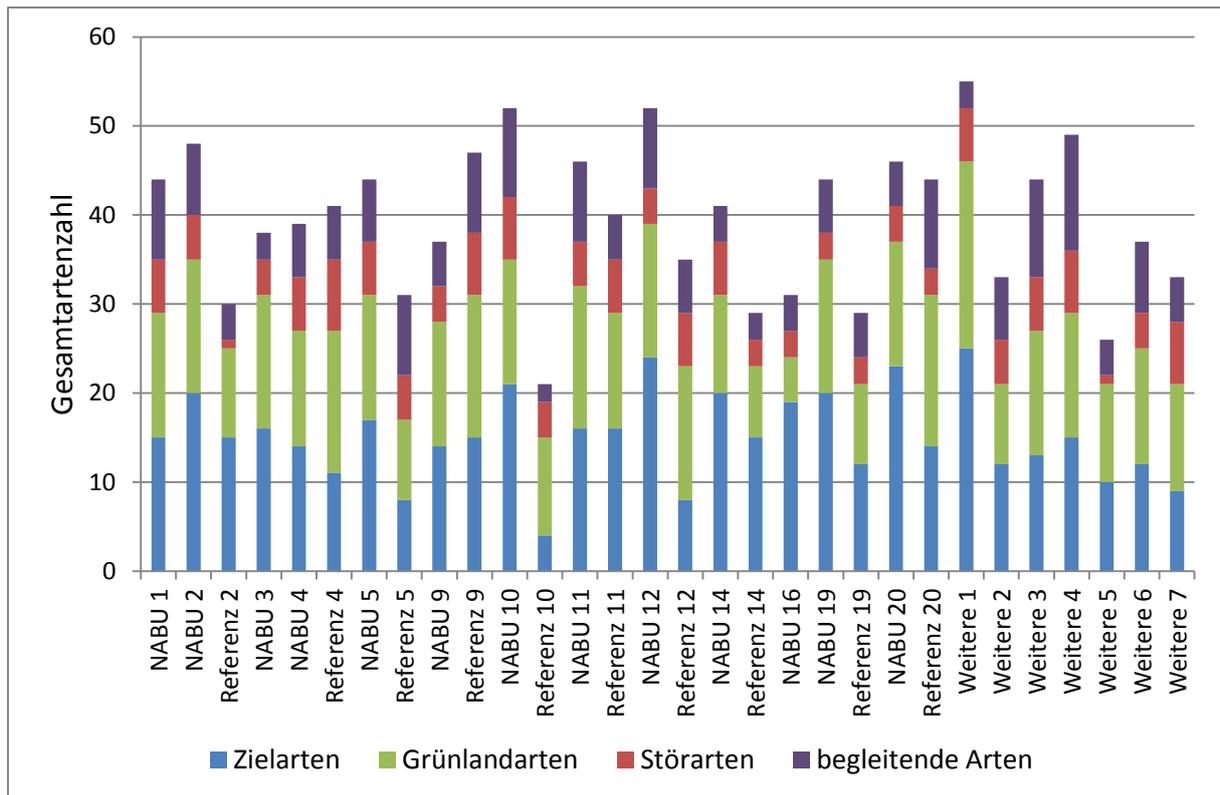


Abb. 9: Gestapeltes Balkendiagramm der Gesamtartenzahl per 20 m² aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (Zuweisung: vgl. Kapitel 5.3), n=30

