Dominante Pflanzenarten und ihr Einfluss auf die Phytodiversität im Zuge des life+ Renaturierungsprojektes der Traisenmündung im Natura 2000 Gebiet "Tullnerfelder Donau-Auen"

Masterarbeit

Zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur (Dipl. Ing.)

Eingereicht von

Sebastian Seiser

Matrikelnummer: 0840579

Studienfach: Umwelt- und Bioressourcenmanagement

Betreut von

Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Dipl. Geograph Karl-Georg Bernhardt

Co-Betreuerin:

Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Katharina Lapin

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere eidesstattlich, dass die vorliegende Arbeit mit dem Titel

Dominante Pflanzenarten und ihr Einfluss auf die Phytodiversität im Zuge des life+ Renaturierungsprojektes der Traisenmündung im Natura 2000 Gebiet "Tullnerfelder Donau-Auen"

von mir selbstständig, ohne Hilfe Dritter und ausschließlich unter Verwendung der angegebenen Quellen angefertigt wurde. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit wurde bisher keiner anderen Prüfungsbehörde in gleicher oder ähnlicher Form oder in Teilen vorgelegt und auch nicht veröffentlicht.

Sebastian Seiser

Zusammenfassung

In Europa sind Augebiete besonders gefährdet durch Invasion. Flüsse dienen als wichtige Korridore für Neophyten.

Überflutungen, hohe Nährstoffeinträge, sowie starke Eingriffe des Menschen in diese Landschaft erhöhen das Potential der Ansiedelung nicht heimischer Pflanzenarten. Und obwohl biologische Invasion als zweitwichtigster Antreiber von Biodiversitätsverlust angesehen wird, gibt es auch Studien die positive Zusammenhänge zwischen der Neophytenanzahl und der heimischen Artenanzahl feststellen konnten. Nicht der Ursprung, sondern die Dominanz einer Pflanze sei entscheidend für ihren Einfluss auf die Phytodiversität. Diese Arbeit beschäftigt sich mit dem Einfluss dominanter invasiver Arten und dominanter heimischer Arten auf die Phytodiversität in dem Renaturierungsgebiet der Traisenmüdung, einem Teil des Natura 2000 Gebietes "Tullnerfelder Donau-Auen". Ende Juni und Anfang Juli 2015 wurden dazu die Vegetation auf 99 Untersuchungsflächen zu je 200 m² kartiert. Arten mit einem Deckungsgrad von 40% oder mehr wurden als dominante Art betrachtet. Es wurden die Artenanzahl, der Shannon-, Evenness und Simpsonindex auf Flächen dominiert von heimischen, invasiven und ohne dominante Art verglichen. Zusammenhänge für die drei häufigsten dominanten heimischen Arten und invasiven Neophyten mit den Diversitätsindizes wurden untersucht. Außerdem wurden Unterschiede in den Biotopen beleuchtet und Auswirkungen von Straßen- und Ufernähe, sowie Restaurationsaktivitäten betrachtet. Des Weiteren wurden die Daten mit den Kartierungen von 2011 bis 2014 verglichen.

S. gigantea war die einzige Pflanze die einen negativen Einfluss auf die Phytodiversität hatte und über alle Jahre an Deckung zugenommen hat. I. glandulifera und I. parviflora hatten Jahre mit einer hohen Abundanz, haben aber beide bis 2015 stark abgenommen. Die heimischen dominanten Arten hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Phytodiversität und haben über die Jahre an Dominanz verloren. Wege und Gewässer hatten keinen Einfluss auf die Dominanz, nur die Restaurationsaktivitäten wirkten sich negativ auf den Deckungsgrad der dominanten Arten aus. Ein Monitoring nach der Fertigstellung der Restaurationsarbeiten sollte unbedingt durchgeführt werden, genauso wie eine genaue Beobachtung der weiter Entwicklung von S. gigantea. Maßnahmen, die der Verbreitung entgegenwirken könnten, sind die Pflege und Erhaltung offener Landschaftsteile, wie Halbtrockenrasen.

Abstract

The invasion of alien plants in riparian habitats in Europe is very high. Rivers serve as important corridors for alien species. Flood, high nutrient availability und human activities support the introduction of these none-native species. Invasive alien species are known as second most important threat to Diversity loss, but some studies could find a positive relation between the number of alien plants and native plant diversity. Not the origin but the dominance of a plant is important. This study examines the influence of dominant native and dominant invasive species on the Phytodiversity in the on-going life+ restoration project in the Natura 2000 area "Tullnerfelder Donau-Auen". End of June 2015 the vascular plant cover of 99 plots was surveyed. Plants with a cover of 40% and more were classified as dominant species. Species number, Shannon-, Evenness and Simpson index was compared between plots dominated by invasive, by native or without dominant species. I also searched for correlations between the three most dominant invasive and native species and the pant diversity. The roll of the habitats, the distance to a street and water body and the influence of restoration activity has been also examined. Further more the data has been compared with the data from 2011 to 2014.

S. gigantea was the only plant with a negative influence on the Phytodiversity and its cover increased from 2011 to 2015. *I. glandulifera* and *I. parviflora* did have an high abundance but it decreased until 2015. Also the native dominant species had no influence on the plant diversity and their plant cover degreased. Streets and Waterbody had no significant influence on the dominant species. Only the restoration activity had a negative impact on the cover of the dominant species. Monitoring will be important especially after the Restoration project is finished. The development of *S. gigantean* should be watched carefully and management plans for open habitats like semi-dry grasslands might play an important role.

Inhaltsverzeichnis

1	Ein	leitungleitung	
	1.1	Forschungsfragen	3
	1.2	Aulandschaften	
	1.3	Begriffsdefinitionen	
	1.3	1 3	
	1.3	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
	1.3		
	1.3	S .	
	1.3	3.5 Dominanz	7
2	Me	thoden	8
	2.1		
	2.1	I.1 Tullnerfelder Donau-Auen	
	2.1	1.2 Traisen Life+ Projekt	8
	2.2	Vegetationsaufnahme	10
	2.3	Datenanalyse/Statistik	12
	2.4	Diversitätsindizes	13
	2.4	4.1 Shannon-Index	13
	2.4	1.2 Evenness	13
	2.4	4.3 Simpson-Index	14
	2.5	Pflanzenarten	
	2.5		
	2.5	5.2 Impatiens glandulifera Royle	15
	2.5		
	2.5	5.4 Bunias orientalis L	16
3	Ero	gebnissegebnisse	17
•	3.1	Allgemein	
	3.2	Diversitätsindizes	
	3.3	Dominante Arten	
	3.4	Unterschiede in den Biotoptypen	
	3.5	Einfluss der Dominanz auf Diversität	
	3.6	Einzelne Arten und die Diversitätsindizes	
	3.7	Seltene und gefährdete Arten	
	3.8	Zusammenhang zwischen heimischer Arten und Neophyten	
	3.9	Gewässer, Straßen und Restaurationsaktivitäten und dominante Arte	
	3.10	Gewässer, Straßen und Restaurationsaktivitäten und Diversität	41
	3.11	Veränderung über die Jahre	46
	3.1	11.1 Änderungen der Diversitätindizes	47
	3.1	11.2 Entwicklung einiger dominanter invasiver und heimischer Pflanzen	49
	3.1	11.3 Veränderung in der Dominanz	52
	3.12	Frühjahrskartierung:	56
4	Dic	kussion	60
T	4.1	Dominanz heimischer und invasiver Arten	60 60
	4.2	Biotoppräferenzen dominanter heimischer Arten und invasiver	00
		phyten und Auswirkungen auf die Phytodiversität	63
	4.3	Einfluss von Gewässernähe, Wegen und Restaurationsaktivitäten	
	4.4	Veränderungen in den Jahren 2011 bis 2015	
	4.1	Methodenkritik	
_			
5	Sch	llussfolgerung und Ausblick	69
6	Da	nksagung	70

7	Literaturverzeichnis	71
8	Abbildungsverzeichnis	80
9	Tabellenverzeichnis	81
Аp	pendix	84

1 Einleitung

Wurden nicht heimische Tiere und Pflanzen im 19ten Jahrhundert von einigen Naturalisten, wie Charles Darwin noch als Kuriositäten in ihren Schriften erwähnt und kaum als Gefahr für die heimische Diversität gesehen, so änderte sich dies langsam in der ersten Hälfte des 20ten Jahrhunderts (Richardson und Pyšek 2008).

Die Ausbreitung, von nicht-einheimischen Arten, auch Neophyten genannt, nahm zu, doch es dauerte bis Biologen aufmerksam wurden (Richardson und Pyšek 2008). Beginnen sich Neophyten in einem ihnen nicht heimischen Gebiet auszubreiten, und stellen eine Gefahr für die heimische Diversität dar, werden sie als invasiv bezeichnet (Essl und Rabitsch 2002).

Das 1958 veröffentlichte Buch von Charles S. Elton (The ecology of invasions of by animals and plants) gilt als Startpunkt für die fokussierte Forschung biologischer Invasion (Richardson und Pyšek 2008). Es entstand die Invasions-Ökologie, welche sich mit Organismen beschäftigt, die durch bewusste oder unbewusste Hilfe des Menschen in Gebieten eingeschleppt werden, die nicht in ihrem potentiell natürlichem Verbreitungsgebiet liegen (Davis 2006; Mack u. a. 2000).

Die Invasions Ökologie ist gewachsen und wurde ein wichtiges Forschungsfeld innerhalb der Ökologie mit immer mehr Verknüpfungen zu anderen Disziplinen (Richardson und Pyšek 2008).

Internationale Organisationen, wie IUCN (Internatinal Union for Conservation of Nature), Konventionen, wie CBD (Convention on Biological Diversity, 1992) und andere Forschungsprogramme, wie SCOPE (Wildlife Conservation and the Invasion of Nature Reserves by Introduced Species: a Global Perspective) machten Invasive Arten zu einem weltweit anerkannten Thema, welches auf vielen Ebenen behandelt werden muss (Foxcroft u. a. 2013).

Denn diese haben nicht nur einen negativen Effekt auf die Biodiversität, sondern können auch ökonomische Kosten verursachen. Für die Europäische Union schätzt man diese auf 12,5 Milliarden Euro jährlich (van Ham, Genovesi, und Scalera 2013).

Die von den Vereinten Nationen initiierte Studie Millenium Ecosystem Assessment lieferte einen Bericht über die weltweite Situation und Trends der größten Gefahren für die Biodiversität und erklärte biologische Invasion zum zweit wichtigsten globalen Antreiber von Biodiversitätsverlust (Foxcroft u. a. 2013).

Es gibt viele Studien die bestätigen, dass invasive Neophyten Veränderungen in Ökosystemprozesse verursachen und negativen Einfluss auf die Struktur von Pflanzengesellschaften, so wie auf heimische Arten, haben können (Mack u. a. 2000; Pimentel u. a. 2000). Doch die allgemein anerkannte Verbindung zwischen invasiven Neopyten und Biodiversitätsverlust (Slobodkin 2001) wird nicht von allen Studien bestätigt.

Houlahan and Findlay (2004) fanden in Ihrer Studie über Feuchtgebiete in Amerika keinen Zusammenhang zwischen eingeführten Arten und dem Verlust der Phytodiversität. Dafür stellten sie eine geringere Diversität fest, wenn eine dominante Art anwesend war, gleichgültig ob heimisch oder eingeschleppt. Eine

andere Studie konnte in Auwaldkorridoren eine gleich hohe Phytodiversität bei Flächen, dominiert von heimischen und solche die von invasiven Baumarten dominiert waren, feststellen (Bagstad, Lite, und Stromberg 2006). Einige Studien entdeckten zudem eine positive Beziehung zwischen heimischer Artenvielfalt und der Artenanzahl an Neophyten (Levine 2000; Houlahan und Findlay 2004; Richardson und Pyšek 2008).

Hejda und Pyšek (2006) fanden keine Auswirkungen von *Impatiens glandulifera* auf die Phytodiversität von Auvegetationen in Tschechien. Allerdings verloren nährstoffliebende dominante heimische Arten an Abundanz, wo *I. glandulifera* dominant war und die Autoren stellten die Vermutung auf, dass das Springkraut nur die Rolle der heimisch Dominanten Arten, wie *Urtica dioica* und *Chenopodium album agg.* übernimmt.

Viele Studien beschäftigen sich mit den Auswirkungen von Neophyten auf die heimische Flora und je nach Untersuchungsmethode und Größenordnung des Untersuchungsgebietes kommen unterschiedliche Ergebnisse heraus. ((Houlahan und Findlay 2004; Ortega und Pearson 2005). Oft wird dabei nicht unterschieden zwischen Neophyten, die in geringen Deckungsgraden vorkommen und Co-existieren mit den heimischen Arten und solchen, die flächendominierend werden, also einen hohen Deckungsgrad auf einer Fläche erreichen und damit einen Einfluss auf die Pflanzengesellschaft haben (Ortega und Pearson 2005).

Ausgehend von diesen Erkenntnissen möchte ich in meiner Arbeit, die Dominanz von heimischen Arten und von Neophyten und ihre Beziehung zu der Phytodiversität in einem Renaturierungsgebiet des Flusses Traisen in Österreich genauer beleuchten. Besonderer Fokus soll hierbei auf der Krautschicht und deren Pflanzen liegen. Folgende Fragestellungen haben sich daraus ergeben:

1.1 Forschungsfragen

Wie wirkt sich die Ausbreitung von dominanten invasiven Neophyten (wie *Solidago gigante, Impatiens parvflora, Bunias orientalis*), so wie heimische dominante Arten (wie *Salvia glutinosa, Aegopodium podararia, Calamagrostis epigejos*) auf die Phytodiversität im Auwaldgebiet aus?

Dominante Arten wurden nach der höhe ihres Deckungsgrades im Untersuchungsgebiet festgelegt (siehe Kapitel 1.3.5.). Geht man nun von der Annahme aus, dass invasive Neophyten ein höheres Potential haben, heimische Pflanzengesellschaften zu dominieren, ergeben sich folgende Annahmen:

H1: Invasive Neophyten haben einen signifikant negativen Einfluss auf Shannon-, Evenness, Simpsonindex und Artenzahl.

H2: Heimische dominante Arten haben einen signifikant negativen Einfluss auf Shannon-, Evenness, Simpsonindex und Artenanzahl, dieser ist aber geringer als von invasiven Neophyten.

H3:Invasive Neophyten haben einen signifikant negativen Zusammenhang mit der Anzahl seltener und gefährdeter Arten.

H4: Heimische dominante Arten haben einen signifikant negativen Zusammenhang mit der Anzahl seltener und gefährdeter Arten, dieser ist aber geringer als von invasiven Neophyten.

H5: Invasive Neophyten dominieren die Krautschicht.

H6: Je höher der Deckungsgrad invasiver Neophyten auf einer Untersuchungsfläche, desto geringer ist der Deckungsgrad heimisch dominanter Arten.

Welche Faktoren beeinflussen das Vorkommen von invasiven Neophyten und dominanten heimischen Arten?

Angenommen monotypische Bestände (Deckungsgrad über 40%) entwickeln sich besonders gut an gestörten Standorten und variieren zwischen Waldbiotopen und Waldfreien Flächen ergeben sich folgende Hypothesen:

H7: Die Nähe zu einem Gewässer, zu einer (Forst-) Straße oder unmittelbare Restaurationsaktivitäten haben einen signifikant positiven Einfluss auf den Deckungsgrad invasiver Neophyten und heimisch dominanter Arten.

H8: Das Vorkommen dominanter Neophyten und dominanter heimischer Arten ist vom Biotoptyp abhängig.

Hat sich die Phytodiversität zwischen 2011 und 2015 verändert?

Da 2011 bis 2014 ebenfalls Vegetationsaufnahmen in den Gebiet durchgeführt wurden, ist ein Vergleich über die Jahre möglich. Angenommen, der Anteil an invasiven Neophyten hat zu genommen und tendiert dazu heimische dominante Arten zu ersetzen, ergeben sich folgende Hypothesen:

H9: Die Pfhytodiversität hat abgenommen, während der Deckungsgrad an invasiven Neophyten zugenommen hat.

H10: Der Deckungsgrad heimisch dominanter Arten hat abgenommen.

1.2 Aulandschaften

Aulandschaften bestehen aus diversen Landformen, Habitaten und Pflanzengesellschaften (Naiman und Décamps 1997).

Terrestrische und aquatische Störungen (z.B.: Überschwemmungen) formen Aulandschaften (Francis 2006). Sie sind eine wichtige Verbindung von Land- und Wasserlebensräume und besonders die flussnahe Vegetation hat viele wichtige ökologische Funktionen, wie die Senkung der Flusswasser-Temperatur durch Evapotranspiration und durch Schattenspende. Sie ist eine Pufferzone, die Sediment filtert und den Nährstoffhaushalt kontrolliert und hilft Flussufer zu stabilisieren (Hood und Naiman 2000). Außerdem ist es ein wichtiger Korridor für die Wanderung vieler Lebewesen (Naiman und Décamps 1997).

Der Wechsel zwischen niedrigem und hohem Grundwasser, sowie regelmäßige Überschwemmungen und der damit einhergehende Nährstoffeintrag sind landschaftsprägend. Verschiedene Waldgesellschaften haben sich an die unterschiedlichen Feuchtverhältnisse angepasst (Haberreiter 2003).

Seit Jahrhunderten haben Menschen Flusslandschaften durch Städte, Landwirtschaft und hydrologische Eingriffe, wie Staudämme, verändert und geformt (Knox 2006; Richardson u. a. 2007). Viele wertvolle Habitate wurden dabei zerstört, trotzdem zeichnet Augebiete eine hohe Artenvielfalt und Diversität an Habitaten aus, die als Überreste des natürlichen und ursprünglichen Au-ökosystems betrachtet werden können (Ellmauer, Traxler, und Ranner 1999).

In den letzten Jahrzehnten kam für Augebiete eine neue Gefahr in Form von biologischer Invasion hinzu (Schmitz und Lösch 2005). Die Artenanzahl und die Abundanz an Neophyten in Aulandschaften hat weltweit zugenommen (Richardson u. a. 2007).

In Zentraleuropa haben von allen natürlichen und naturnahen Vegetationstypen, Augebiete die höchste Anzahl an Neophyten (Walter u. a. 2005). Die natürlichen Dynamiken und Störungen, wie Überschwemmungen, in einer Aulandschaft bieten gute Möglichkeiten für Neophyten sich zu etablieren (Pysek und Prach 1993; Tockner und Stanford 2002).

1.3 Begriffsdefinitionen

1.3.1 Neophyt

Neophyten sind Pflanzenarten, die erst nach 1492 durch indirektes oder direktes Mitwirken des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind und dort wild gelebt haben oder immer noch leben (Essl und Rabitsch 2002; Fischer, Oswald, und Adler 2008).

1.3.2 Invasive Neophyten

Zum Problem können Neophyten werden, wenn sie sich gut etablieren, ausbreiten und in einer großen Dichte vorkommen. Haben sie einen negative Effekt auf die Biodiversität, auf die heimische Artenvielfalt, auf die Sozioökonomie oder gar auf die menschliche Gesundheit, werden Neophyten als invasiv bezeichnet (Convention on Biological Diversity, 2017). Nach Theoharides und Dukes (2007) durchläuft eine Neophyt vier Stufen des Invasions-Prozesses, 1. den Transport, 2. Die Besiedelung, 3. Die Etablierung und 4. Ausbreitung.