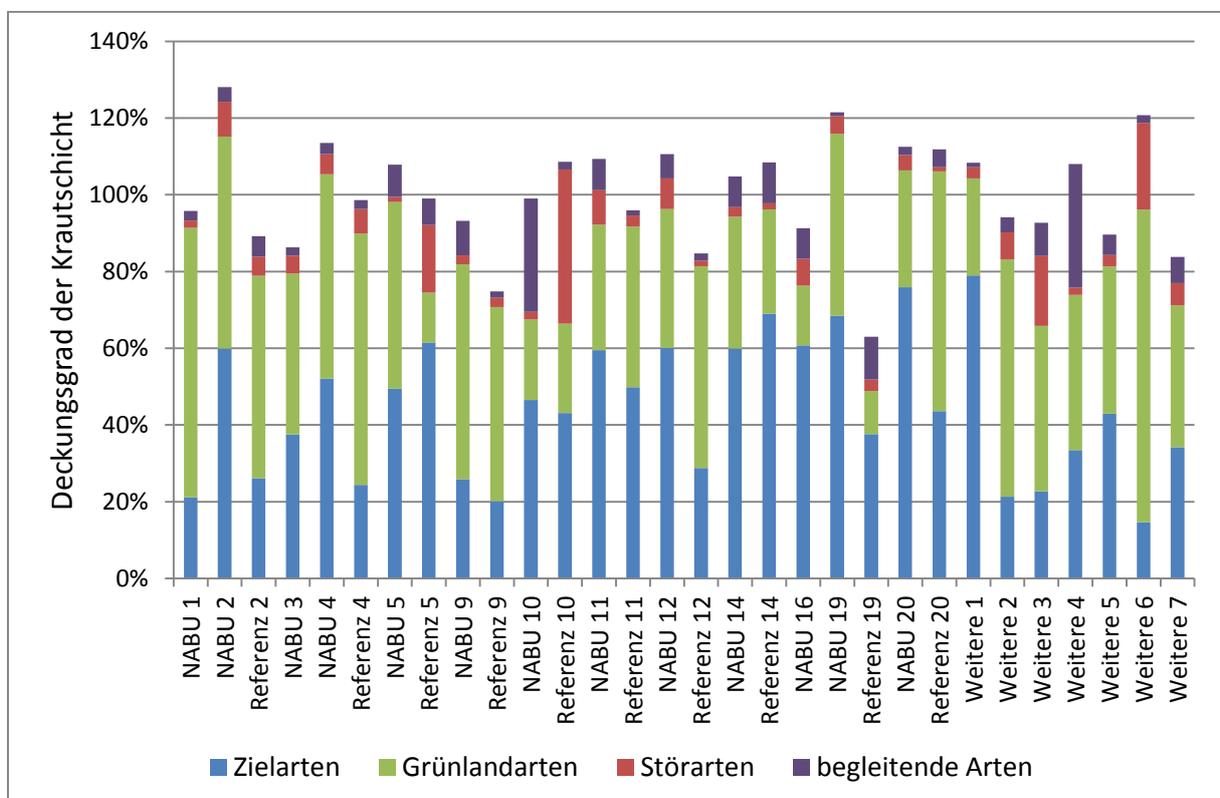


Abb. 10: Gestapeltes Balkendiagramm des Deckungsgrades der Krautschicht [%] aufgeteilt in vier Kategorien: Zielarten, Grünlandarten, Störarten und begleitende Arten (Zuweisung: vgl. Kapitel 5.3), n=30

Anhang

Tab. 7: Minimum (Min.), Maximum (Max.), Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der metrischen Umweltvariablen, Überprüfung auf Normalverteilung mit Shapiro-Wilk-Test, n=30

Parameter	Min.	Max.	MW ± SD	transformiert
Inklination [%]	0	20	4,83 ± 4,91	Wurzel
Höhe [m]	52	94	67,07 ± 13,05	Wurzel
Breite [m]	2,7	12,5	4,74 ± 1,61	keine Normalverteilung
Offenboden Deckung [%]	1	18	4,67 ± 4,07	Wurzel
Streu Deckung [%]	0	33	2,25 ± 6,35	keine Normalverteilung
Kryptogamen Deckung [%]	0	60	5,51 ± 14,76	keine Normalverteilung
Kryptogamen Höhe [cm]	0	3	1,00 ± 1,08	keine Normalverteilung
Kraut Deckung [%]	50	99	89,27 ± 12,48	keine Normalverteilung
Kraut Höhe [cm]	45	105	71,83 ± 14,52	
Biomasse (Aufwuchs) [g*m ⁻²]	193,4	779,2	455,73 ± 141,95	
Biomasse-N [g*100g ⁻¹]	0,83	2,55	1,40 ± 0,33	Wurzel
Biomasse-P [g*100g ⁻¹]	0,13	0,29	0,19 ± 0,04	
Biomasse-K [g*100g ⁻¹]	0,92	2,62	1,62 ± 0,45	
Biomasse-C [g*100g ⁻¹]	43,52	45,10	44,42 ± 0,37	
Biomasse-Ca [g*100g ⁻¹]	0,28	0,81	0,50 ± 0,14	
Biomasse-NDF [g*100g ⁻¹]	49,63	67,51	56,52 ± 4,54	
Biomasse-ADL [g*100g ⁻¹]	4,22	7,15	5,39 ± 0,83	
Biomasse-ADF [g*100g ⁻¹]	23,46	32,85	28,40 ± 2,46	
Ellenberg Lichtwert	6,18	7,37	7,04 ± 0,26	Wurzel
Ellenberg Feuchtwert	4,74	6,48	5,73 ± 0,35	
Ellenberg Reaktionswert	5,37	7,05	6,58 ± 0,31	Wurzel
Ellenberg Nährstoffwert	3,91	7,40	5,94 ± 0,75	keine Normalverteilung
Artenzahl	21	55	39,93 ± 8,27	
Anzahl Zielarten	4	25	15,10 ± 4,94	
Anzahl Störarten	1	8	4,84 ± 1,76	
Deckung Zielarten [%]	14,6	79,0	44,31 ± 18,27	
Deckung Störarten [%]	0,3	40,2	5,48 ± 8,57	
Rote-Liste Arten	0	4	1,67 ± 1,15	keine Normalverteilung
Shannon-Index (H)	1,61	2,76	2,35 ± 0,25	
Evenness (J)	0,46	0,73	0,64 ± 0,06	Wurzel

Tab. 8: Minimum (Min.), Maximum (Max.), Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der metrischen Umweltvariablen für zwei Gruppen von Säumen (Differenzierung: Saumpflege), Angabe der signifikanten Unterschiede (mindestens $p < 0,05$) nach stichprobenunabhängigem t-Test durch unterschiedliche Buchstaben, $n=10$ pro Gruppe