In Österreich kommen 4.060 Gefäßpflanzen vor, 1110 sind Neophyten, davon sind 275 etabliert, aber nur 17 Arten sind invasiv und weitere 18 potenziell invasiv (was zum Beispiel bedeuten kann, dass sie in einem angrenzenden Land schon invasiv sind, hier aber noch nicht). In Österreich weisen die meisten natürlichen Lebensräume einen geringen Neophytenanteil auf. Allerdings sind Gewässerbegleitende Lebensräume, wie Weichholz-Auwälder, Hochstaudenflure und Uferpioniervegetationen stark und Trockenstandorte des pannonischen Raumes in etwas geringerem Ausmaße betroffen. Mehr als die Hälfte der Neophyten Österreichs sind bewusst importiert worden, als Zier- oder Nutzpflanze und dann verwildert, 31% sind unabsichtlich eingeschleppt worden (Essel und Rabitsch 2002). Für eine genauere Beschreibung der vorkommenden Arten siehe Methodikteil (2.5.).

1.3.3 Heimische Arten

Alle Arten die schon vor 1492 im Untersuchungsgebiet zu finden waren, werden hier als "heimisch" bezeichnet. Dazu gehören alle in Österreich einheimischen Arten (=indigenen Arten), so wie die Arten, die vor 1492 hierher gelangten (=Archäophyten). Wenn eine Art erst später das Untersuchungsgebiet erreichte, zuvor aber schon in einem anderen Areal in Österreich heimisch war, wird diese auch zu den "heimischen" Arten gezählt. (Essel und Rabitsch 2002).

1.3.4 Phytodiversität

Die Phytodiversität, ist die Vielfalt der Pflanzen und deren Lebensgemeinschaft und als solche Teil der Biodiversität. Doch hinter dem Begriff Biodiversität verbirgt sich eine Vielzahl an Betrachtungsebenen (Dolnik 2003). Die 1992 bei der "Convention on Biological Diversity" der UN in Rio de Janeiro Definition lautet:

Biodiversität ist die "Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören. Dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten (genetische Vielfalt) und zwischen den Arten (Artenvielfalt) und die Vielfalt der Ökosysteme (und entsprechend der Interaktionen darin)".

(UNEP 1992, Art. 2, abrufbar in www.undekade-biologischevielfalt.de)

Die Messbarkeit dieses sehr komplexen Begriffes stellt sich als äußerst schwierig da und wird in der Forschung oft Vereinfacht über den Artenreichtum, also die Anzahl der Arten auf einer standardisierten Probengröße, dargestellt. Weitere Konzepte nehmen mathematische Gewichtungen der Arten nach ihrer Häufigkeitsverteilung, wie Artenabundanz und Artendominanz, vor. Bekannte Konzepte, die in dieser Arbeit verwendet werden, sind der Shannon-, Simpson, und Evenness-Index (genauere Erklärung siehe Methodikteil). Es sei darauf hingewiesen, dass dabei die Biodiversität oder biologische Vielfalt immer sehr stark eingegrenzt wird auf die messbaren Eigenschaften der Pflanzenarten auf einer Fläche (Wie Abundanz, Artenverteilung und Artenanzahl) (Lepš 2013; Schaefer 2012; Dolnik 2003). In dieser Arbeit bezieht sich der Begriff Diversität immer auf die messbaren Größen "Artenanzahl" und die drei verwendeten Biodiversitätsindizes.

1.3.5 Dominanz

In vielen Wissenschaftlichen Artikeln ist die Rede von dominanten Arten, sehr selten wird dieser Begriff aber ausführlich erklärt. Meist hängt Dominanz mit der Fähigkeit einer Pflanze zusammen, Bestandsbestimmend zu sein, sprich einen hohen Deckungsgrad auf einer Fläche oder in einer Pflanzengesellschaft zu erreichen und maßgeblich die Artenzusammensetzung zu beeinflussen (Richardson u. a. 2007; Ortega und Pearson 2005; Woitke und Dietz 2002).

In meiner Arbeit wurden Pflanzenarten als dominant bezeichnet, wenn sie zumindest auf einer Fläche einen Deckungsgrad von mindestens 40% erreichten.

2 Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Tullnerfelder Donau-Auen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Natura 2000 Gebiet "Tullnerfelder Donau-Auen". Dieses liegt entlang der Donau zwischen Wien und Krems. Mit einer Flächengröße von etwa 17990 ha (17.586 ha Vogelschutzgebiet und 17.586 ha FFH-Gebiet) ist es das größte geschlossene Auwaldgebiet Österreichs und ein wichtiger Teil im Natura 2000 Netzwerk (Haberreiter 2003). Die Region ist geprägt durch pannonisches und atlantisches Klima. Da es hier im Übergangsbereich der beiden Klimazonen liegt, gibt es eine lange Vegetationszeit mit immer wieder auftretenden Spätfrösten bis Mai. Die Dauer und Höhe der Schneedecke im Winter (mit durchnittlichen 34 Tagen), ist deutlich geringer als im Westen Österreichs. Die Sommer können sehr heiß und trocken werden (Bernhardt u. a. 2010).

Zwei geologische Großlandschaften prägen das Gebiet, die Molasse- und die Flyschzone. Diese sind unter einer Schicht Donauschotter (bis zu 10 Metern dick) begraben. Darauf lagert sich wiederum Feinsediment ab (Haberreiter 2003). Lehmige und schluffige Böden dominieren die Auen im Natura 2000 Gebiet (Bernhardt u. a. 2010).

Verschiedenste Habitate prägen die Tullnerfelder Donau-Auen, von sehr feuchten Standorten mit Weichholzauen (besonders Silberweidenau) über Hartholzauen (Eichen-Ulmen-Eschenauen, dominierender Waldtyp) bis hin zu flachgründigen Schotterstandorten auf denen sich teilweise wertvolle Trockenrasen entwickeln konnten (Haberreiter 2003).

Das Gebiet beherbergt eine große Artenvielfalt. Die Ökologie und die Funktionen der Aulandschaft sind aber durch den Bau der Kraftwerke Altenwörth und Greifenstein stark gestört und gefährdet. Ein Großteil der Au ist von der Donau durch deren Begleitdämme abgetrennt. Ein wichtiges Ziel von Natura 2000 ist der Schutz, Erhalt und die Wiederherstellung der Au. Eine mögliche Maßnahme stellt das Life+ Projekt an der Traisen, einem Zubringerfluss der Donau, da (Lapin und Bernhardt 2013). Hier befindet sich auch das Untersuchungsgebiet dieser Masterarbeit.

2.1.2 Traisen Life+ Projekt

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südlich der Donau, im Mündungsgebiet der Traisen, zwischen Zwentendorf an der Donau und Preuwitz.

Es hat eine ungefähre Länge von 7,5 km (von Osten nach Westen) und eine Breite von etwa 1,5 km (von Norden nach Süden) (Lapin 2014). Die Westgrenze bildet der Längengrad 15°46′48.208", die Nordgrenze der Breitengrad 48°22′48.080". Der östlichste Punkt befindet sich am Längengrad 15°52′55.000" und südliche Grenze stellt der Breitengrad 48°21′17.158" dar (http://www.gpskoordinaten.de).

Das Gebiet liegt auf etwa 180 Höhenmeter (über Adria) mit einem jährlichdurchschnittlichen Niederschlag von 596,5 mm und einer Temperatur von 9,5°C (Zamg 2016).

Die Traisen wurde im 19ten Jahrhundert begradigt und reguliert, zur besseren Kontrolle des Hochwassers und um das angrenzende Land kultivierbar zu machen (Lapin und Bernhardt 2013)

Heute wird in dem Gebiet hauptsächlich Forstwirtschaft betrieben, teilweise werden Flächen landwirtschaftlich genutzt, meist extensive Wiesenbewirtschaftung. Genauso spielt die Jagtwirtschaft (Hoher Besatz mit Sikahirschen) und die Sportfischerei an Altarmen und schottergruben eine wichtige Rolle (Haberreiter 2003).

In den 1970er Jahren wurde, im Zuge des Donaukraftwerkbaues Altenwörth, die Mündung der Traisen versetzt. Die neue Mündung wurde 7,5 km weiter Stromabwärts der Donau und damit hinter das Kraftwerk Altenwörth verlegt. Bei diesem Eingriff wurde keine Rücksicht auf die Ökologie genommen. Die Traisen hat seine Struktur und Verbindung zu dem umliegenden Land und Wasserkörpern verloren, was eine hohe Gefährdung vieler Tier- und Pflanzenarten und ihrer Habitate mit sich brachte (Lapin und Bernhardt 2013).

Der naturnahe Rückbau der Traisenmündung (Life+ Projekt) hat 2013 begonnen und wird voraussichtlich bis 2019 fertig gestellt werden (siehe Abbildung 1). Er soll die hydrologischen und gewässerökologischen Bedingungen verbessern, zu einer guten Vernetzung mit der Donau führen und den Erhalt natürlicher Auwald Habitate mit charakteristischen Vegetationsstrukturen gewährleisten.

Dazu werden die letzten 7,5 km (plus Traisenmündung) umgegraben, so dass ein mäandrierender Flussteil mit dynamischer Uferentwicklung (breites Flussbett, Überschwemmungsbereiche) entsteht. Die neue Länge wird 12,5 km betragen (Eberstaller u. a. 2005).



Abbildung 1: Traisen Life+ Projekt. Plan des neuen Traisenabschnitt (in Blau) (Lapin 2014).

2.2 Vegetationsaufnahme

Im Frühjahr von 29.04.-05.05.2015 und am 14. 05.2015 wurde die Krautschicht auf insgesamt 54 Flächen kartiert. Im Sommer von 29.06.-08.07.2015 und am 24.08.15 wurde die Vegetation auf 112 Flächen aufgenommen. Wobei drei Flächen in der "neun Traisen" lagen und bei den weiteren Berechnungen weggelassen wurden.

Die erste Kartierung wurde durchgeführt um Frühjahrsblüher, wie *Allium ursinum, Colchicum autumnale und Orchis militaris,* zu erfassen und somit einen besseren Überblick der Artenvielfalt zubekommen.

Die Sommerkartierung wurde Ende Juni, Anfang Juli durchgeführt um möglichst viele Neophyten zu erfassen (vgl. Lichtenwöhrer 2015). Ellenberg (2009) sieht die Sommermonate, als best mögliche Zeit, um den größten Teil europäischer Vegetations-Typen zu charakterisieren, da sich diese dann nahe ihres phänologischen Optimums befinden. Um die Datenqualität zu optimieren und möglichst wenig seltene oder invasive Arten auszulassen, wurden Untersuchungsflächen mit einer Größe von 200 m² (10x20) und einer rechteckigen Form gewählt (Korb, Covington und Fulé 2003). Stohlgren (2007) erklärt, dass die Artenzahl mit Flächengröße und Anzahl an untersuchten Flächen steigt. Für europäische Waldvegetationen wird eine Größe von 200 m² vorgeschlagen (Chytrý und Otýpková 2003).

Die Flächen waren zufällig auf das Gebiet verteilt und wurden von Lapin (2014) festgelegt (siehe Abbildung 2). Die übernommenen Koordinaten wurden mithilfe eines GPS-Gerätes (garmin eTrex 30) gefunden und dann die Flächen mittels eines Maßbandes ausgemessen. Die Koordinatenpunkte stellten dabei jeweils das nordöstliche Eck der Fläche dar.



Abbildung 2: Kartierungspunkte in Google Earth (Quelle: Lichtenwöhrer 2015).

Es wurden alle Gefäßpflanzen und ihr Deckungsgrad je Fläche aufgenommen und je nach Wuchshöhe in die vier Vegetationsschichten Kraut- (KS), Strauch- (StS), erste Baum- (BS1) und zweite Baumschicht (BS2) eingeteilt. Zum Schätzen des Deckungsgrades wurde eine Veränderte (siehe Tabelle 1) Skala nach Braun-Blanquet (1964) verwendet, welche häufig bei Vegetationskartierungen benutzt wird (Hatton, West, und Johnson 1986).

Tabelle 1: Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet 1964, in Prozent und ungefährer Mittelpunkt der Deckungsgradklassen in Prozent (Lichtenwöhrer 2015).

Deckungsgradklassen	Deckungsgrad in Prozent	Mittelwert
R	1-3 Individuen	0,5
+	<1%	1
1	1-5%	5
2	5-25%	15
3	25-50%	40
4	50-75%	65
5	>75%	90

Außerdem wurde bei jedem Punkt der Habitat Typ, der Deckungsgrad der Vegetationsschichten, Restaurationsaktivitäten, die Nähe zu einem Gewässer, Straßennähe und Kultivierungsintensität vermerkt (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Kategorisierung von Restaurationsaktivitäten, Straßennähe und Gewässernähe nach Lapin 2014.

Kategorie	Restaurationsaktivitäten	Beschreibung
0	Keine Aktivität	Kein Effekt der
		Restaurierungsarbeiten auf die
		Fläche
1	Beeinflusst	<5m entfernt von Baustelle oder
		schwere sichtbare Schäden
2	Hohe Aktivität	Fläche ganz oder teilweise
		entfernt durch Bauarbeiten
Kategorie	Straßennähe	Beschreibung
0	Nicht an der Straße	Fläche nicht direkt beeinflusst
		bei keiner Straße oder min. 2m
		entfernt
1	An der Straße	Fläche direkt beeinflusst bei
		einer Straße oder max. 2m
		entfernt
Kategorie	Gewässernähe	Beschreibung
0	Nicht an Gewässerrand	Fläche ist min. 2Meter von
		einem Wasserkörper entfernt
1	An Gewässerrand	Fläche ist max. 2Meter von
		einem Wasserkörper entfernt

Die Pflanzen wurden mithilfe der Bestimmungsbücher "Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol (Fischer, Oswald, und Adler 2008)" und "Flora Helvetica (Lauber, Wagner, und Gygax 2007)" identifiziert. Nicht bestimmbare Pflanzen wurden eingesammelt, gepresst und von meinem Betreuer Prof. Karl-Georg Bernhardt nachbestimmt.

Die Einteilung der Pflanzenarten in invasive, nicht heimische und heimische Arten erfolgte nach Fischer, Oswald und Adler (2008). Gefährdete heimische Pflanzenarten wurden nach der Roten Liste von Niklfeld u. a. (1999) klassifiziert. Die Flächen wurden außerdem in Biotoptypen nach Essl, Egger, und Ellmauer (2002) und Essl u. a. (2004) eingeteilt und mit Haberreiter (2003) verglichen. Diese listen in ihrem Natura 2000 Managementplan alle Biotoptypen, die in den Tullnerfelder Donau-Auen vorkommen, auf.

2.3 Datenanalyse/Statistik

Alle Daten der Pflanzenkartierung wurden in ein Dokument in Microsoft Excel für Mac 2011 eingegeben. Der Deckungsgrad nach Braun-Blanquet wurde in Prozent umgewandelt. Einfache Rechnungen und Grafiken, so wie alle Tabellen in dieser Arbeit wurden ebenfalls mit Microsoft Excel erstellt.

Für die restlichen statistischen Auswertungen und alle weitere Grafiken wurde mit dem Statistikprogramm R (R Development Core Team 2012- R Version 3.2.1) gearbeitet.

Shannon-Index, Evenness und Simpson-Index wurden mit Hilfe des R Package "vegan" berechnet. Shapiro-Wilk-Test wurde verwendet um Populationen und andere Variablen auf ihre Normalverteilung zu testen (Hatzinger, Hornik, und Nagel 2011). Zusätzliche graphische Darstellungen, wie Clevlent Dotplots und Boxplots halfen Variablen und deren Residuen auf ihre Homogenität zu überprüfen (Zuur, Ieno, und Elphick 2010), so wie Ausreißer festzustellen. Da ein Großteil der Daten, auch nach logamitrieren, nicht normal verteilt waren, Gruppen oft Ausreißer hatten und schiefe Verteilungen, habe ich mich dafür entschieden, alles mit nicht-paramethrischen Tests zu berechnen.

Um Unterschiede zwischen mehr als zwei Gruppen (z.B.: Verteilung der Artenanzahl zwischen den Biotoptypen) festzustellen wurde der Kruskal-Wallis-Test und bei nur zwei Gruppen (z.B.: Ufer nahe/ Ufer fern) der Wilcoxon-Test verwendet (McDonald 2009; Hatzinger, Hornik, und Nagel 2011).

Um die Stärke von Zusammenhängen zwischen zwei metrischen Variablen (z.B.: Shannon-Index und Deckungsgrad invasiver Neophyten) zu testen, wurde die Rangkorrelation nach Spearman angewendet (Hatzinger, Hornik, und Nagel 2011). Der Vergleich von abhängigen Daten (z.B.: über mehrere Jahre gleiche Flächen) wurde mit dem Friedman-Test durchgeführt.

Für alle Tests wurde das Signifikanzniveau 5% bestimmt um Hypothese zu verwerfen (<5%) oder anzunehmen (>5%).

2.4 Diversitätsindizes

2.4.1 Shannon-Index

Um den Einfluss der dominanten Pflanzenarten auf die Phytodiversität messbar zu machen, wurden neben der Artenanzahl pro Fläche noch drei weitere Diversitätsindizes ausgewählt. Der Shannon-Index (auch Shannon-Wiener oder Shannon-Weaver-Index genannt) ist eine der am öftesten gebrauchte Kennzahl um die biologische Artenvielfalt zu messen (Spellerberg und Fedor 2003; Lepš 2013). Verschiedenste Studien zeigen die erfolgreiche Anwendung bei Analysen der Diversität in Au-Habitaten (Decocq 2002; Jansson u. a. 2005) und bei Langzeit Untersuchungen (Korb und Fulé 2008; Helfield u. a. 2012). Er beschreibt das Verhältnis der Individuen Zahl einer Art zur Summe aller Individuen auf einer Fläche (bzw. Ökosystem) und berücksichtigt dabei Artenzahl und Abundanz (bzw. Deckungsgrad). Die verwendete Formel lautet (Magurran 2003; Lepš 2013):

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Wobei p_i die relative Häufigkeit einer Pflanzenart ($p_i = n_i/N$) und ln der natürliche Logarithmus ist.

Der Wert wird größer mit steigender Artenanzahl und sinkender Abundanz bzw. Individuenanzahl einer Art. Es wird ersichtlich, dass seltene Arten bei diesem Index mehr Gewicht haben (Krebs 1999).

2.4.2 Evenness

Evenness ist ein Maß für die Ausgewogenheit oder Gleichmäßigkeit der Pflanzenarten auf einer Fläche. Er wird als Ergänzung zum Shannon-Index zur Beschreibung der Diversität gesehen. Der Wert kann zwischen 0 und 1 liegen. Je näher er bei 1 liegt, desto ausgewogener ist die Verteilung der Arten auf eine Fläche (Krebs 1999). Die in dieser Arbeit verwendete Formel lautet (Kent und Coker 1992):

$$J = H'/\ln s$$

Wobei j das Maß für die Gleichmäßigkeit (engl. Evenness), H' der zuvor berechnete Shannon Index und ln s der Logarithmus von der Anzahl der beobachteten Arten ist.

2.4.3 Simpson-Index

Bei diesem Index wird sowohl der Artenreichtum, als auch die Gleichmäßigkeit (Evenness) berücksichtigt. Im Gegensatz zum Shannon-Index wird hier mehr Gewicht auf die häufiger vorkommenden Arten gelegt (Krebs 1999). Es geht hier besonders um die Wahrscheinlichkeit, an zwei zufällig gewählten Stellen innerhalb einer Fläche nicht die gleiche Spezies vorzufinden (Magurran 2003; Leps 2013). Da der Index seine Wertigkeit genau umgekehrt zum Evenness und Shannon-Index hat, also bei Null die höchste Diversität und bei 1 keine, wird gerne der inverse Simpson-Index verwendet, welcher auch in dieser Arbeit benutzt wurde (Krebs 1999):

$$1-D=1-\sum p_i^2$$

Wobei D der Simpson-Index ist und p_i die relative Häufigkeit einer Pflanzenart ($p_i = n_i/N$).

2.5 Pflanzenarten

Hier werden in Kürze die wichtigsten invasiven Neophyten beschrieben.