Pflege durch den NABU					Pflege durch die Stadt				
Parameter	Min.	Max.	MW	SD	Parameter	Min.	Max.	MW	SD
Inklination [%]	1	17	5,50 ± 4,77		Inklination [%]	1	9	2,90 ± 2,69	
Höhe [m]	55	91	66,30 ± 11,80		Höhe [m]	54	91	66,30 ± 11,22	
Breite [m]	3,40	6,50	4,63 ± 0,94		Breite [m]	4	4,85	4,47 ± 0,25	
Offenboden Deckung [%]	1	10	4,10 ± 3,18		Offenboden Deckung [%]	1	18	4,80 ± 5,49	
Streu Deckung [%]	0	2	0,30 ± 0,63		Streu Deckung [%]	0	33	4,85 ± 10,55	
Kryptogamen Deckung [%]	0	60	7,11 ± 18,71		Kryptogamen Deckung [%]	0	39	4,30 ± 12,26	
Kryptogamen Höhe [cm]	0	3	1,30 ± 1,18		Kryptogamen Höhe [cm]	0	1,50	0,25 ± 0,54	
Kraut Deckung [%]	80	99	93,55 ± 5,61		Kraut Deckung [%]	60	98	86,10 ± 15,36	
Kraut Höhe [cm]	50	93	68,20 ± 12,07		Kraut Höhe [cm]	45	100	70,30 ± 16,47	
Biomasse [$g \cdot m^{-2}$]	193,40	593,80	456,10 ± 136,05		Biomasse [$g \cdot m^{-2}$]	241	779,20	479,96 ± 176,45	
Biomasse-N [$g \cdot 100g^{-1}$]	1,07	1,77	1,40 ± 0,22		Biomasse-N [$g \cdot 100g^{-1}$]	1,18	2,55	1,50 ± 0,39	
Biomasse-P [$g \cdot 100g^{-1}$]	0,14	0,26	0,20 ± 0,03		Biomasse-P [$g \cdot 100g^{-1}$]	0,17	0,27	0,20 ± 0,03	
Biomasse-K [$g \cdot 100g^{-1}$]	0,99	2,14	1,54 ± 0,37		Biomasse-K [$g \cdot 100g^{-1}$]	1,14	2,62	1,80 ± 0,49	
Biomasse-C [$g \cdot 100g^{-1}$]	43,59	44,86	44,29 ± 0,32		Biomasse-C [$g \cdot 100g^{-1}$]	43,93	45,10	44,48 ± 0,34	
Biomasse-Ca [$g \cdot 100g^{-1}$]	0,29	0,68	0,50 ± 0,15		Biomasse-Ca [$g \cdot 100g^{-1}$]	0,28	0,81	0,45 ± 0,16	
Biomasse-NDF [$g \cdot 100g^{-1}$]	49,63	60,38	55,03 ± 4,21		Biomasse-NDF [$g \cdot 100g^{-1}$]	50,40	64,54	57,50 ± 4,29	
Biomasse-ADL [$g \cdot 100g^{-1}$]	4,22	7,08	5,37 ± 0,98		Biomasse-ADL [$g \cdot 100g^{-1}$]	4,47	6,65	5,26 ± 0,73	
Biomasse-ADF [$g \cdot 100g^{-1}$]	24,22	31,07	27,63 ± 2,23		Biomasse-ADF [$g \cdot 100g^{-1}$]	25,61	32,85	29,26 ± 2,40	
Ellenberg Lichtwert	6,46	7,37	6,98 ± 0,27		Ellenberg Lichtwert	6,18	7,32	7,00 ± 0,33	
Ellenberg Feuchtwert	5,35	6,48	5,86 ± 0,32		Ellenberg Feuchtwert	5,13	6,11	5,75 ± 0,29	
Ellenberg Reaktionswert	6,27	6,97	6,62 ± 0,27		Ellenberg Reaktionswert	6,29	7,05	6,68 ± 0,22	
Ellenberg Nährstoffwert	4,68	6,76	6,01 ± 0,54		Ellenberg Nährstoffwert	5,30	7,40	6,21 ± 0,68	
Artenzahl	38	52	45,10 ± 4,77 ^a		Artenzahl	21	48	35,30 ± 8,34 ^b	
Anzahl Zielarten	14	24	18,90 ± 1,87 ^a		Anzahl Zielarten	4	16	11,80 ± 3,99 ^b	
Anzahl Störarten	3	7	5,00 ± 1,25		Anzahl Störarten	1	8	4,60 ± 2,17	
Deckung Zielarten [%]	25,9	75,9	55,78 ± 13,6 ^b		Deckung Zielarten [%]	20,1	69,0	40,40 ± 16,28 ^b	
Deckung Störarten [%]	0,4	5,3	2,11 ± 1,65		Deckung Störarten [%]	0,3	40,2	7,44 ± 12,62	
Rote Liste Arten	1	4	1,80 ± 0,92		Rote Liste Arten	0	4	1,10 ± 1,20	
Shannon-Index (H)	2,17	2,76	2,46 ± 0,19 ^a		Shannon-Index (H)	1,61	2,60	2,21 ± 0,30 ^b	
Evenness (J)	0,57	0,73	0,65 ± 0,05		Evenness (J)	0,46	0,70	0,63 ± 0,07	

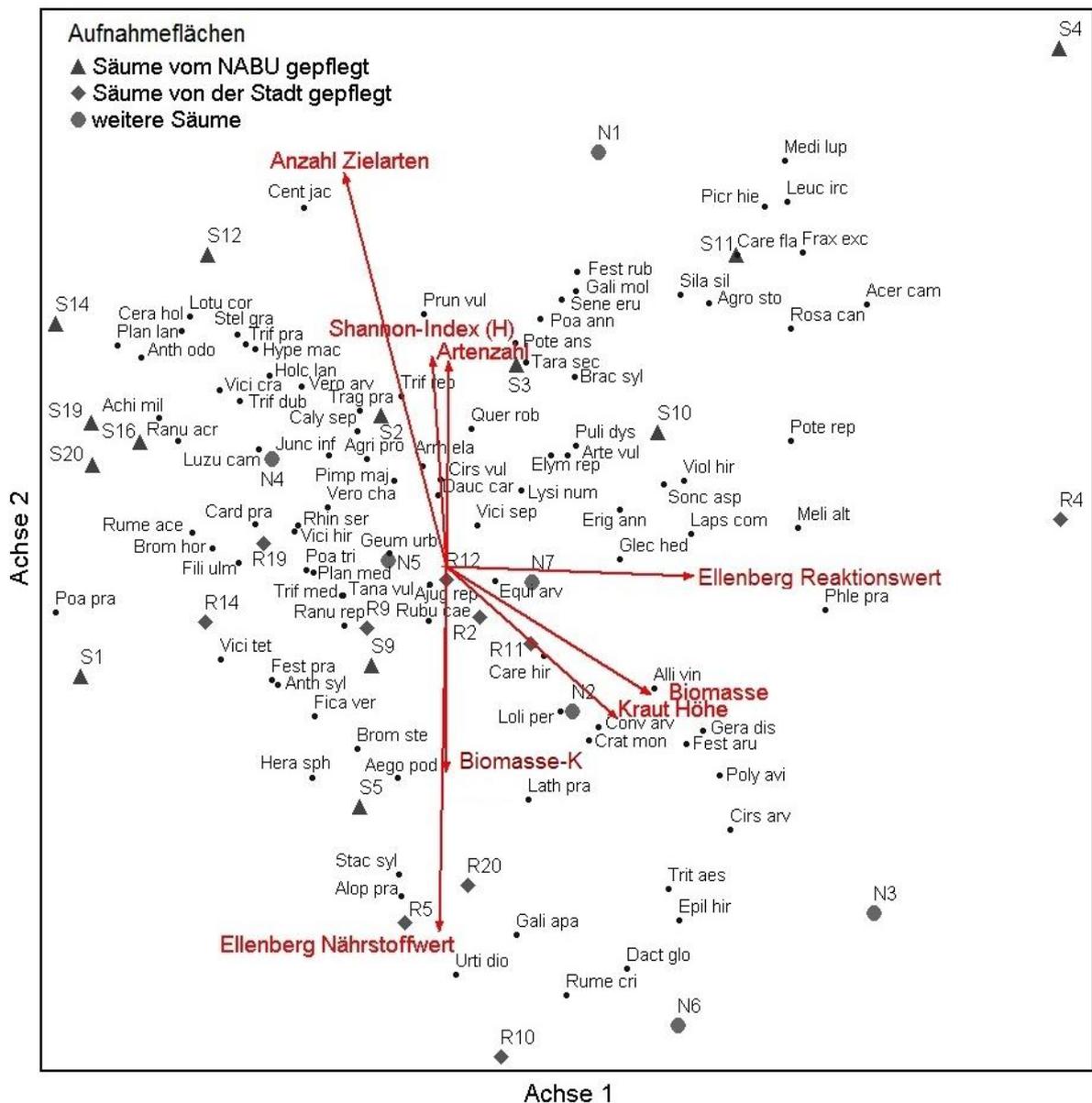


Abb. 11: PCA-Biplot des Vegetationsaufnahme- und Artdatensatzes: n=13 für „Säume vom NABU gepflegt“, n=10 für „Säume von der Stadt gepflegt“, n=7 für „weitere Säume“, 97 Arten nach Datenreinigung (Vorkommen < 3 gelöscht), S: Saum vom NABU gepflegt, R: Referenzsaum von der Stadt gepflegt, N: weiterer Saum, Artenabkürzungen siehe Tab. 9 (digitaler Anhang), cutoff r^2 -value: 0,2, Umweltvariablen sind Kraut Höhe [cm], Biomasse [$g \cdot m^{-2}$], Biomasse-Kalium (K) [$g \cdot 100g^{-1}$], Ellenberg-Reaktionswert, Ellenberg-Nährstoffwert, Artenzahl, Shannon-Index und Anzahl Zielarten, Vector scaling=200 %