2.5.1 Impatiens parviflora DC.

Das kleinblütige Springkraut kommt aus Zentral- und Ostasien und hat sich im 19ten Jahrhundert in Mittel und Westeuropa verbreitet (Godefroid und Koedam 2010). Die einjährige Pflanze bevorzugt schattige, feuchte Wälder und Auwälder (Fischer, Oswald, und Adler 2008). Reczyńska, Świerkosz, und Dajdok (2015) bezeichnet I. parviflora als einer der flexibelsten vaskulären Pflanzen, da diese trotz sehr schwachen Wurzelsystems (typisch für einjährige Pflanzen) fähig ist mit heimischen Arten zu konkurrieren, durch ihre Fähigkeit, gut mit verschiedensten Bedingungen (z.B. Feuchtigkeit und Nährstoffverfügbarkeit) klar zukommen (siehe auch Heger & Trepl 2003). Es kann Licht sehr effizient nutzen und ist dementsprechend sehr Schattentolerant (Elemans 2004). Das kleinblütige Springkraut ist eines der meist verbreiteten Neophyten in Zentraleuropa und dominiert oft die Krautschicht in Wäldern, auch auf vom Menschen relativ unbeeinflussten Flächen (Godefroid und Koedam 2010). Die Populationsdichte von I. parviflora steht laut Hejda (2012) oft in einer negativen Beziehung mit der Artenvielfalt in der Krautschicht. Allerdings beginnt das Springkraut relativ spät im Jahr auszutreiben und erlaubt so eine Koexistens mit Frühjahrsblühern (Kowarik 2010).

.

2.5.2 Impatiens glandulifera Royle

Das Drüsige-Springkraut stammt ursprünglich aus dem westlichen Himalaya-Gebiet und hat sich heute in Nord- und Zentraleuropa, sowie in Nordamerika und Neuseeland ausgebreitet (Weber 2003). In England verwilderte es schon 1855 und verbreitete sich von dort aus auf Europa. *I. glandulifera* ist die größte einjährige (bis zu 3 m) Art in Europa (Beerling 1993; Pyšek und Prach 1995). Eine Pflanze kann bis zu 2500 Samen produzieren und diese im Umkreis von 3-5m verteilen. Die Verbreitung über größere Distanzen erfolgt vor allem durch den Menschen und über Flüsse, wobei die Samen meist nahe des Kanalbodens transportiert und nur bei Hochwasser an den Flussufern abgelegt werden(Pyšek und Prach 1995). Jungtriebe sind sehr Frostempfindlich, was die geographische Verbreitung limitieren könnte (Beerling 1993).

Als natürliches Habitat bevorzugt *I. glandulifera* Bachufer, offene Auwälder und feuchte Wiesen und Weiden. Sie wächst aber genauso auf vom Menschen beeinflussten oder gestörten Gebieten (Schuldes 1995). In Europa bevorzugt sie nasse und nährstoffreiche Habitate (Pyšek und Prach 1995)

Das drüsige Springkraut ist einer der weitverbreitetsten invasiven Art in Europa (Pyšek und Prach 1995). Durch ihr schnelles und hohes Wachstum, ist sie fähig, die natürliche Vegetation, in einem neueroberten Gebiet, zu ersetzen (Perrins, Fitter, und Williamson 1993). Die weltweite Verbreitung hat negative Effekte auf die natürliche Vegetation. Besonders in Augebieten sorgen Springkrautpopulationen für einen Rückgang der Artenvielfalt (Hulme und Bremner 2006).

2.5.3 Solidago gigantea Aiton

Frühere Forschungen in dem Gebiet beschäftigten sich bereits mit *Solidago gigantea* und *Solidago canadensis* (Battisti 2014; Lapin 2014). Beide Arten sind sich sehr ähnlich in ihrem Aussehen und haben auch sonst einige charakteristische Gemeinsamkeiten (Hartmann u. a. 1995). Deshalb und weil es während der Kartierung einfacher war, die beiden Arten als eine Art zusammen zufassen, wird in dieser Arbeit nur von *Solidago gigantea* berichtet, welche allerdings *Solidago canadensis* miteinschließt.

Die Große Goldrute findet ihren Ursprung in Nordamerika. Bevorzugte Lebensräume sind Waldschläge in Auwälder, Flussufer, Ruderalflure, sowie Bahndämme. Sie ist eine ausdauernde (perennierend) Pflanze mit einer Wuchshöhe zwischen 60 bis 120 cm und hat ihre Blühzeit von August bis Oktober (Fischer, Oswald, und Adler 2008). Der Verbreitungserfolg der Pflanze liegt vor allem an der hohen Samenproduktion und ihrer Fähigkeit sich generativ (Hartmann vegetativ zu vermehren und Konold Landnutzungsänderungen und das Verbrachen von Kulturlandschaft sind Mitschuld für die schnelle Ausbreitung (Kowarik 2010). S. gigantea wird ebenfalls zu en weitverbreitesten und sehr aggressiven invasiven Arten in Europa gezählt (Weber und Jakobs 2005).

2.5.4 Bunias orientalis L.

Ursprünglich war das orientalische Zackenschötchen in südwest Asien und südost Europa verbreitet (Woitke und Dietz 2002). Im 18ten Jahrhundert kam es nach Mitteleuropa und ist heute invasiv in anthropogen gestörten Habitaten im Tiefland (Dietz, Steinlein, und Ullmann 1999). Intakte natürliche Habitate sind selten betroffen (Kowarik 2010). Die mehrjährige Pflanze mit semi-Rosette und langer Pfahlwurzel gehört zur Familie der Brassicaceae. Sie hat eine hohe Fruchtbarkeit und vergleichsweise große Samen, die eine ausdauernde Saatbank in der Erde bilden (Woitke und Dietz 2002). Die jungen Pflanzen sind sehr robust und haben ein schnelles Wachstum. Regeneration ist auch noch möglich, wenn Samen oder Wurzelfragmente unter einer großen Erdschicht begraben sind, was besonders bei Bodenstörungen von Vorteil ist. *Bunias orientalis* ist deshalb besonders erfolgreich entlang von Weg- und Straßenrändern, Ruderalflächen und in der Nähe von Gewässern (Neobiota 2014). Einige Studien entdeckten eine gut entwickelte Resistenz gegen Mähen und Bodenstörungen (Steinlein, Dietz, und Ullmann 1996).

3 Ergebnisse

3.1 Allgemein

Insgesamt wurden 112 Flächen im Sommer kartiert. 3 Flächen lagen im renaturierten Teil der Traisen und damit Unterwasser. Diese Flächen wurden bei allen weiteren Ergebnissen ausgeschlossen. 10 weitere Flächen waren im Zuge der Bauarbeiten ebenfalls vegetationslos und wurden bei der Einteilung in Biotoptypen als Baustelle bezeichnet.

Insgesamt wurden 307 Pflanzenarten aus 64 verschiedenen Familien gefunden (über alle Vegetationsschichten).

Die meisten Pflanzen (38 Arten) sind aus der Familie Asteraceae gefolgt von Poaceae (37), Lamiaceae (23), Fabaceae (18) und Rosaceae (12).

Die invasiven Arten gehören verschiedenen Pflanzen Familien an.

Die 112 Flächen mit Vegetation konnten 11 verschiedenen Biotoptypen (plus Baustelle) zugeordnet werden (siehe Abbildung 3). Fast ein Viertel waren Eschenauwald (n=26 bzw. 23,8% der gesamt Fläche), gefolgt von Pappelauwald und Ruderalfluren. Nur eine einzige Fläche konnte als Silberweidenauwald bestimmt werden (siehe Tabelle 5). Die meisten Biotoptypen befinden sich im Anhang I der FFH-Richtlinien und sind damit schützenswerte Lebensräume. Tabelle 3 zeigt den jeweiligen FFH-Code, wobei hier noch zu erwähnen ist, dass Pappelauwälder bei der Kartierung nicht von Pappelforsten unterschieden wurden, sondern zu einem Biotoptypen zusammengelegt wurden.

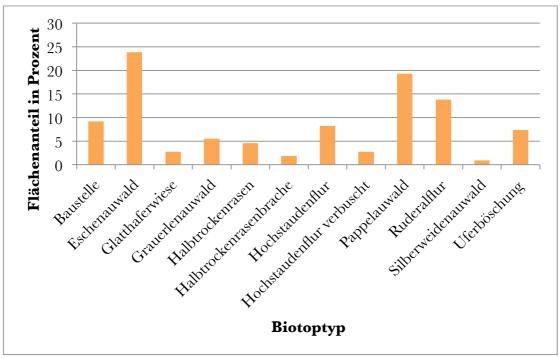


Abbildung 3: Prozentueller Anteil der einzelnen Biotoptypen an der gesamten Untersuchungsfläche.

Tabelle 3: Im Gebiet vorkommende Biotoptypen, der entsprechende FFH-Code und die Quelle der Bestimmungsliteratur (verändert nach Lichtenwöhrer 2015).

Biotoptypen	FFH-Code	Quellen
Baustelle	-	Lapin 2014
Eschenauwald	91F0	Essl et al. 2002, 25
Glatthaferwiese	6510	Essl et al. 2004, 22ff
Grauerlenauwald	91EO	Essl et al. 2002, 20f
Halbtrockenrasen	6210	Essl et al. 2004, 62ff
Halbtrockenrasen verbuscht	6210	Essl et al. 2004, 62ff
Hochstaudenflur	6430	Essl et al. 2004, 101ff
Hochstaudenflur verbuscht	6430	Essl et al. 2004, 101ff
Pappelauwald	91FO	Essl et al. 2002, 22f
Ruderalflur	-	Traxler et al. 2005, 83ff
Weidenauwald	91EO	Essl et al. 2002, 20
Uferböschung	-	Lapin 2014

99 Flächen hatten eine Krautschicht. Etwa die Hälfte davon waren Waldhabitate mit ein oder zwei Baumschichten. Der Deckungsgrad variiert sehr stark zwischen den Flächen und Vegetationsschichten. Ein maximaler Deckungsgrad von 177% in der Krautschicht ist möglich, da der Deckungsgrad für jede Art einzeln geschätzt wurde und die Pflanzen sich auch überlappen konnten (vgl. Lichtenwoehrer 2014; Korb & Fulé 2008) (siehe Tabelle 4). Die meisten Pflanzenarten befanden sich in der Krautschicht. Hier wurden insgesamt 296 Arten entdeckt, mit einem Maximum von 49 Arten auf einer Fläche. Von den 296 Arten sind 7 Arten invasive Neophyten (*Acer negundo, Ailanthus altissima, Bunias* orientalis, Impatiens gladulifera, Impatiens parviflora, Robinia pseudacacia, Solidago gigantea), 8 Arten können ebenfalls zu den nicht-heimischen Neophyten gezählt werden (Amaranthus retroflexus, Ammi majus, Conyza canadensis, Datura stramonium, Juglans nigra, Oxalis stricta, Panicum capillare, Parthenocissus inserta) und 6 (Cyperus fuscus, Dipsacus pilosus, Senecio aquatica, Senecio sarracenicus, Thalictrum lucidum, Thalictrum flavum) von den restlichen 281 heimischen Arten stehen auf der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs (Niklfeld u. a. 1999).

Nur zwei dieser gefährdeten Arten befinden sich auch in der Strauchschicht (*Senecio sarracenicus, Thalictrum lucidum*), so wie *Ammi majus* als einziger nicht invasiver Neophyt. In den beiden Baumschichten ist *Juglans nigra* als nichtheimisch und *Robinia pseudacacia* und *Acer negundo* als invasive Art vertreten. Zusätzlich kommt in der ersten Baumschicht *Ailanthus altissima* und in der zweiten Baumschicht *Populus x canadensis* als invasive Art vor.

Tabelle 4: Minimaler (=min), Maximaler (=max) Deckungsgrad und Artenanzahl, so wie der Mittelwert (=MW) und Standardabweichung(=SA) in den einzelnen Vegetationsschichten. Zusätzlich sind die Arten aufgeteilt auf invasive, nicht-heimische, heimische und gefährdete Arten (Roteliste Arten nach Niklfeld u. a. 1999). Die Rote Liste Arten sind auch in der Anzahl heimischer Arten inkludiert.

		BS2	BS1	StS	KS
Flächenanzahl	(mit Bewuchs)	52	57	69	99
	min	0	0	0	0
Deckungsgrad	max	70	70	98,5	177
Deckungsgrau	MW	15,39	12,71	18,04	75,69
	SA	21,50	18,29	27,07	42,69
	gesamt	23	23	52	296
	min	0	0	0	0
	max	4	5	8	49
	MW	>1	1	2	20
Artenanzahl	SA	1	1	2	11
	invasiv	3	3	5	7
	nicht heimisch	1	1	1	8
	heimisch	19	19	46	281
	rote Liste	0	0	2	6

Aufgeteilt nach Biotoptypen, zeigt sich, dass in der Krautschicht, Halbtrockenrasen im Mittel (33,6) die meisten Arten vorkommen (siehe Tabelle 5). Die wenigsten Arten waren auf Flächen, die dem Biotoptyp Hochstaudenflur (18,44) oder Silberweidenauwald (16) zugeordnet wurden, wobei hier mit nur einer Fläche keine repräsentative Aussage gemacht werden kann. Der Deckungsgrad variiert sehr stark zwischen den Flächen und Habitaten, im Durchschnitt ist er auf Ruderalfluren (62,37) am Niedrigsten und auf verbuschten Hochstaudenfluren (102,67) am Höchsten. Der Kruskal-Wallis Test zeigt sowohl für den Deckungsgrad als auch für die Artenanzahl einen signifikanten Unterschied zwischen den Biotoptypen (siehe Tabelle 9).

Tabelle 5: Deckungsgrad und Artenanzahl in den Verschiedenen Biotoptypen in der Krautschicht (KS).

Biotoptyp KS	Flächen-		Deckungsgrad			Artenanzahl			
Бююртур КЗ	Anzahl	min	max	MW	SA	min	Max	MW	SA
insgesamt	109	0	177	75,69	42,69	0	49	20,87	10,92
Baustelle	10	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Eschenauwald	26	53	161,5	99,88	28,72	12	36	21,88	5,24
Glatthaferwiese	3	66	113	92,67	24,13	23	26	25,00	1,73
Grauerlenauwald	6	54,5	128,5	83,58	25,81	20	27	22,33	3,01
Halbtrockenrasen	5	36,5	99	69,20	25,29	25	45	33,60	7,27
Halbtrockenrasenbrache	2	76	93	84,50	12,02	12	44	28,00	22,63
Hochstaudenflur	9	46	166	100,33	40,07	7	31	18,44	8,08
Hochstaudenflur verbuscht	3	80	146,5	102,67	37,97	24	33	28,33	4,51
Pappelauwald	21	43,5	168,5	85,55	29,40	11	40	21,00	6,91
Ruderalflur	15	22,5	177	62,37	43,50	10	49	29,60	10,49
Silberweidenauwald	1	45,5	45,5	-	-	16	16	-	-
Uferböschung	8	29,5	150	74,69	38,51	12	41	22,88	9,52

Die Artenanzahl in den anderen Vegetationsschichten ist, mit im Durchschnitt ein paar wenigen Arten relativ niedrig. In Der Strauchschicht erreichen Flächen der Uferböschung, des Eschenauwaldes und des Hochstaudenflures ein Maximum von 8 Arten (siehe Tabelle 6). Diese drei Biotoptypen haben auch den höchsten maximalen Deckungsgrad in der Strauchschicht. Auf den höchsten mittleren Deckungsgrad kommen Hochflure mit etwa 60%. Die Unterschiede in Deckungsgrad und Artenanzahl in der Strauchschicht sind laut Kruskal-Wallis-Test signifikant (siehe Tabelle 9).

Tabelle 6: Deckungsgrad und Artenanzahl in den Biotoptypen in der Strauchschicht (StS).

Biotoptyp StS	Flächen-	Dechangsgraa			Artenanzahl				
	Anzahl	min	max	MW	SA	min	max	MW	SA
insgesamt	109	0	98,5	18,04	27,07	0	8	2,21	2,29
Baustelle	10	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Eschenauwald	26	0	95	13,29	21,18	0	8	2,19	2,02
Glatthaferwiese	3	0	17	5,67	9,81	0	3	1,00	1,73
Grauerlenauwald	6	1,5	16	8,25	6,26	1	6	2,67	1,75
Halbtrockenrasen	5	0	21	8,00	8,69	0	5	2,00	2,12
Halbtrockenrasenbrache	2	21,5	58	39,75	25,81	4	5	4,50	0,71
Hochstaudenflur	9	0	98,5	62,50	38,31	0	8	4,33	2,87
Hochstaudenflur verbuscht	3	5	26,5	18,83	12,00	1	5	3,00	2,00
Pappelauwald	21	0	95	21,88	27,93	0	6	2,62	2,09
Ruderalflur	15	0	70	8,80	19,24	0	3	0,67	1,18
Silberweidenauwald	1	39	39	-	-	7	7	-	
Uferböschung	8	0	88,5	29,88	33,23	0	8	4,00	2,62

Auch in der 1.Baumschicht ist der Unterschied in Deckungsgrad und Artenanzahl signifikant zwischen den Habitaten (siehe Tabelle 9), jedoch ist die mittlere Artenanzahl zwischen 0 und 2 Arten, ein Maximum von 5 Arten erreicht der Eschenauwald und die Uferböschung. Der Grauerlenauwald hat mit etwa 40% einen doppelt so hohen mittleren Deckungsgrad in der 1 Baumschicht als die anderen Biotoptypen (ausgenommen Silberweidenauwald) (Tabelle 7).

Tabelle 7: Deckungsgrad und Artenanzahl in den Verschiedenen Biotoptypen in der 1.Baumschicht (BS1).

Distantan DC1	Flächen-		Deck	ungsgrad			Arten	anzahl	
Biotoptyp BS1	Anzahl	min	max	MW	SA	min	max	MW	SA
insgesamt	109	0	70	12,71	18,29	0	5	1,07	1,28
Baustelle	10	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Eschenauwald	26	0	60	19,19	20,06	0	5	1,81	1,39
Glatthaferwiese	3	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Grauerlenauwald	6	20	65	41,83	15,17	1	4	2,00	1,26
Halbtrockenrasen	5	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Halbtrockenrasenbrache	2	0	10	5,00	7,07	0	2	1,00	1,41
Hochstaudenflur	9	0	55	11,22	21,00	0	2	0,56	0,88
Hochstaudenflur verbuscht	3	5	20	10,00	8,66	1	2	1,33	0,58
Pappelauwald	21	0	70	15,76	18,05	0	3	1,43	1,08
Ruderalflur	15	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Silberweidenauwald	1	40,5	40,5	-	-	2	2	-	-
Uferböschung	8	0	50	20,19	17,28	0	5	2,25	1,49

In der höchsten Vegetationsschicht hat der Pappelauwald die durchschnittlich meisten Arten pro Fläche und erreicht ein Maximum von 4 Arten. Im Durchschnitt wird in den Waldhabitaten, die 2.Baumschicht von nur einer Art dominiert (siehe Tabelle 8). Auf einigen Flächen baumloser Biotoptypen wuchsen vereinzelt Bäume. Der Mittelwert des Deckungsgrades mit 20% bis 30% ist in den Waldhabitaten aber doch um einiges höher, als in den anderen Biotoptypen. Insgesamt ist auch hier der Unterschied zwischen den Habitaten signifikant(siehe Tabelle 9).

 $\textbf{Tabelle 8:} \ \ \textbf{Deckungsgrad und Artenanzahl in den verschiedenen Biotoptypen in der 2. Baumschicht (BS2).}$

Biotoptyp BS2	Flächen- Deckungsgrad			Artenanzahl					
Бююртур Б52	Anzahl	min	max	MW	SA	min	max	MW	SA
insgesamt	109	0	70	15,39	21,50	0	4	0,81	1,04
Baustelle	10	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Eschenauwald	26	0	70	32,29	22,83	0	3	1,54	0,90
Glatthaferwiese	3	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Grauerlenauwald	6	0	65	20,83	23,33	0	3	1,17	0,98
Halbtrockenrasen	5	0	55	11,00	24,60	0	2	0,40	0,89
Halbtrockenrasenbrache	2	0	15	7,50	10,61	0	1	0,50	0,71
Hochstaudenflur	9	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Hochstaudenflur verbuscht	3	0	15	5,00	8,66	0	1	0,33	0,58
Pappelauwald	21	0	70	30,14	21,33	0	4	1,67	1,11
Ruderalflur	15	0	0	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00
Silberweidenauwald	1	21	21	-	-	3	3	-	_
Uferböschung	8	0	15	2,50	5,35	0	1	0,25	0,46

Tabelle 9: P-Wert des Kruskal-Wallis-Test zum Prüfen auf Unterschiede im Deckungsgrad und der Artenanzahl zwischen den Biotoptypen in den vier Vegetationsschichten.

	BS2	BS1	Sts	KS
Deckungsgrad	6,34E-10	6,75E-08	2,88E-04	1,31E-05
Artenanzahl	4,12E-10	1,42E-07	6,90E-05	3,12E - 06

3.2 Diversitätsindizes

Da alle Flächen die als Baustelle bezeichnet wurden, vegetationslos sind, werden diese Flächen bei allen weiteren Ergebnissen und Berechnungen weggelassen.

Tabelle 10: Mittelwert und Standardabweichung für die Diversitätsindizes in allen Vegetationsschichten (Baustellenflächen nicht mit eingerechnet).

		BS2	BS1	StS	KrS
A la l	MW	1	1	2	21
Artenanzahl	SA	1	1	2	10
Characa and Indian	MW	0,13	0,24	0,51	2,05
Shannon-Index	SA	0,27	0,38	0,52	0,9
E	MW	0,15	0,26	0,41	0,65
Evenness	SA	0,3	0,37	0,39	0,26
Cinana India	MW	0,9	0,16	0,31	0,79
Simpson-Index	SA	0,17	0,23	0,28	0,16

Wie im Methodikteil besprochen, werden hier zur Erklärung der Biodiversität, verschiedene Messwerte verwendet. Tabelle 10 zeigt die Mittelwerte in den verschiedenen Vegetationsschichten. Auffallend ist die geringe mittlere Arten Anzahl in den Baumschichten, im Durchschnitt schwankt sie zwischen 0 bis 2 Arten pro Fläche. Einhergehend ist der geringe Wert der anderen Diversitätsindizes. Die Strauchschicht hat im Mittel 0 bis 4 Arten pro Fläche aber einen etwa doppelt so hohen Simpson- und Shannon-Index Wert. Aber im Vergleich dazu hat die Krautschicht, mit gemittelten 11 bis 31 Arten pro Fläche, relativ hohe Diversitätswerte.

3.3 Dominante Arten

Es wurden alle Arten der jeweiligen Vegetationsschicht, die zumindest auf einer Fläche einen Deckungsgrad von über 40% erreicht haben in einer Tabelle zusammen geschrieben. Zusätzlich wurde die gesamt Flächenanzahl, auf der diese Art vorkommt und der Mittelwert über alle Flächen berücksichtigt. Aus diesem Grund werden in der Tabelle 11 auch die Arten *Urtica dioica* und *Brachipodium pinnatum* aufgelistet, obwohl diese auf keiner Fläche einen dominierenden Deckungsgrad erreicht haben. Jedoch können beide Arten ein höheres Vorkommen und einen höheren Mittelwert aufweisen als alle anderen Arten, die nur auf einer Fläche dominant waren.

Der invasive Neophyt *Solidago gigantea* dominierte die meisten Flächen (20) und hatte den höchsten Mittelwert von allen Pflanzenarten in der Krautschicht. Die häufigste Art (Vorkommen: 67), mit dem zweit höchsten Mittelwert und 12 dominierte Flächen ist die heimische Art *Salvia glutinosa*. Schaut man sich weiter die Anzahl der dominierten Flächen und den Mittelwert an, folgt als dritte das invasive Springkraut *I. parviflora*, danach folgen einige heimische Arten, *A. podagraria*, *C. epigejos* mit 4 dominierten Flächen, *P. officinalis* mit 3 und *B. sylvaticum* und *E. cannabinum* mit 2 Flächen. Weiter gibt es noch 5 Arten mit einer dominierten Fläche und einem mittleren Deckungsgrad von unter 1%. Hierzu zählt auch die invasive Art *B. orientalis*. In der Krautschicht gibt es weit mehr heimisch dominante Arten als invasive. Auffällig ist jedoch, dass die heimischen Arten (Außnahme *S. glutinosa* und *P. nigra*) nie mehr als 40% einer Fläche bedecken, die Goldrute aber ein Maximum von 95% erreicht und auch die beiden anderen invasiven Arten mehr als die Hälfte einer Fläche bedecken können.

Tabelle 11: Alle dominanten Arten der Krautschicht (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat).

Pflanzenart	Herkunft	Flächen	anzahl]	Deckungsgrad in %			
Thanzenart	HEIKUIII	Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA	
Solidago gigantea	neophyt	54	20	0	90	13,29	24,72	
Impatiens parviflora	neophyt	51	7	0	65	5,62	12,61	
Bunias orientalis	neophyt	5	1	0	65	0,7	6,53	
Salvia glutinosa	heimisch	67	12	0	65	13,29	24,72	
Aegopodium podagraria	heimisch	60	4	0	40	5,58	8,99	
Calamagrostis epigejos	heimisch	50	4	0	40	3,92	8,45	
Parietaria officinalis	heimisch	27	3	0	40	2,44	7,51	
Brachypodium sylvaticum	heimisch	24	2	0	40	2,48	6,85	
Eupatorium cannabinum	heimisch	62	2	0	40	3,15	6,62	
Arrhenatherum elatius	heimisch	7	1	0	40	0,65	4,30	
Ligustrum vulgare	heimisch	27	1	0	40	0,8	4,11	
Populus nigra	heimisch	6	1	0	65	0,79	6,56	
Rubus fruticosus agg.	heimisch	26	1	0	40	1,12	4,73	
Brachypodium pinnatum	heimisch	48	0	0	15	2,73	4,72	
Urtica dioica	heimisch	64	0	0	15	1,95	3,45	

Die Strauchschicht wird ganz stark von *S. gigantea* dominiert (9 Flächen), auch wenn *E. cannabium* insgesamt auf mehr Flächen (28) vorkommt, erreicht es nie so einen hohen Deckungsgrad und Abundanz wie die Goldrute (siehe Tabelle 12). Die zweite dominante invasive Art der Strauchschicht *B. orientalis* kommt nur auf einer einzigen Fläche vor. Die heimische Art *Urtica* dioica erreicht auf 3 Flächen einen Deckungsgrad von über 40% und hat gemeinsam mit *Eupatorium cannabium*, den zweit höchsten mittleren Deckungsgrad von 1,7 %. Jeweils eine Fläche wird von *A. incana*, *C. monogyna* und *P. officinalis* dominiert.

Tabelle 12: Alle dominanten Arten der Strauchschicht (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat)

Pflanzenart	Herkunft	Flächen	anzahl]	Deckungsgrad in %			
Thanzenart	Herkumt	Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA	
Solidago gigantea	neophyt	21	9	0	90	6,76	19,76	
Bunias orientalis	neophyt	1	1	0	40	0,40	4,02	
Urtica dioica	heimisch	17	3	0	40	1,70	7,05	
Eupatorium cannabinum	heimisch	28	2	0	40	1,70	5,94	
Alnus incana	heimisch	16	1	0	40	1,40	5,04	
Crataegus monogyna	heimisch	11	1	0	40	0,99	4,61	
Parietaria officinalis	heimisch	3	1	0	40	0,61	4,30	

Die 1. Baumschicht wird den Biotoptypen entsprechend ganz stark von heimischen Strauch- und Baumarten dominiert. Nur *R. pseudacacia* erreicht auf zwei Flächen einen dominanten Deckungsgrad, kommt aber insgesamt auf weniger Flächen (5) vor, als einige der heimischen Arten (siehe Tabelle 13). Den höchsten mittleren Deckungsgrad hat *Cornus sanguinea* mit 2,95%.

Tabelle 13: Alle dominanten Arten der 1.Baumschicht (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat).

Pflanzenart	Herkunft	Flächen	anzahl		Deckungsgrad in %			
Thanzenart	Herkumt	Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA	
Robinia pseudacacia	neophyt	5	2	0	40	1,16	6,01	
Alnus incana	heimisch	17	4	0	65	0,05	0,50	
Cornus sanguinea	heimisch	14	2	0	40	2,95	9,81	
Populus alba	heimisch	8	1	0	65	1,23	7,00	
Acer platanoides	heimisch	2	1	0	40	0,56	4,28	
Cornus mas	heimisch	1	1	0	40	0,40	4,02	
Crataegus laevigata	heimisch	6	1	0	40	0,86	4,58	
Crataegus monogyna	heimisch	4	1	0	40	0,71	4,52	
Fraxinus excelsior	heimisch	13	1	0	40	1,19	4,83	
Populus nigra	heimisch	4	1	0	40	0,66	4,32	
Sambucus nigra	heimisch	9	1	0	40	0,87	4,40	

Auch in der 2.Baumschicht erreicht nur ein Neophyt einen Deckungsgrad über 40%, die Hybridpappel *Populus x canadensis*. Häufigste Art ist *F. excelsior (vorkommend auf 23 Flächen, auf 10 dominant) mit einem durchschnittlichen Deckungsgrad von 6,23%, gefolgt von den beiden Pappelarten <i>P. alba (2,65%) und P. nigra (2,54%) (siehe* Tabelle 14). Damit wird diese Schicht sehr stark durch die Esche und Pappelarten geprägt, was sich auch in der hohen Anzahl an Eschenauwald- (26) und Pappelauwaldflächen (21) wiederspiegelt.

Tabelle 14: Alle dominanten Arten der 2.Baumschicht (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat).

Pflanzenart	Herkunft	Flächen	anzahl		Deckungsgrad in %				
Thanzenare	Herkunit	Vorkommen	dominant 1	min	max	MW	SA		
Populus x canadensis	neophyt	9	3	0	40	1,82	7,30		
Fraxinus excelsior	heimisch	23	10	0	65	6,23	15,69		
Populus alba	heimisch	10	4	0	65	2,65	10,91		
Populus nigra	heimisch	9	4	0	65	2,54	10,84		
Acer platanoides	heimisch	2	1	0	40	0,41	4,02		
Alnus glutinosa	heimisch	2	1	0	65	0,71	6,55		
Quercus petraea	heimisch	1	1	0	40	0,40	4,02		

Ein Vergleich der Anzahl an Flächen, die von heimischen, invasiven oder keiner Art dominiert werden, zeigt, dass in allen Vegetationsschichten auf den meisten Flächen keine Art einen Deckungsgrad von 40% erreicht (siehe Tabelle 15). Die restlichen Flächen werden in den Baumschichten hauptsächlich von heimischen Arten dominiert (21 in BS2 und 14 in BS1). In der Strauch- und Krautschicht ist es relativ ausgeglichen, wobei es mehr invasive Flächen gibt. Auf 11 Flächen in der Strauchschicht und 25 Flächen in der Krautschicht erreichen invasive Neophyten einen Deckungsgrad von über 40%.

Tabelle 15: Anzahl an Flächen, die von einer heimischen, von einer invasiven oder von keiner (ohne) Art dominiert werden (DG \geq 40 %; Flächen ohne Vegetation wurden weggelassen (Baustelle n=10)).

	Bs2	Bs1	StS	KrS
invasiv	3	2	11	25
heimisch	21	14	7	19
ohne	75	83	81	55

3.4 Unterschiede in den Biotoptypen

Es wurde der Kruskal-Wallis-Test durchgeführt um Biotoptyppräferenzen der dominanten Arten festzustellen. Alle Arten mit signifikanten unterschieden und ihr jeweiliger mittlerer Deckungsgrad sind in Tabelle 16 aufgelistet. *S. gigantea* dominiert 7 Flächen des Biotoptypens Eschenauwald und 7 Hochstaudenflure. Einen sehr hohen mittleren Deckungsgrad erreicht es auch auf Glatthaferwiesen und Halbtrockenrasen, wo es oft in hoher Anzahl vorzufinden war. *I. parviflora* ist ebenfalls in Eschenauwäldern stark vertreten mit drei dominierten Flächen. Ebenso wurde es häufiger in Hochstaudenflure, Pappelauwälder und Uferböschungen entdeckt. *B. orientalis* ist hauptsächlich in Hochstaudenfluren gewachsen. Der klebrige Salbei, *S. glutinosa* ist meist in den Waldbiotopen und in den verbrachten Hochstaudenflure auffindbar. 5 Pappelauwälder und 6 Eschenauwaldflächen werden von ihm dominiert. Den höchsten Mittleren Deckungsgrad hat er aber in Grauerlenauwäldern(18,33).

A. podagraria und P. officinalis sind ebenfalls verstärkt in den Waldbiotopen zu finden. Für alle anderen Arten aus Tabelle 11, war der Kruskal-Wallis-Test nicht signifikant. Die meisten anderen Flächen, auf der eine Art einen hohen Deckungsgrad erreichte lagen im Eschenauwald (B. sylvaticum, E. cannabinum, L. vulgare, C. epigejos) oder waren Uferböschungen (B. sylvaticum, P. nigra, R. fructicosus agg.).

Tabelle 16: Mittlerer Deckungsgrad dominanter Arten der Krautschicht in dem jeweiligen Biotop, so wie der p-Wert des Kruskal-Wallis-Test für Unterschiede zwischen den Biotoptypen (d. Fläche= Anzahl dominierter Flächen, Esch= Eschenauwald, Glatt.= Glatthaferwiese, Grau.=Grauerlenauwald, HTR.=Halbtrockenrasen,HTR. B.=Halbtrockenrasenbrache, H.F.=Hochstaudenflur, H.F.B.=Hochstaudenflur verbuscht, Pappel=Pappelauwald, R. flur=Ruderalflur, W.=Silberweidenauwald, Uferb.=Uferböschung).

	d. Fläch en		Esch.	Glatt.	Grauer.	HTR.	HTR. B.	H.Flur	H.F.B.	Pappel	R.flur	W.	Uferb.	p- Wert
Anzahl Biotopfläche	en		26	3	6	5	2	9	3	21	15	1	8	
Congantag	20	MW	14,88	35,33	0,33	1,2	33	52,89	0,67	5,67	6,67	0	6,5	0,002
S. gigantea	20	SA	23,34	32,25	0,52	2,17	45,25	31,72	0,58	19,63	16,93	-	13,7	21
I. parviflora	7	MW	10,12	0	3	1	0	7,78	3,34	6,62	0	5	5,25	0,007
1. parvijiora	,	SA	12,72	0	2,19	2,24	0	21,52	2,89	15,9	0,46	-	14,05	24
B. orientalis	1	MW	0	0	0	0	0	7,33	0,67	0	0,07	0	0	3,25E
D. orientatis	1	SA	0	0	0	0	0	21,63	0,58	0	0,26	-	0	-04
S. glutinosa	12	10 MW	15,69	0,67	18,33	1,2	0	0,11	11,67	15,59	1,53	0	3,87	3,00E
5. giuitnosa	1 4	SA	14,66	0,58	23,38	2,17	0	0,34	5,77	15,12	3,94	-	5,08	-07
A.	4	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	11,23	0	11	1	0	0,2	2	7,19	0,47	0	2,875	2,79E
podagraria	4	SA	11,95	0	6,32	2,24	0	0,44	2,65	9,474	1,3	_	5,17	-07
C shinning	4	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	2,61	10	7,5	3,4	0	5,33	20	2,81	1,93	0	4	0,052
C. epigejos	4	SA	7,88	8,66	16,05	2,19	0	13,1	18,03	4,55	3,99	-	4,99	9
P. officinalis	0	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	2,42	0	3,83	1	0	0	0.3	6,52	0,13	0	1,38	0,034
	3	SA	8,25	0	5,74	2,24	0	0	0,58	12,32	0,35	_	2,26	74

Tabelle 17 zeigt die unterschiedlichen Mittelwerte für die Biodiversitätsindizes. Wie schon bei Tabelle 5 ersichtlich war, ist die Artenanzahl in Halbtrockenrasen mit durchschnittlichen 33,6 Arten am höchsten, gefolgt von Ruderalflure und Hochstauden verbuscht. Auch verbuschte Halbtrockenrasen weisen eine sehr hohe Artenanzahl auf, hier ist jedoch die hohe Standardabweichung von 22,63 Arten zu beachten. Der Artenzahl folgend zeigen die anderen Diversitätsindizes ähnliche Ergebnisse mit Höchtwert bei Halbtrockenrasen. Die geringste Vielfalt findet sich bei Hochstaudenflure. Hier hat Solidago gigantea seinen höchsten Deckungsgrad (Tabelle 16). Nur die Artenanzahl Silberweidenauwald ist mit 16 Arten noch geringer. Shannon Index, Evenness und Simpson-Index sind allerdings recht hoch. Der Kruskal-Wallis-Test zeigt, dass es signifikante Unterschiede zwischen den Biotoptypen für alle Diversitätsindizes gibt (siehe Tabelle 17).

Tabelle 17: Mittelwert und Standardabweichung der Diversitätsindizes der Krautschicht in dem jeweiligen Biotop, so wie der p-Wert des Kruskal-Wallis-Test für Unterschiede zwischen den Biotoptypen (Esch= Eschenauwald, Glatt.= Glatthaferwiese, Grau.=Grauerlenauwald, HTR.=Halbtrockenrasen,HTR. B.=Halbtrockenrasenbrache, H.F.=Hochstaudenflur, H.F.B.=Hochstaudenflur verbuscht, Pappel=Pappelauwald, R. flur=Ruderalflur, W.=Silberweidenauwald, Uferb.=Uferböschung).

		Esch.	Glatt.	Grauer.	HTR.	HTR. B.	H.Flur	H.F.B.	Pappel	R.flur	W.	Uferb.	p-Wert
Anzahl Biotopflächen		26	3	6	5	2	9	3	21	15	1	8	
A 1-1	MW	21,88	25	22,33	33,6	28	18,44	28,33	21	29,6	16	22,88	1 21E 05
Artenanzahl	SA	5,24	1,73	3,01	7,27	22,63	8,08	4,51	6,91	10,49	-	9,52	1,31E-05
Shannon-	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	2,12	2,18	2,29	3,03	2,13	1,3	2,67	2,17	2,78	2,23	2,38	E OEE OE
Index	SA	0,38	0,51	0,33	0,28	1,45	0,66	0,08	0,5	0,66	-	0,46	5,85E-05
D	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	0,69	0,68	0,74	0,87	0,64	0,44	0,8	0,72	0,83	0,8	0,78	4 57E 05
Evenness	SA	0,08	0,15	0,09	0,,06	0,28	0,17	0,05	0,13	0,14	-	0,1	4,57E-05
Simpson-	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	0,79	0,75	0,83	0,92	0,7	0,48	0,9	0,8	0,87	0,84	0,84	0.07E.04
Index	SA	0,09	0,17	0,08	0,03	0,3	0,24	0,02	0,13	0,13	-	0,07	2,07E-04

3.5 Einfluss der Dominanz auf Diversität

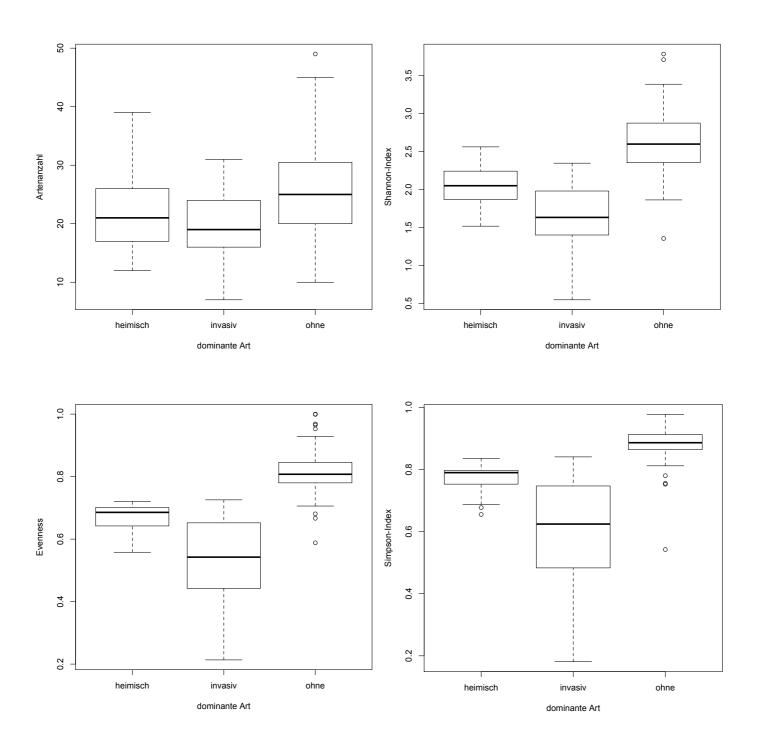


Abbildung 4: Vergleich der Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte zwischen Flächen, die von einer heimischen, einer invasiven oder von keiner Art dominiert werden.

Die Boxplots von Abbildung 4 zeigen die Verteilung von der Artenanzahl und den drei Diversitätsindizes aufgeteilt nach Flächen, auf denen eine heimische Pflanzenart, eine invasive oder keine einen Deckungsgrad über 40% erreicht hat. Es wird ersichtlich, dass der Median von den Flächen ohne dominante Art bei allen vier Diversität-Indizes immer am Höchsten ist. Gefolgt von den Flächen, die von heimischen Arten dominiert sind. Wobei die schwankungsbreite sehr hoch ist, besonders bei den Flächen dominiert von invasiven Arten. Der Unterschied ist trotzdem signifikant (Siehe Tabelle 18).

Ein zusätzlicher Paar-Vergleich mit dem Wilcoxon-Test zeigt signifikante unterschiede zwischen allen Gruppen. Nur für die Artenanzahl bei heimischen und invasiven Flächen trifft das nicht zu (p-Wert > 0,1). Schaut man sich zusätzlich den Mittelwert der verschiedenen Gruppen an (Siehe Tabelle 18), so bestätigt es die Boxplots in Abbildung 4. Die Werte sind für alle Diversitäts-Indizes bei Flächen, dominiert von invasiven Arten, am geringsten.

Tabelle 18: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich der Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte zwischen Flächen, die von einer heimischen, einer invasiven oder von keiner Art dominiert werden. Zusätzlich der Mittelwert und Standardabweichung jeder Gruppe und posthoc der Wilcoxon-Test zum Vergleich zwischen zwei Gruppen.

		Artenanzahl	Shannon- Index	Evenness	Simpson- Index
Kruskal-Wallis-Test	p-Wert	0,008263	2,48E-12	1,50E-15	4,40E-14
heimisch	MW	21,42	2,02	0,66	0,77
	SA	6,81	0,29	0,05	0,05
invasiv	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	19,76	1,58	0,53	0,6
	SA	6,33	0,52	0,14	0,2
ohne	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	26,11	2,64	0,82	0,88
	SA	8,85	0,45	0,08	0,07
	heimisch/invasiv	0,6177	4,04E-03	1,54E-04	8,16E-04
Wilcoxon-Test (p-Wert)	heimisch/ohne	0,02824	4,17E-07	2,45E-09	1,01E-08
	invasiv/ohne	2,76E-03	9,35E-11	3,27E-12	2,66E-11

3.6 Einzelne Arten und die Diversitätsindizes

Tabelle 19 zeigt keinen signifikanten Zusammenhang des Deckungsgrad heimisch-dominanter Arten der Artenzahl mit (Spearman-Korrelationskoeffizient:-0,080 mit p-Wert von 0,433) oder der Höhe der anderen Diversitätsindizes auf einer Fläche. Für die einzelnen heimisch dominanten Arten deutet der Korrelationskoeffizient in Bezug auf Artenvielfalt, Shannon-, Evenness und Simpson-Index zwar leichte negative Zusammenhänge an, außer für C. epigejos hier ist er leicht positiv, der p-Wert Werte ist jedoch größer als 0,05. Zwischen gesamt Deckungsgrad der invasiven Arten und Shannon-, Evenness, und Simpsons Index besteht ein negativer Zusammenhang. Dieser ist signifikant, außer für die Artenanzahl (p-Wert >0,05). Bei einem Blick auf die drei wichtigsten dominanten invasiven Pflanzenarten wird klar, dass dieses Ergebnis durch *S.gigantea* verursacht werden muss. *I. parviflora* hat sehr kleine Korrelationskoeffizienten und einen leicht positiven mit Evenness (rho= 0,053). Der Zusammenhang ist aber nicht signifikant. B. orientalis weißt auch leicht positive Zusammenhänge mit den Diversitätsindizes auf, dieser ist aber nur für die Artenanzahl signifikant (roh: 0,268, p-Wert: 7,43E-03). Nur bei steigendem Deckungsgrad der Goldrute scheint die Artenzahl, Shannon, Evenness und Simpson-Index zu sinken, wobei auch hier der Korrelationskoeffizient in Bezug auf die Artenzahl (rho: -0,096) sehr gering ist. Für den Shannon-Index (rho:-0,328), Evenness (rho: -0,407) und den Simpson-Index (rho: -0,354) besteht ein verhältnismäßig hoher negativer Zusammenhang mit S. gigantea.

Tabelle 19: Stärke des Zusammenhanges zwischen Deckungsgrad dominanter Arten und Artenzahl, beziehungsweise Diversitätsindizes (rho= Spearman- Korrelationskoeffizient und der dazugehörige p-Wert).

	Arter	Artenanzahl		Shannon		Evennes		Simpson-Index	
	rho	p-Wert	rho	p-Wert	rho	p-Wert	rho	p-Wert	
gesamt invasiv	-0,120	0,236	-0,477	6,17E-07	0,580	3,22E-10	-0,504	1,03E-07	
gesamt heimisch dominat	-0,080	0,433	-0,132	0,194	-0,174	0,085	-0,108	0,286	
Solidago gigantea	-0,096	0,3433	-0,328	9,22E-04	-0,407	2,89E-05	-0,354	3,19E-04	
Impatiens parviflora	-0,132	0,192	-0,031	0,760	0,053	0,605	-0,022	0,827	
Bunias orientalis	0,268	7,43E-03	0,162	0,141	0,041	0,684	0,127	0,211	
Salvia glutinosa	-0,103	0,309	-0,976	0,337	-0,109	0,285	-0,063	0,538	
$Ae gopodium\ podagraria$	-0,140	0,166	-0,094	0,354	-0,084	0,411	-0,034	0,739	
Calamagrostis epigejos	0,215	0,033	0,172	0,088	0,086	0,399	0,135	0,182	

3.7 Seltene und gefährdete Arten

Insgesamt gab es 6 gefährdete Arten in der Krautschicht (siehe Tabelle 4). Im Durchschnitt kamen weniger als eine Art pro Fläche vor, unabhängig davon ob die Flächen von heimischen, invasiven oder von keiner Art dominiert wurde. Der Kruskal-Wallis-Test ergab keinen signifikanten Unterschied. Auf nur einer Fläche, dominiert von invasiven Arten, kamen zwei gefährdete Arten vor (siehe Abbildung 5 und Tabelle 20). Zusätzlich zu den gefährdeten Arten wurde die Anzahl an selten vorkommenden Arten ermittelt. Hierzu wurden alle Arten gezählt, die auf maximal zwei Flächen im Untersuchungsgebiet vorkamen. Es waren 137 Arten. Am wenigsten seltene Arten kamen auf Flächen dominiert von heimischen Pflanzen vor. Am meisten auf den Flächen, wo keine Pflanzenart einen dominanten Deckungsgrad erreichte. Dieser Unterschied war signifikant, außer zwischen invasiven und ohne dominanten Arten (siehe Tabelle 20).

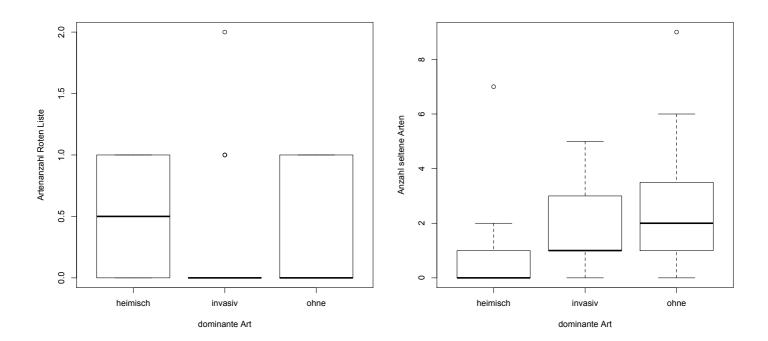


Abbildung 5: Vergleich der Anzahl gefährdeter (=Rote Liste) Arten , sowie Anzahl selten vorkommender Arten (=seltene Arten) zwischen Flächen, die von heimischen, invasiven oder von keiner Art dominiert werden.

Tabelle 20: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich der Anzahl gefährdeter Arten (rote Liste), sowie selten vorkommende Arten zwischen Flächen, die von einer heimischen, einer invasiven oder von keiner Art dominiert werden. Zusätzlich Mittelwert und Standardabweichung jeder Gruppe und post- hoc der Wilcoxon-Test zum Vergleich zwischen zwei Gruppen.

		Rote Liste	seltene Arten
Kruskal-Wallis-Test	p-Wert	0,05701	6,28E-03
Heimisch	MW	0,47	0,84
	SA	0,51	1,61
invasiv	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	0,20	1,60
mvasiv	SA	0,5	1,38
ohne	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	0,44	2,20
	SA	0,5	2,09
747'1 TP 4 /	heimisch/invasiv	0,03806	0,01709
Wilcoxon-Test (p-	heimisch/ohne	0,7848	2,24E-03
Wert)	invasiv/ohne	0,2623	0,3701

Schaut man sich die Verteilung der seltenen Arten auf die Biotoptypen an, so haben Halbtrockenrasen und Halbtrockenrasenbrachen mit durchschnittlich etwa 5 Arten, die höchste Artenanzahl pro Fläche, gefolgt von Ruderalfluren (3) und verbuschten Hochstaudenflure(2). Die Arten der Roten Liste ließen keinen signifikanten Unterschied zwischen den Lebensräumen (p-Wert: 0,2919) erkennen (siehe Tabelle 21).

Tabelle 21: Anzahl seltener und Rote Listen Arten der Krautschicht in dem jeweiligen Biotop, so wie der p-Wert des Kruskal-Wallis-Test für Unterschiede zwischen den Biotoptypen (Esch= Eschenauwald, Glatt.= Glatthaferwiese, Grau.=Grauerlenauwald, HTR.=Halbtrockenrasen,HTR. B.=Halbtrockenrasenbrache, H.F.=Hochstaudenflur, H.F.B.=Hochstaudenflur verbuscht, Pappel=Pappelauwald, R. flur=Ruderalflur, W.=Silberweidenauwald, Uferb.=Uferböschung).

		Esch.	Glatt.	Grauer.	HTR.	HTR. B.	H.Flur	H.F.B.	Pappel	R.flur	W.	Uferb.	p-Wert
Anzahl Biotopf	lächen	26	3	6	5	2	9	3	21	15	1	8	
coltone Auton	MW	1,19	4	1	5,4	4,5	1,67	2,33	0,95	3	0	0,63	1 96E 04
seltene Arten	SA	1,3	1,73	0,63	2,88	2,12	1,58	1,53	1,07	2	0	0,92	1,26E-04
D -4- I :-4-	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	0,31	0	0,5	0,6	0	0,22	0	0,52	0,4	1	0,5	0,2919
Rote Liste	SA	0,55	0	0,55	0,55	0	0,44	0	0,51	0,51	0	0,53	0,2919

Schaut man sich den Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad einzelner dominanter Arten und der gefährdeten Pflanzenarten an, so hat nur *S. gigantea* einen signifikant negativen Einfluss (rho: -0,232) (siehe Tabelle 22). *S. glutinosa* hat sogar einen leicht positiven (rho: 0,205). Anders schaut es bei den seltenen Arten die maximal zwei Mal im gesamten Untersuchungsgebiet gefunden wurden aus. Hier scheint je höher der Deckungsgrad von *Salvia glutinosa* oder *Aegopodium podagraria*, desto weniger seltene Arten kommen vor. Auf Flächen mit *S. gigantea* und *B. orientalis* gibt es einen leicht positiven Trent.

Tabelle 22: Stärke des Zusammenhanges zwischen Deckungsgrad dominanter Arten und gefährdeter Arten (Rote Liste), beziehungsweise seltener Arten (rho= Spearman-Korrelationskoeffizient und der dazugehörige p-Wert).

	Rote L	iste Arten	seltene Arten		
	rho	p-Wert	rho	p-Wert	
Solidago gigantea	-0,232	0,02112	0,199	0,048	
Impatiens parviflora	0,117	0,2499	-0,182	0,071	
Bunias orientalis	-0,084	0,406	0,244	0,015	
Salvia glutinosa	0,205	0,042	-0,385	8,20E-05	
Aegopodium podagraria	0,173	0,088	-0,427	1,05E-05	
Calamagrostis epigejos	0,035	0,731	0,169	0,094	

3.8 Zusammenhang zwischen heimischer Arten und Neophyten

Abbildung 6 zeigt den Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad dominanter heimischer Arten und dem invasiver Arten. Die Regressionsgerade deutet einen negativen Zusammenhang an, dennoch ist auch erkennbar, dass es Flächen gibt, wo sowohl heimische als auch invasive Arten einen hohen Deckungsgrad haben. Der Spearman-Test zeigt ebenfalls einen negativen Zusammenhang, dieser ist aber nicht signifikant (rho:-0,1827, p-Wert: 0,07027).

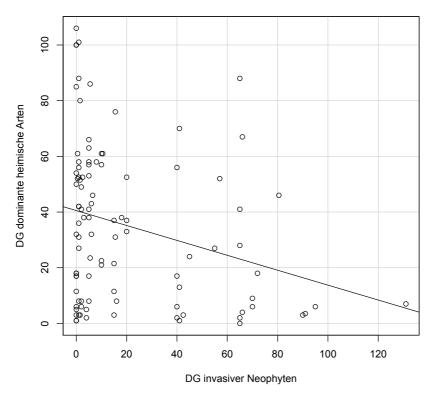


Abbildung 6: Zusammenhang des Deckungsgrades aller dominanter heimischer Arten und aller invasiver Neophyten (Regressionsgerade mit Steigung: -0,268).

Anders schaut der Zusammenhang beim Verhältnis der Artenanzahl heimischer Arten und Neophyten aus (siehe Abbildung 7). Hier steigt die Regressionsgerade (1,748) und deutet eine positive Korrelation an. Auch der Spearman-Test ist hier signifikant und leicht positiv (rho: 0,256, p-Wert 0,01036).

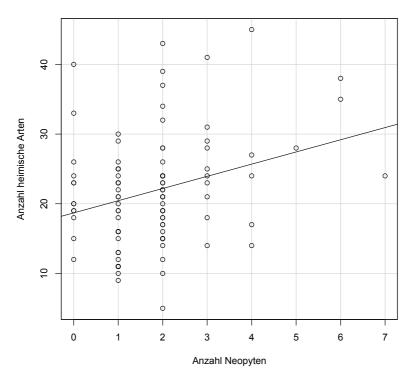


Abbildung 7: Zusammenhang des Deckungsgrades aller dominanter heimischer Arten und aller invasiver Neophyten (Regressionsgerade mit Steigung: 1,748).

3.9 Gewässer, Straßen und Restaurationsaktivitäten und dominante Arten

Gewässer nahe Flächen haben bei graphischer Aufbereitung (siehe Abbildung 8) einen geringeren Deckungsgrad an heimisch dominanten Pflanzen, als Gewässer ferne Flächen. Dieser Unterschied ist statistisch aber nicht signifikant (p-Wert: >0,05; siehe Tabelle 23). Bei den invasiven Arten gibt es ein paar Ausreißer, die an Gewässernahen Flächen einen sehr hohen Deckungsgrad aufweisen, insgesamt scheint es aber keinen Unterschied zu machen ob die Flächen nahe eines Gewässers sind oder nicht.

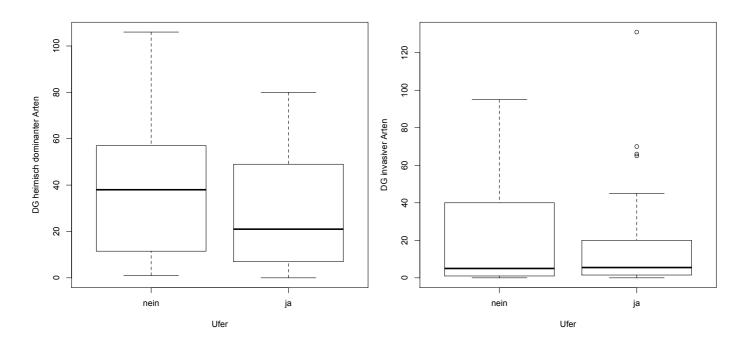


Abbildung 8: Einfluss der Nähe zu einem Gewässer (Ufernähe) auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten.

Tabelle 23: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe eines Gewässers auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten . Zusätzlich Mittelwert und Standardabweichung jeder Gruppe.

		DG heimisch	DG invasiv
Wilcoxon-Test	p-Wert	0,06944	0,7856
Lifon form	MW	39,197	20,697
Ufer fern	SA	29,12	28,32
I IC	\mathbf{MW}	27	19,09
Ufer nah	SA	23,71	29,15

Bei der Nähe zu Straßen und Wegen scheint es sich ähnlich zu verhalten, wie bei Gewässernähe. Heimische Arten haben einen höheren Deckungsgrad auf straßenfernen Flächen, während invasive Arten von Straßen profitieren. Doch auch hier gibt es wieder einige Ausreißer auf wegfernen Flächen (siehe Abbildung 9). Der Wilcoxon-Test lässt keine signifikanten Unterschiede erkennen, weder bei heimischen, noch invasiven Arten (siehe Tabelle 24).

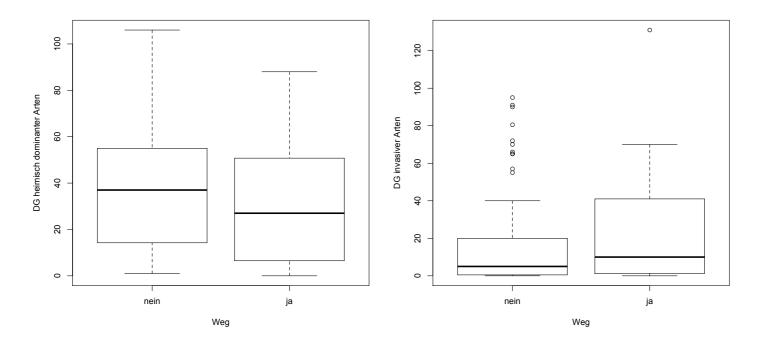


Abbildung 9: Einfluss der Nähe zu einer Straße oder Forststraße (Weg) auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten

Tabelle 24: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe eines Gewässers auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten . Zusätzlich Mittelwert und Standardabweichung jeder Gruppe

		DG heimisch	DG invasiv
Wilcoxon-Test	p-Wert	0,2399	0,1694
Weg fern	MW	37,758	18,773
	SA	28,66	28,12
1 A7 1 -	\mathbf{MW}	30,329	22,7
Weg nah	SA	26,21	29,33

Die Abbildung 10 zeigt den Einfluss der Restaurationsaktivitäten auf den Deckungsgrad der Pflanzenarten. Für die heimischen dominanten Arten ist nur ein leichter Unterschied zwischen keinen Aktivitäten und Restaurationsaktivitäten zu erkennen. Nur bei hohen Aktivitäten geht der Deckungsgrad, bis auf ein paar Ausreißern stark zurück (von durchschnittlich über 30% auf unter 20%). Bei den invasiven Arten ist der Unterschied wesentlich geringer, jedoch ist auch hier der durchschnittliche Deckungsgrad bei Flächen ohne Restaurationsaktivitäten am höchsten (siehe Tabelle 25). Statistisch gibt es für die invasiven Arten keine signifikanten Differenzen (pwert: >0,05) und für die heimisch dominanten Arten nur zwischen den Flächen mit keiner und denen sehr hoher Restaurationsaktivitäten (p-Wert: <0,003).

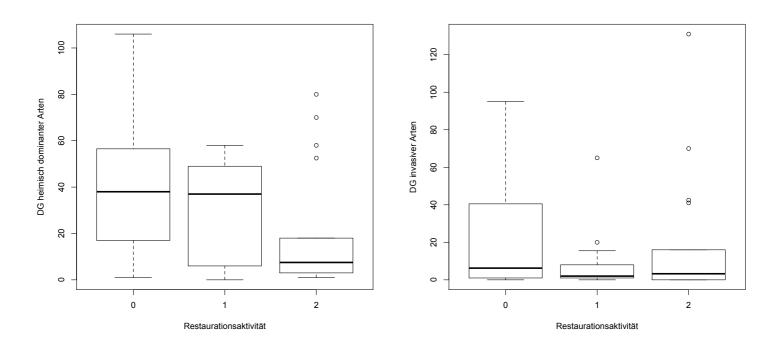


Abbildung 10: Einfluss der Restaurationsaktivität auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten (0= Keine Aktivität, 1 = Aktivität, 2= Hohe Aktivitäten).

Tabelle 25: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich des Einflusses der Restaurationsaktivitäten auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten. Zusätzlich Mittelwert und Standardabweichung jeder Gruppe und post- hoc der Wilcoxon-Test zum Vergleich zwischen zwei Gruppen.

		DG heimisch	DG invasiv
Kruskal-Wallis-Test	p-Wert	0,01192	0,3011
keine Aktivität	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	40,051	22,559
	SA	28,02	28,37
Beeinflusst	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	31,385	9,731
	SA	22,17	17,73
Hohe Aktivität	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	19,25	18,639
	SA	26,03	34,17
	keine/mittel	0,3745	0,2199
Wilcoxon-Test (p-Wert)	keine/hoch	0,002562	0,252
	mittel/hoch	0,3356	0,9518

3.10 Gewässer, Straßen und Restaurationsaktivitäten und Diversität

33 Flächen waren in Ufernähe, also nahe eines Gewässers. Die restlichen 66 Flächen waren mehr als 2 Meter von einem Gewässer entfernt. Sowohl Mittelwert (siehe Tabelle 26), als auch Median (siehe Abbildung 11) haben höhere Diversitäts-Werte auf ufernahen Flächen. Abbildung 11 zeigt aber hohe schwankungsbreiten, besonders für uferferne Flächen, mit einigen Ausreißern. Dem entsprechend hat der Wilkoxon-Test keine signifikanten p-Werte (>0,05) ergeben (siehe Tabelle 26). Es konnte kein Einfluss der Gewässernähe auf die Diversiäts-Werte einer Fläche festgestellt werden.

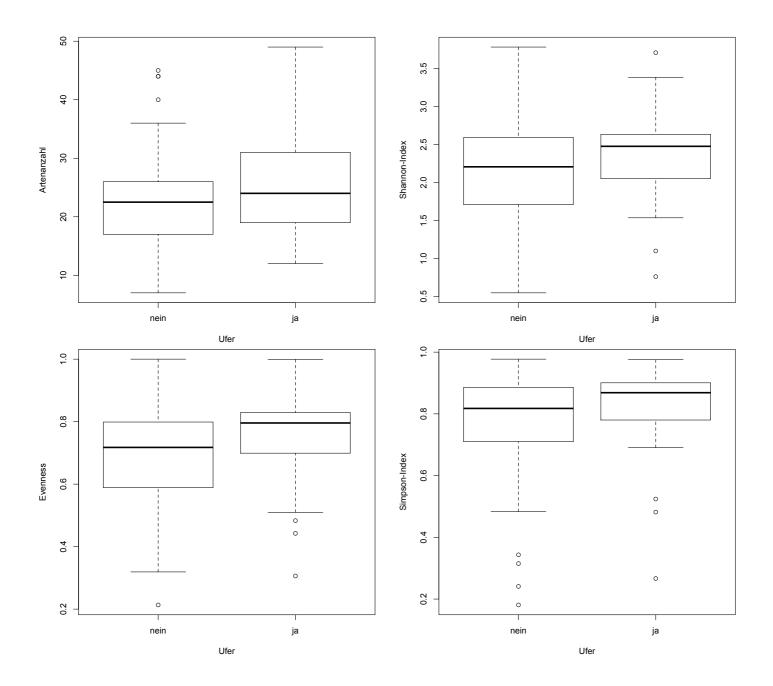


Abbildung 11: Einfluss der Nähe zu einem Gewässer (Ufernähe) auf die Artenanzahl und die Diversiätsindizes.

Tabelle 26: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe eines Gewässers auf die Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte. Zusätzlich sind Mittelwert und Standardabweichung jeder Gruppe angegeben.

		Artenanzahl	Shannon- Index	Evenness	Simpson- Index
Wilcoxon- Test	p-Wert	0,3301	0,07424	0,051	0,1001
Ufer fern	MW	22,92	2,17	0,70	0,77
Olei leili	SA	8,02	0,64	1,15	0,17
Ufer nah	MW	24,97	2,41	0,76	0,82
Oler han	SA	8,95	0,62	0,15	0,15

35 Flächen befanden sich nahe zu einer Bauarbeits- oder Forststraße, die restlichen 64 Flächen waren zumindest 2 Meter entfernt. Auch hier sind Median (Siehe Abbildung 12) und Mittelwert (siehe Tabelle 27) der Diversitätswerte höher auf straßennahen Flächen. Der Unterschied ist allerdings sehr gering und der Wilkoxon-Test ergab keine signifikanten p-Werte (Tabelle 27). Es konnte kein Einfluss des Weges auf die Höhe des Diversitäts-Wertes festgestellt werden.

Tabelle 27: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe zu einer Straße auf die Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte. Zusätzlich sind Mittelwert und Standardabweicung jeder Gruppe angegeben.

		Artenanzahl	Shannon-Index	Evenness	Simpson-Index
Wilcoxon-Test	p-Wert	0,07191	0,3285	0,8177	0,5124
Mag fam	MW	22,61	2,21	0,71	0,78
Weg fern	SA	8,1	0,63	0,16	0,17
7A 7 1 -	\mathbf{MW}	25,43	2,33	0,72	0,801
Weg nah	SA	8,6	0,65	0,15	0,15

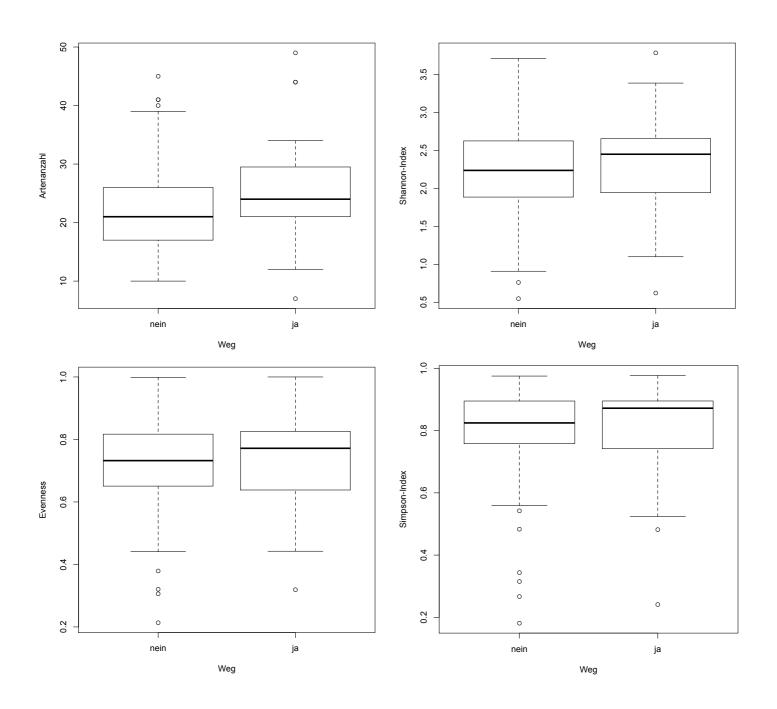


Abbildung 12: Einfluss der Nähe zu einer Straße oder Forststraße (Weg) auf die Artenanzahl und die Diversiätsindizes.

Abbildung 13 zeigt den Einfluss der Restaurationsarbeiten auf die Diversitäts-Werte. 68 Flächen waren nicht, 13 Flächen etwas und 18 Flächen stark beeinflusst von den Renaturierungssarbeiten. Mittelwert (siehe Tabelle 28) und Median (Abbildung 13) der Diversitäts-Werte sind auf stark beeinflussten Flächen am höchsten. Doch gibt es starke Schwankungen in den Gruppen, der Kruskal-Wallis-Test ergibt zwar niedrige p-Werte (<0,05), außer für Evenness (p-Wert: 0,0664), beim Vergleich einzelner Gruppen mittels Wilcoxon-Test sind jedoch nur die Unterschiede zwischen Flächen ohne und starker Beeinflussung signifikant. Für Shannon-Index und Artenanzahl trifft das auch beim Vergleich mittel mit stark beeinflussten Flächen zu (siehe Tabelle 28). Die Intensität der Restaurationsarbeiten scheint einen Einfluss auf die Höhe der Diversitäts-Werte zu haben.

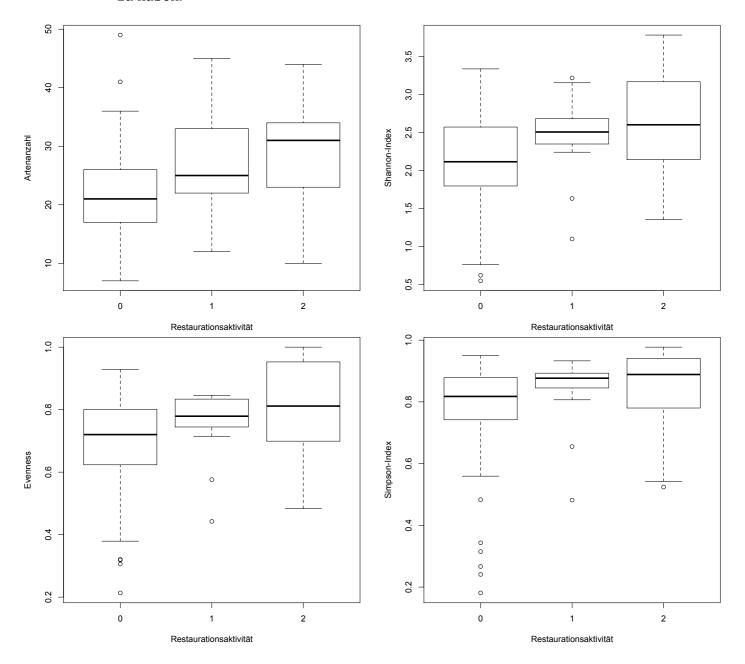


Abbildung 13: Einfluss der Restaurationsaktivität auf die Artenanzahl und die Diversiätsindizes. (0= Keine Aktivität, 1 = Aktivität, 2= Hohe Aktivität).

Tabelle 28: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich des Einflusses der Restaurationsaktivitäten auf die Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte. Zusätzlich der Median und Mittelwert jeder Gruppe und post- hoc der Wilcoxon-Test zum Vergleich zwischen zwei Gruppen.

		Artenanzahl	Shannon Index	Evenness	Simpson Index
Kruskal-Wallis-Test	p-Wert	1,44E-03	7,56E-03	0,06641	4,02E-02
keine Aktivität	MW	21,53	2,12	0,69	0,77
	SA	7,02	0,58	0,15	0,17
Beeinflusst	\mathbf{MW}	27,08	2,46	0,75	0,83
	SA	9,63	0,58	0,12	0,13
Hohe Aktivität	\mathbf{MW}	28,95	2,62	0,79	0,84
	SA	9,24	0,72	0,17	0,14
W:10 T+ (m	keine/mittel	0,04166	0,02919	0,1551	7,27E-02
Wilcoxon-Test (p- Wert)	keine/hoch	9,60E - 04	1,01E-02	4,21E-02	3,90E-02
vvert)	mittel/hoch	0,4953	0,5404	0,4646	0,5669

3.11 Veränderung über die Jahre

Um langzeit Veränderungen feststellen zu können, wurden die Daten mit denen von Lapin (2014) und Lichtenwöhrer (2015) verglichen. Im Appendix sind alle dominanten Arten der Jahre 2011 bis 2015 aufgelistet. Da es im Zuge der Renaturierungsarbeiten zwischen 2013 und 2015 zu Rodungen und schwerwiegenden Veränderungen mancher Flächen kam, wurden diese, um einen besseren Vergleich über die Jahre zu ermöglichen, bei den weiteren Ergebnissen weggelassen. Es wurden nur Flächen verglichen, bei denen es zu keiner Rodung, also Veränderung des Biotoptypen kam. Dies sind 80 Flächen, 25 davon sind dem Biotoptyp Eschenauwald, 3 der Glatthaferwiese, 6 dem Grauerlenauwald, 5 Halbtrockenrasen, 2 Halbtrockenrasen verbuscht, 5 Hochstaudenflure. 3 Hochstaudenflure verbuscht, 20 Pappelforste. Ruderalflächen. 1 Silberweidenauwald und 7 Flächen dem Biotoptyp Uferböschung zuzuordnen.

Schaut man sich den durchschnittlichen Deckungsgrad aller Jahre an (siehe Tabelle 29), so scheint er bis ins Jahr 2014 von etwa 68% auf 100% angestiegen zu sein und 2015 wieder auf etwa 88% zu sinken. Ein Blick auf die Verteilung innerhalb der Jahre (Siehe Abbildung 14) zeigt große Varianzen mit einigen Ausreißern. Dennoch ist auch bei den Boxplots eine Veränderung des Median über die Jahre ersichtlich. Der Friedman Test ergibt, dass sich zumindest zwei der Gruppen signifikant unterscheiden (p-Wert: <0,05).

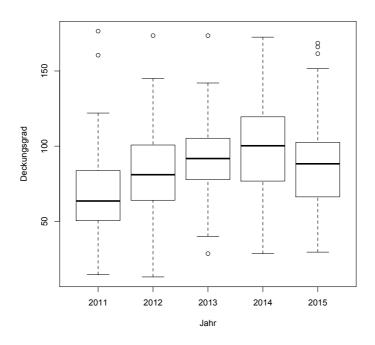
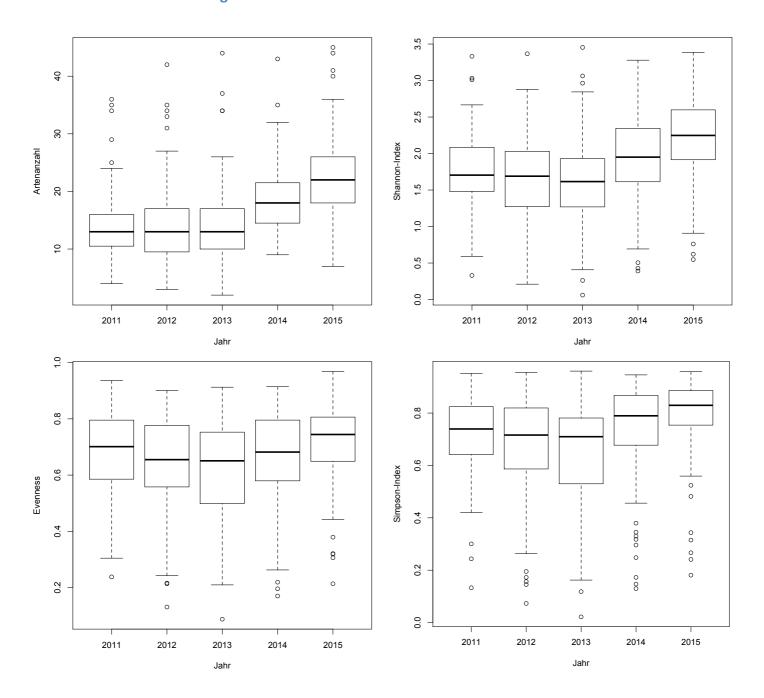


Abbildung 14: Veränderung des gesamten Deckungsgrades zwischen den Jahren 2011 bis 2015.

3.11.1 Änderungen der Diversitätindizes



 $\textbf{Abbildung 15:} \ \textbf{Ver\"{a}nderung der Artenanzahl, des Shannon-Index, Evenness und Simpson-Index in den Jahren 2011 bis 2015}$

Abbildung 15 zeigt die Veränderungen der Diversitätsindizes über die fünf Jahre. Die Artenanzahl bleibt die ersten drei Jahre relativ konstant steigt dann 2014 und nimmt 2015 noch einmal zu. In allen Jahren gibt es Ausreißer nach oben. Die mittlere Artenanzahl steigt von 14 Arten pro Fläche auf etwa 18 im vierten Jahr und fast 23 im letzten Jahr (siehe Tabelle 29). Auch hier ergibt der Friedman Test einen signifikanten Unterschied (p-Wert: <2,2E-16). Der Shannon-Index nimmt zwischen 2011 und 2013 ganz leicht ab, mit einem Mittelwert pro Fläche von 1,77 im ersten Jahr, auf 1,61 zwei Jahre später. 2014 steigt er auf 1,91 und im Jahr 2015 nimmt er nochmal zu, auf durchschnittliche 2,19 pro Fläche. Ähnlich verhält es sich auch für den Simpson-Index und für Evenness. Beide sinken leicht bis 2013, erreichen 2014 einen höheren Wert als 2011 und haben ihren höchsten Wert 2015. Der Friedman Test ergibt für alle Diversitätsindizes einen signifikanten Unterschied (siehe Tabelle 29).

Tabelle 29: Mittelwerte der Diversitätsindizes und des Deckungsgrades, so wie deren Standardabweichung, niedrigster und höchster Wert in den Jahren 2011 bis 2015. In der letzten Spalte befindet sich der p-Wert des Friedmann-Rangsummen-Test.

		2011	2012	2013	2014	2015	p-Wert
	MW	14,11	14,03	14,31	18,33	22,78	
Artenanzahl	$\pm SA$	6,07	7,05	7,07	6,02	7,43	∠2 2F 16
Artenanzam	Min	4	3	2	9	7	<2,2E-16
	Max	36	42	44	43	45	
	MW	1,77	1,65	1,61	1,91	2,19	
Shannon-	$\pm SA$	0,52	0,61	0,66	0,61	0,59	<2,2E-16
Index	Min	0,33	0,21	0,06	0,39	0,55	~2,2E-10
	Max	3,33	3,37	3,45	3,28	3,39	
	MW	0,68	0,64	0,61	0,66	0,71	
Errannaga	$\pm SA$	0,15	0,17	0,19	0,18	0,15	3,97E-08
Evenness	Min	0,24	0,13	0,09	0,17	0,21	3,97E-00
	Max	0,94	0,9	0,91	0,92	0,97	
	MW	0,71	0,66	0,64	0,73	0,78	
Simpson-	±SA	0,16	0,2	0,23	0,2	0,17	<2,2E-16
Index	Min	0,13	0,07	0,02	0,13	0,18	\2,211-10
	Max	0,95	0,96	0,96	0,95	0,96	
	$\mathbf{M}\mathbf{W}$	68,74	82,66	91,13	100,51	88,27	
Deckungsgrad	±SA	29,3	30,17	25,2	35,11	31,32	1,07E-11
Deckungsgrad	Min	14,5	13	28,5	28,5	29,5	1,0712-11
	Max	176,5	173,5	173,5	172,5	168,5	

3.11.2 Entwicklung einiger dominanter invasiver und heimischer Pflanzen

Tabelle 30 zeigt den durchschnittlichen Deckungsgrad auf einer Fläche von einigen dominanten heimischen Arten, so wie vier der invasiven Neophyten.

Tabelle 30: Mittelwert des Deckungsgrades einzelner Pflanzenarten, so wie Standardabweichung, niedrigster und höchster Wert in den Jahren 2011 bis 2015. In der letzten Spalte befindet sich der p-Wert des Friedmann-Rangsummen-Tests.

		2011	2012	2013	2014	2015	p-Wert
	MW	6,85	7,32	8,9	8,64	6,5	
A. podagraria	$\pm SA$	12,69	12,6	14,55	13,74	9,51	0,3945
A. pouagraria	Min	0	0	0	0	0	0,3943
	Max	65	65	65	65	40	
	MW	4,93	5,49	4,87	4,48	3,85	
C. epigejos	±SA	11	13,33	13,32	11,38	8,27	0,5052
C. epigejos	Min	0	0	0	0	0	0,3032
	Max	65	65	65	65	40	
	MW	1,71	2,81	5,33	3,9	3,54	
E. cannabium	±SA	3,21	6,95	11,37	8,25	7,12	0,001767
E. cannaotum	Min	0	0	0	0	0	0,001707
	Max	15	40	65	40	40	
	MW	1,5	1,5	0,22	2,55	2,5	
D . C	$\pm SA$	6,67	6,67	0,65	8,18	7,12	0,000102
P. officinalis	Min	0	0	0	0	0	0,000102
	Max	40	40	5	40	40	
	MW	12,74	11,85	10,68	13,77	10,38	
Clutinos	$\pm SA$	14,87	15,83	16,69	17,88	13,77	0,02169
S. glutinosa	Min	0	0	0	0	0	0,02109
	Max	65	65	65	65	65	
	MW	2,99	3,12	2,12	3,04	2,07	
II J:.:	$\pm SA$	6,82	7,88	6,52	8,09	3,45	0,003754
U. dioica	Min	0	0	0	0	0	0,003734
	Max	40	40	40	65	15	
	MW	0,25	0,69	1,62	1,46	0,85	
Dit.li.	±SA	1,76	4,76	10,96	8,5	7,27	0.00070
B. orientalis	Min	0	0	0	0	0	0,00879
	Max	15	40	90	65	65	
	MW	2,43	1,3	0,9	13,14	6,87	
I hamid	±SA	7,93	7,48	4,82	23,32	13,75	< 0.0E 10
I. parviflora	Min	0	0	0	0	0	< 2,2E-16
	Max	65	65	40	90	65	
	MW	0,36	6,99	13,2	0,48	0,29	
I -1 1. 1. C	±SA	1,84	15,86	24,5	2,41	1,1	< 2,2E-16
I. glandulifera	Min	0	0	0	0	0	
	Max	15	90	90	15	5	
	MW	7,16	12,64	12,95	15,2125	13,5	
C	±SA	17,59	26,94	28,84	29,62	24,52	1,18E-07
S. gigantea	Min	0	Ó	Ó	0	Ó	
	Max	90	90	90	90	90	

Der zusätzliche Friedmann-Test gibt gleich zu erkennen, dass es nicht für alle Pflanzenarten signifikante Änderungen gab.

A. podagraria und C. epigejos haben zwar leichte Veränderungen im Mittelwert und erreichen 2015 nur mehr einen maximalen Deckungsgrad von 40% anstatt 65%. Der Friedmann-Test ergab aber keinen signifikanten Unterschied. Für die anderen heimischen dominanten Arten ist der Friedmann Test signifikant. So nimmt E. cannabium bis 2013, wo es auch seinen höchsten maximalen Deckungsgrad erreicht und nimmt dann wieder leicht ab. Parietaria officinalis hat seine niedrigsten Werte 2013, wo es nicht einmal mehr einen dominanten Deckungsgrad (max. 5%) erreicht, 2014 aber wieder steigt. Salvia glutinosa sinkt nimmt von 2011 bis 2013, ist 2014 dann aber am höchsten um im folge Jahr auf seinen niedrigsten Mittelwert zufallen. U. dioica schwankt über die Jahre, hat aber im letzten Jahr den niedrigsten Mittelwert und erreicht nur mehr einen maximalen Deckungsgrad von 5% auf einer Fläche.

Die Schwankungen bei den invasiven Arten sind außer für B. orientalis, um stärker. als bei den heimischen Arten. Das orientalische Zackenschödchen steigt zuerst, hat seinen Höhepunkt 2013, wo es Flächen bis zu 90% bedeckt, danach sinkt es wieder leicht. I. parviflora startet mit einem mittleren Deckungsgrad von 2,43% wird in den beiden folgenden Jahren weniger, um dann 2014 einen großen Sprung zu machen auf durchschnittliche 13,14 % und schließlich im letzten Jahr auf 6,87% zu fallen. Das Verwandte Springkraut *I. glandulifera* hat 2011 noch einen sehr niedrigen mittleren Deckungsgrad mit 0,36%, hat 2012 bereits über 6% und steigt dann noch mal um das doppelte. Danach fällt es fast auf den Ursprungswert zurück und erreicht 2015 nur mehr einen maximalen Deckungsgrad von 5%. S. gigantea ist in allen Jahren, bis auf 2013, der stärkste Neophyt. Es hat 2011 über 7%, wird die Jahre darauf mehr und erreicht einen doppelt so hohen Mittelwert 2014, danach wird es wieder etwas weniger. Die Goldrute ist die einzige Pflanze, die alle Jahre eine maximale Deckung von 90% erreicht.

Eine grafische Darstellung der Veränderungen der Mittelwerte zeigen Abbildung 16 und Abbildung 17.

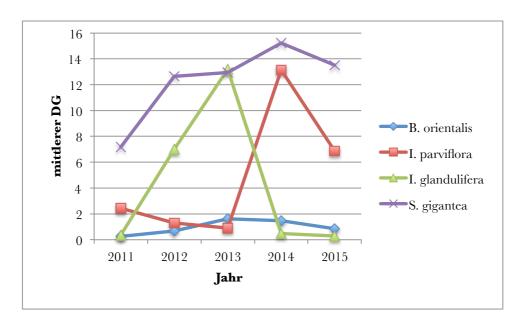


Abbildung 16: Änderung des Durchschnittlichen Deckungsgrades vier invasiver Pflanzenarten in den Jahren 2011 bis 2015.

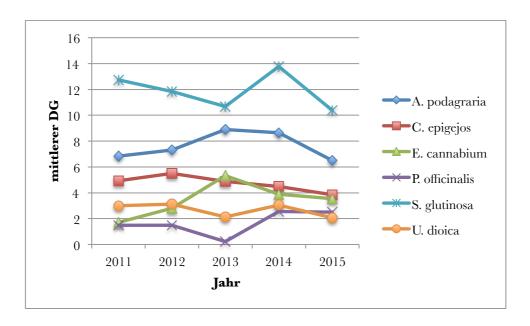


Abbildung 17: Änderung des Durchschnittlichen Deckungsgrades sechs heimischer dominanter Pflanzenarten in den Jahren 2011 bis 2015.

3.11.3 Veränderung in der Dominanz

Tabelle 31 zeigt die Veränderung im Dominanzverhältnis.

Im ersten Untersuchungsjahr gibt es 11 Flächen, auf denen eine invasive Art einen Deckungsgrad von über 40% erreicht, auf 29 Flächen schaffen das heimische Arten. Die restlichen 40 Flächen haben keine Pflanze mit hohem Deckungsgrad. Die Flächen mit dominanten invasiven Arten nehmen bis 2014 (27 Flächen) zu und sind 2015 mit 23 Flächen immer noch sehr hoch. Die Flächen mit dominanten heimischen Arten nehmen nur bis 2013 (33 Flächen) zu und sinken dann bis 2015 (nur mehr 15 Flächen) stark ab.

Abbildung 18 gibt einen graphischen Überblick zu dieser Entwicklung.

Tabelle 31: Veränderung der Flächenanzahl, die von einer heimischen, invasiven oder von keiner (ohne) Art dominiert (DG ≥40 %) werden, zwischen den Jahren 2011 und 2015.

	2011	2012	2013	2014	2015
invasiv	11	21	26	27	23
heimisch	29	31	33	25	15
ohne	40	28	21	28	42

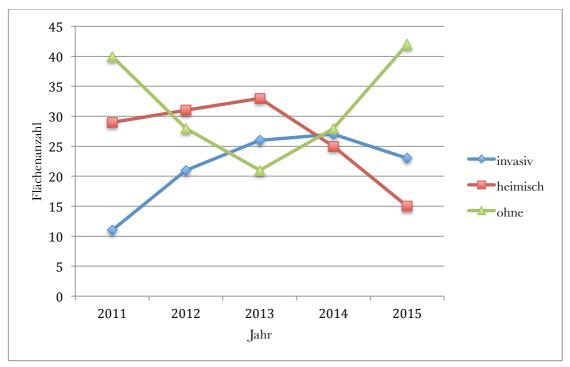


Abbildung 18: Veränderung der Flächenanzahl, die von einer heimischen, invasiven oder von keiner (ohne) Art dominiert (DG ≥40 %) werden, zwischen den Jahren 2011 und 2015.

Auf wie vielen Flächen einzelne Pflanzen einen Deckungsgrad von mindesten 40% erreichen, zeigt Tabelle 32. Außerdem sind die Anzahl der besiedelten Flächen für jedes Jahr aufgelistet.

Tabelle 32: Flächenanzahl auf der eine Pflanzenart vorkommt (besiedelt) und auf der sie einen dominanten Deckungsgrad von minestens 40% erreicht (domi).

		2011	2012	2013	2014	2015
A nodeararia	besiedelt	52	50	48	56	57
A. podagraria	domi	5	7	11	7	4
Conignies	besiedelt	37	32	31	39	39
C. epigejos	domi	4	6	4	3	3
E. cannabium	besiedelt	39	40	42	42	45
E. Cannabiani	domi	0	2	5	5	3
D. officinalis	besiedelt	6	6	14	15	24
P. officinalis	domi	2	2	0	3	2
Calutinoca	besiedelt	64	63	62	60	60
S. glutinosa	domi	14	11	13	16	10
U. dioica	besiedelt	39	37	35	48	54
<u> </u>	domi	2	3	2	1	0
B. orientalis	besiedelt	2	2	2	6	4
b. Orientans	domi	0	1	2	2	1
Lagruiflara	besiedelt	26	10	7	44	44
I. parviflora	domi	1	1	1	14	7
I alandulifora	besiedelt	7	36	39	6	8
I. glandulifera	domi	0	6	13	0	0
Caigantas	besiedelt	21	24	26	35	43
S. gigantea	domi	10	13	11	15	17

Schaut man sich die Flächenanzahl an, auf der eine Invasive Art vorkommt, so zeigt nur *S. gigantea* Kontinuität. Es werden jedes Jahr mehr Flächen, die sie besiedelt. 2011 waren es 21, 2015 sind es bereits 43. Auch die Anzahl an Flächen die sie dominiert steigen, mit leichten Schwankungen von anfänglichen 10 auf 17 an. *B. orientalis* kommt die ersten drei Jahre auf zwei Flächen vor, ihr Deckungsgrad steigt dabei aber an. 2014 wurde sie auf 6 Flächen gefunden und im folge Jahr nur mehr auf 4. Die beiden Springkrautarten variieren viel stärker über die Jahre. Das kleine Springkraut *I. parviflora* wird bis 2013 weniger (von 26 auf 7 Flächen) und ist jeweils auf nur einer Fläche dominant. 2014 und 2015 wird es auf 44 Flächen gefunden. Die Menge scheint aber wieder abzunehmen, sind es 2015 mit 7 dominierten Flächen nur mehr halb so viele wie 2014.

I. glandulifera verhält sich quasi genau umgekehrt, ist 2011 auf nur 7 Flächen vorgekommen und hat keine besiedelt, so hat sie 2013 auf 13 Flächen einen Deckungsgrad von mindesten 40% und kommt auf 39 Flächen vor. 2014 und 2015 wird sie dann nur mehr auf unter 10 Flächen entdeckt und erreicht nirgends einen dominanten Deckungsgrad.

Bei den heimischen Pflanzen nehmen *E. cannabium* und *P. officinalis* über die Jahre an besiedelten Flächen zu. Der gewöhnliche Wasserdost wurde anfangs auf 39 Flächen, im letzten Jahr auf 45 Flächen entdeckt. 5 Flächen mit dominanten Deckungsgrad hatte er 2013 und 2014 auf zuweisen. Das Glaskraut besiedelt anfangs 6 Flächen und im letzten Untersuchungsjahr 24.

A. podagraria, C. epigejos und U. dioica nehmen um wenige Flächen ab zwischen 2011 und 2013, werden dann aber mehr. Die meisten Flächen mit dominantem Deckungsgrad hat der Giersch aber trotzdem 2013 mit 11 Flächen. S. glutinosa wird über die Jahre auf weniger Flächen entdeckt. Die Flächenanzahl, auf denen

er mindesten 40% Deckung erreicht schwankt, ist aber 2014 am höchsten und mit 16 Flächen sogar höher als *S. gigantea*.

Die Abbildungen 19 und 20 stellen die Veränderung der Anzahl an besiedelten Flächen über die Jahre für die einzelnen Arten graphisch dar. Die Abbildungen 21 und 22 zeigen Veränderung über die Jahre der Anzahl an Flächen, auf denen die einzelnen Arten einen dominanten Deckungsgrad erreichen.

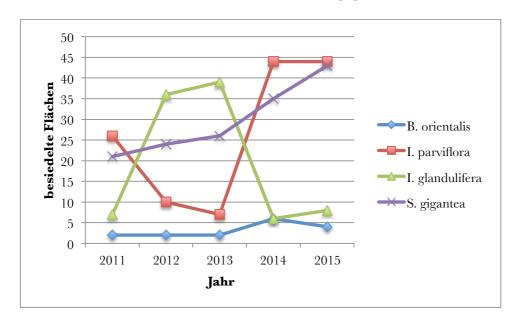


Abbildung 19: Veränderung der Flächenanzahl vier invasiver Neophyten, auf denen zumindest ein Individuum im jeweiligen Jahr entdeckt wurde.

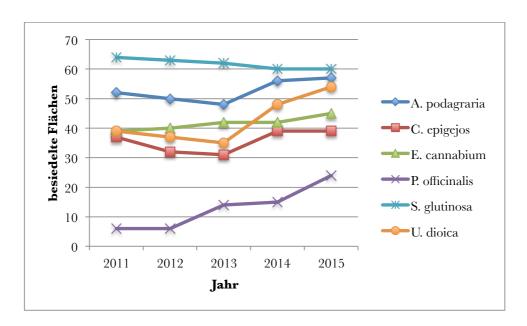


Abbildung 20: Veränderung der Flächenanzahl sechs dominanter heimischer Arten, auf denen zumindest ein Individuum im jeweiligen Jahr entdeckt wurde.

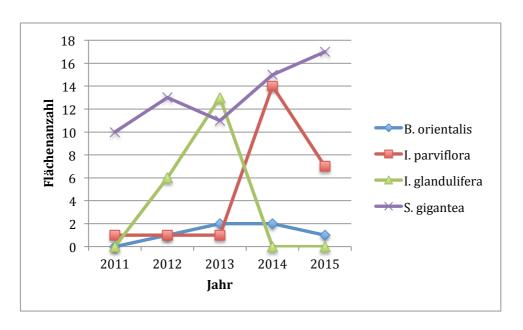


Abbildung 21: Veränderung der Flächenanzahl vier invasiver Arten, auf denen die Art einen Deckungsgrad von mindestens 40% erreicht hat.

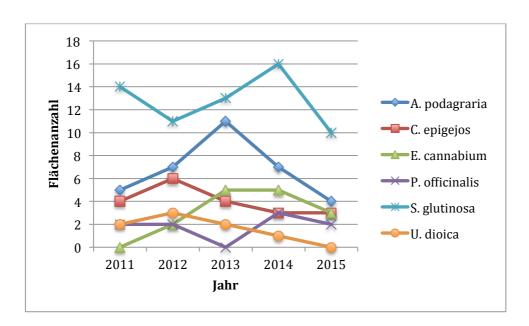


Abbildung 22: Veränderung der Flächenanzahl sechs dominanter heimischer Arten, auf denen die Art einen Deckungsgrad von mindestens 40% erreicht hat.

3.12 Frühjahrskartierung:

Insgesamt wurden 191 Arten in der Krautschicht auf 48 Flächen im Frühjahr entdeckt (weitere 6 Flächen waren ohne Vegetation). Im Sommer waren es auf den selben Flächen 240 Arten.

Folgende Arten wurden nur bei den Frühjahrskartierungen entdeckt: *Colchicum autumnale, Veronica arvensis, Tilia cordata, Alliaria petiolata, Euphorbia stricta, Hieracium pilosella, Orchis militaris.*

Abbildung 23 zeigt die Unterschiede im Deckungsgrad zwischen Frühling und Sommer 2015 für die selben 48 Flächen (Alle weiteren Abbildungen und Zahlen beziehen sich ebenfalls auf diese 48 Flächen). Der Deckungsgrad erreicht im Frühjahr auf manchen Flächen mehr Prozent als im Sommer. Er ist auch im Mittel ein bisschen höher. Dieser Unterschied ist allerdings nicht signifikant (siehe Tabelle 33). Anders herum ist es für die Diversitätsindizes. Diese haben im Sommer höhere Werte (siehe Abbildung 24). Im Durchschnitt sind im Sommer 24 Arten pro Fläche und im Frühling 21. Diese Unterschiede sind für die Artenzahl (p-Wert: 0, 03665) und für den Shannon-Index (p-Wert: 0,002315) signifikant, nicht aber für Evenness und Simpsons-Index.

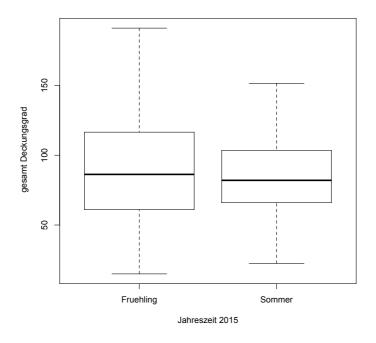


Abbildung 23: Veränderung des gesamten Deckungsgrades zwischen der Frühjahrs und Sommerkartierung 2015.

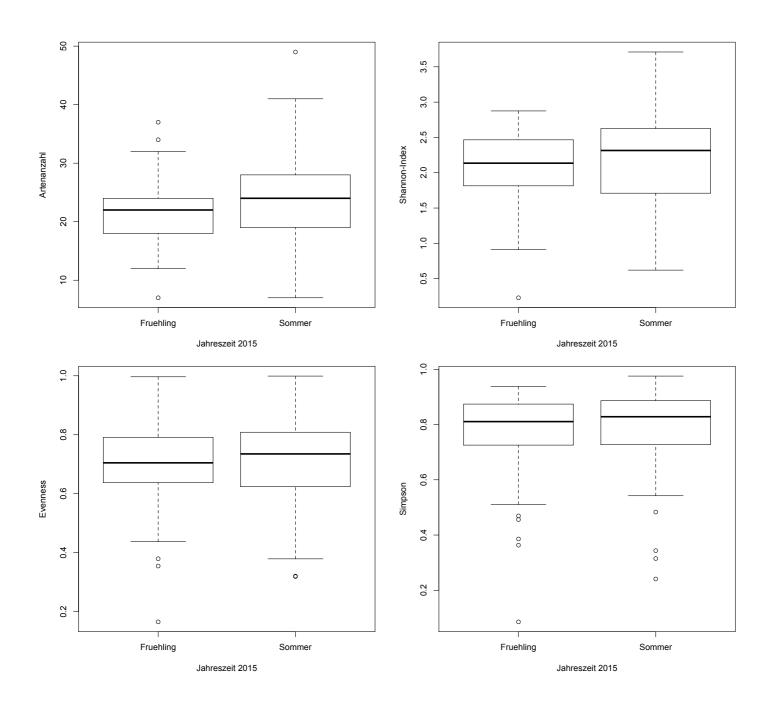


Abbildung 24: Veränderung der Artenanzahl, des Shannon-Index, Evenness und Simpson-Index zwischen Frühjahrs und Sommerkartierung 2015.

Tabelle 33: Mittelwert und Standardabweichung für die Diveritätswerte und den Deckungsgrad bei der Frühjahrs und Sommerkartierung 2015, sowie der p-Wert des Wilcoxon-Test für abhängige Stichproben für Unterschiede zwischen den beiden Gruppen.

		Artenanzahl	Shannon- Index	Evenness	Simpson-Index	DG
Wilcoxon- Test	p-Wert	0,03556	0,002315	0,488	0,2449	0,5924
Frühjahr	MW SA	21,85 5,67	2,05 0,56	0,7 0,17	0,76 0,17	88,78 39,7
Sommer	MW SA	24,109 8,15	2,24 0,65	0,71 0,16	0,77 0,17	83,87 32,46

Tabelle 34 zeigt die dominanten Arten des Frühjahrs. Solidago gigantea erreicht hier schon maximale Deckungsgrade von 90% und ist auf 9 Flächen dominant. Die anderen invasiven Arten konnten zu dieser Zeit noch kaum gefunden werden oder waren oft erst als Keimblätter vorhanden. Klar Auwald dominierende Art war im Frühling die heimische Pflanze Allium ursinum. Einige andere heimische Arten konnten im Früher hohe Deckungsgrade erreichen, die im Sommer aufgrund der höheren Lichtkonkurrenz durch Bäume bzw. Sträucher und höherwachsende krautige Pflanzen seltener wurden, wie Stellaria media und Scrophularia nodosa. Die Veränderung wird deutlich im Vergleicht mit den Ergebnissen vom Sommer (siehe Tabelle 35). Die meisten heimischen Pflanzen kommen zwar noch vor und wurden sogar auf mehr Flächen gefunden, ihr Deckungsgrad ist aber zurück gegangen. Von Allium ursinum konnten nur mehr vereinzelte tote Bestände gefunden werden und auch Stellaria media war kaum mehr präsent. Dafür hat Salvia glutinosa, dass im Frühjahr nur aus vereinzelten Blättern bestand stark zugenommen und auch Eupatorium cannabium wurde mehr. Auch die invasive Art Impartiens parviflora hat stark zu genommen und dominierte im Sommer sogar 5 Flächen. Die Goldrute konnte ihre starke Dominanz im Frühjahr von 9 Flächen auf 12 ausweiten und ihren durchschnittlichen Deckungsgrad um fast 5% erhöhen. Ganz im Gegensatz zu Bunias orientalis, das sogar etwas weniger wurde auf den 48 kartierten Flächen.

Tabelle 34: Deckungsgrad aller dominanten Arten der Krautschicht, so wie Anzahl der Flächen auf denen die Pflanze vorkommt und wo sie einen Deckungsgrad von über 40% erreicht, für die Frühjahrskartierung 2015.

Frühjahr 2015	Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA±
Solidago canadensis*	23	9	0	90	11,59	22,59
Impatiens parviflora*	17	0	0	15	1,98	4,67
Bunias orientalis*	5	0	0	5	0,20	0,78
Allium ursinum	24	12	0	65	15,00	23,65
Aegopodium podagraria	24	4	0	40	7,61	11,85
Stellaria media	26	3	0	65	5,57	12,57
Salvia glutinosa	27	1	0	40	5,04	7,76
Urtica dioica	26	1	0	40	2,93	6,78
Eupatorium cannabinum	14	1	0	40	2,11	6,59
Scrophularia nodosa	2	1	0	40	0,89	5,90

Tabelle 35: Deckungsgrad aller dominanten Arten der Krautschicht, so wie Anzahl der Flächen auf denen die Pflanze vorkommt und wo sie einen Deckungsgrad von über 40% erreicht, für die Sommerkartierung 2015.

Sommer 2015	Vorkommen	dominant	min	max	MW	SA±
Solidago canadensis*	30	12	0	90	16,46	26,64
Impatiens parviflora*	23	5	0	40	6,57	12,56
Bunias orientalis*	4	0	0	1	0,09	0,28
Allium ursinum	0	0	0	0	0	0
Aegopodium podagraria	27	0	0	15	3,67	5,25
Stellaria media	5	0	0	1	0,11	0,31
Salvia glutinosa	30	3	0	40	7,63	10,60
Urtica dioica	27	0	0	15	2,01	3,82
Eupatorium cannabinum	30	1	0	40	2,96	6,52
Scrophularia nodosa	7	0	0	5	0,21	0,77

4 Diskussion

In Europa sind Augebiete besonders gefährdet von Invasion (Wagner u. a. 2017; Chytrý u. a. 2009). Flüsse dienen als wichtige Korridore für Neophyten (Naiman und Décamps 1997). Überflutungen, hohe Nährstoffeinträge, sowie starke Eingriffe des Menschen in diese Landschaft erhöhen das Potential der Ansiedelung nicht heimischer Pflanzenarten (Davis, Grime, und Thompson 2000; Richardson u. a. 2007). Die Frage denen viele wissenschaftliche Arbeiten dabei nachgehen, ist die nach dem Einfluss von Neophyten auf die heimische Flora (Bergmann und Rak 2006; Foxcroft u. a. 2013; Hejda und Pyšek 2006; Hood und Naiman 2000; Houlahan und Findlay 2004; Schmitz und Lösch 2005). Dabei kommen sehr unterschiedliche Ergebnisse heraus, je nach genauer Fragestellung, Untersuchungsgebiet und -methode und Ausmaß der Arbeit (Houlahan und Findlay 2004; Ortega und Pearson 2005). Und obwohl biologische Invasion als zweitwichtigster Antreiber von Biodiversitätsverlust angesehen wird (Foxcroft u.a. 2013), gibt es auch Studien die positive Zusammenhänge zwischen der Neophytenanzahl und der heimischen Artenanzahl feststellen konnten (Richardson und Pyšek 2008; Levine 2000; Houlahan und Findlay 2004). Wichtig sei, sich einzelne Arten genau anzuschauen und auch heimische Arten zu betrachten (Ortega und Pearson 2005). So wurde teilweise auch für heimisch dominante Arten ein negativer Zusammenhang mit der Artenvielfalt festgestellt (Bagstad, Lite, und Stromberg 2006; Houlahan und Findlay 2004).

Ziel dieser Arbeit war es die Auswirkungen von Neophyten, aber auch der dominanter heimischer Arten, auf die Phytodiversität und deren Verhältnis zueinander genauer zu beleuchten.

4.1 Dominanz heimischer und invasiver Arten

Im Untersuchungsgebiet wurden in der Krautschicht 296 Arten gefunden, nur 5,07% waren Neophyten (15 Arten). Doch fast die Hälfte davon waren invasiv (7 Arten). Österreichweit existieren etwa 4060 Gefäßpflanzen, davon sind etwa 27,34% Neophyten (1110 Arten) und 6,77% (275 Arten) etabliert. Aber nur 17 Arten sind invasiv (6,18% der etablierten Arten) (Essl und Rabitsch 2002). Dies zeigt, dass im Verhältnis relativ viele invasive Neophyten auf die gesamt Artenanzahl im Untersuchungsgebiet vorkommen.

Nur drei von den invasiven Arten (*S. gigantea, I. parviflora* und *B. orientalis*) erreichten einen dominanten Deckungsgrad in der Krautschicht. Im Vergleich dazu konnten 10 heimische Arten auf zumindest einer Fläche einen Deckungsgrad von 40% erreichen.

Flächen dominiert von invasiven Neophyten hatten die niedrigsten Diversitätswerte.

Allerdings hatte, beim Vergleich der drei dominanten invasiven Arten und ihrem Zusammenhang mit den Diversitätsindizes, nur *Solidago gigantea* einen negativen Einfluss auf die Diversität. Dieses Ergebnis ist nicht sehr überraschend, dominiert die Art doch 20 Flächen von den 54 auf denen sie

vorkommt und erreichte dabei als einzige Pflanze in der Krautschicht einen maximalen Deckungsgrad von 90%. Im Vergleich dazu war die zweit dominanteste Pflanze *S. glutinosa* mit einem gleich hohen Mittelwert auf nur 12 der 67 besiedelten Flächen dominant, mit einem maximalen Deckungsgrad von 65%. So bezeichnen Ortega und Pearson (2005) invasive Arten erst ab einem 70%igen Deckungsgrad als starke dominante Art. Der hohe Deckungsgrad sei dabei ein wahrscheinliches Zeichen, für die Fähigkeit der Pflanze, natürliche Pflanzengesellschaften dominieren, bzw. verändern zu können.

Die Goldrute hat eine schnelle vegetative Vermehrung und ihre dichte Besiedelung eines Standes können zu einem Ausschluss vieler heimischer Arten führen, vor allem auf Flächen mit offener Struktur (Lapin 2016).

Für *I. parviflora* und den Diversitätswerten konnte kein signifikanter negativer Zusammenhang festgestellt werden. Grund dafür könnte das unzureichend dichte Blätterdach und das eher empfindliche Wurzelsystem der invasiven Art sein (Hejda 2012). Trotzdem ist sie der weitverbreitetste Neophyt in Europas Wäldern (Wagner u. a. 2017).

B. orientalis wies einen leicht positiven Zusammenhang mit der Phytodiversität auf. Meist war die Pflanze nur in kleiner Anzahl vorzufinden und nur auf einer einzigen Fläche dominant. Woitke und Dietz (2002) konnten feststellen, dass sich die Anwesenheit heimisch dominanter Arten (z.B.: Galium aparine) negativ auf das Orientalische Zackenschötchen auswirken kann.

Ortega und Pearson (2005) fanden ebenfalls auf Flächen mit hoher Dominaz invasiver Arten eine geringere Diversität, während die gleichen Arten auf Flächen, wo sie nicht bestandsdominierend waren, keine Auswirkungen hatten (siehe auch Dostál u. a. 2013).

Flächen auf denen heimische Arten einen Deckungsgrad von 40% erreichten, hatten eine signifikant niedrigere Diversität als Flächen ohne dominante Art.

Interessanterweise, ist die Artenanzahl auf Flächen dominiert von heimischen Arten nur etwas höher als auf Flächen dominiert von invasiven Arten, dieser Unterschied ist aber nicht signifikant, während er für die anderen Diversitätsindizes deutlich höher ist. Grund dafür könnte der Deckungsgrad sein, der bei Shannon-Index, Evenness und Simpson-Index neben der Artenanzahl eine wichtige Rolle spielt (Magurran 2003; Krebs 1999). So fanden Ortega und Pearson (2005) bei ihrer Studie, dass der Deckungsgrad heimischer Arten stärker sinkt, als der Artenreichtum, wenn der Anteil der dominanten invasiven Art *Centaurea maculosa* steigt.

Einige heimische Arten waren stark verbreitet (wie *U. dioica, E. cannabium* und *A. podagraria*) und kamen auf über 50% aller Flächen vor, konnten aber trotzdem auf nur wenigen Flächen einen dominanten Deckungsgrad erreichen und dieser war bei fast keiner Art über 40%, während die drei invasiven Arten ein Maximum von 65% oder sogar 90% (*S. gigantea*) erreichten.

Für die einzelnen heimischen Arten konnte kein signifikanter Zusammenhang mit den Diversitätsindizes festgestellt werden,

Im Gegensatz dazu fanden Houlahan und Findlay (2004) negative Zusammenhänge zwischen der heimischen Artenvielfalt und bestimmter dominanter heimischer Arten.

Im Durchschnitt kam weniger als eine gefährdete Art pro Fläche vor, egal ob diese von einer heimischen, einer invasiven oder von keiner Art dominiert war. Trotzdem konnte ein signifikant negativer Zusammenhang mit *S. gigantea* festgestellt werden. Plicka (2015) fand in demselben Untersuchungsgebiet, dass die gefährdete Orchidee *Orchis ustulata* nicht auf Flächen vorkommt, auf denen *S. gigantea* wächst.

Für die seltenen Arten, also Pflanzen die auf maximal 2 Untersuchungsflächen vorkamen, schaut das Ergebnis etwas anders aus. Hier hatten Flächen, dominiert von heimischen Pflanzen, die signifikant niedrigste Anzahl an seltenen Arten. Es konnte auch ein signifikant negativer Zusammenhang mit *S. glutinosa* und *A. podagraria* festgestellt werden. Hier könnte allerdings der negative Zusammenhang zwischen den beiden heimisch dominanten Arten und den seltenen Arten mehr an den Standortbedingungen, wie Lichtmangel in den Waldbiotopen, als an der Dominanz der heimischen Arten liegen. Lapin (2014) stellte vor allem für Flächen mit Kronenschluss eine geringere Artenvielfalt und Deckungsgrad fest. Bagstad, Lite, und Stromberg (2006) fanden ebenfalls in Waldhabitaten mit dichterem Kronenschluss und hoher Baumartenvielfalt, eine geringere Diversität in der Krautschicht.

In den offenen Biotoptypen, wo die Artenanzahl am höchsten war, kamen auch die meisten seltenen Arten vor.

Ein genauere Betrachtung der Arten auf einer Fläche zeigt, wo viele heimische Arten vorkommen, sind auch mehr Neophyten. Dieser Zusammenhang wird in vielen Studien bestätigt (Ortega und Pearson 2005; Levine 2000; Stohlgren u. a. 1999; Houlahan und Findlay 2004). Heimische Artenvielfalt und Neophytenvielfalt steigt bei denselben Landschaftsbedingungen (Deutschewitz 2013) und eine positive Beziehung kann zum Teil auch an der gleichen Reaktion auf Faktoren wie Nährstoffverfügbarkeit und Art der Landnutzung liegen (Houlahan und Findlay 2004).

So können Neophyten, die in geringer Anzahl vorkommen eine Teilkomponente der heimischen Pflanzengesellschaft werden. Steigt jedoch der Deckungsgrad einer dominanten Art, sinkt die Diversität (Ortega und Pearson 2005).

Die Vermutung, dass mehr Untersuchungsflächen von invasiven Arten dominiert werden als von heimischen Arten konnte bestätigt werden. Die Frage, in wie weit dabei dominante invasive Arten heimisch dominante ablösen, konnte nur unzureichend beantwortet werden (siehe Hypothese 6). Es wurde zwar ein leicht negativer Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad heimischer und invasiver dominanter Arten festgestellt, es gab aber auch einige Flächen mit hohen Überschneidungen. Zum Beantworten dieser Frage wäre wahrscheinlich ein anderes Untersuchungsdesgin bzw. eine andere Methodik besser geeignet (vgl. Bottollier-Curtet, Planty-Tabacchi, und Tabacchi 2013; Woitke und Dietz 2002; Hejda und Pyšek 2006).

Eine eindeutige Antwort scheint es hier aber nicht zugeben und stark von den untersuchten Pflanzenarten abzuhängen. So kann beispielsweise *I.glandulifera* heimisch dominante Arten, wie *U. dioica* ersetzen (Bottollier-Curtet, Planty-Tabacchi, und Tabacchi 2013; Hejda und Pyšek 2006), *Galium aparine* kann wiederum negative Auswirkungen auf *B. orientalis* haben (Woitke und Dietz 2002). Andere heimische dominante Arten können wiederum auch bei stark invasiven Standorten weiter bestehen (Bottollier-Curtet, Planty-Tabacchi, und Tabacchi 2013; Bímová, Mandák, und Kašparová 2004).

4.2 Biotoppräferenzen dominanter heimischer Arten und invasiver Neophyten und Auswirkungen auf die Phytodiversität

Das Vorkommen dominanter Neophyten und dominanter heimischer Arten unterscheidet sich zwischen den Biotoptypen (siehe Hypothese H8). Dies muss natürlich mit Vorsicht betrachtet werden, da die Anzahl an Flächen je Biotoptyp sehr unterschiedlich hoch ist. Doch lassen sich einige Trends erkennen. So kamen die dominantesten heimischen Arten vor allem in den Waldbiotopen vor. außer C. epigejos, das mehr auf offenen Flächen wächst und hier auch über Ausläufer große Bestände bilden kann (Fally und Fischer 2000). Die invasive Art S. gigantea war vor allem auf waldfreien Flächen und besonders stark in Hochstaudenfluren vertreten, hier hatte auch B. orientalis seine stärkste Verbreitung. Hochstaudenflure hatten die geringste Diversität. Bergmann und Rak (2006) konnten ebenfalls signifikante Zusammenhänge zwischen allerdings Hochstauden und Neophyten feststellen. mit niedrigeren Deckungsgraden. Sie erklären auch, dass die Vegetationsgruppe "Hochstauden", die meisten Gewässerbegleitenden Neophyten umfasst und gegenüber ufernaher Standorte bevorzugt werden. Da sie hier weniger von Staunässe und Störungen von Hochwasserereignissen betroffen sind. Trotz der hohen Konkurrenz, haben hier dominante Neophyten, wie S. gigantea, die Chance im Frühjahr bereits heimische Arten zu überwachsen und so der starken Lichtkonkurrenz im Sommer zu entgehen (siehe auch Kowarik 2010). Was auch eine Erklärung für den geringen Anteil in verbuschten Hochstaudenflure sein kann *I. parviflora* war vor allem in Waldhabitaten vorzufinden (vgl. Wagner u. a. 2017), da sie sehr schattentolerante ist und gut mit Feuchtigkeit umgehen kann (Heger und Trepl 2003; Elemans 2004), die Pflanze kam aber auch in Hochstaudenflure vor. Interessanterweise waren Grauerlenauwälder relativ frei von Neophyten. Sie gehören zur Weichholzau und werden periodisch überflutet und waren in dem Gebiet die natürlichsten Wälder (Essl, Egger, und Ellmauer 2002). Pappelauwälder waren meist sehr forstartig mit hohem Anteil an der invasiven Hybridpappel *Populus x canadensis.* Im Nationalpark Donauauen wurde *I.* parviflora vor allem in der Harten Au- und abgedämmten Auwäldern gefunden (Bergmann und Rak 2006).

Solidago gigantea kam trotz des höheren Lichtbedarfes, auch vermehrt in Eschenauwälder und Pappelauwäldern vor. Hier kann es bei offenerem Kronendach von Pappelarten, teilweise auch bei Eschenwäldern der Pflanzengesellschaft Fraxino-Populetum mit einem Kronenschluss unter 50%, ganz gut wachsen, bevorzugt aber offene Landschaften (Lapin 2014; Bergmann und Rak 2006). So werden Halbtrockenrasen und Glatthaferwiesen gerne von der Goldrute besiedelt (Walter u. a. 2005; Wiesbauer 2008). Das kann für diese Studie bestätigt werden, wobei interessanterweise nur die Halbtrockenrasen im verbuschten Sukzessionsstadium betroffen waren. Ein Grund könnte die nachlassende Pflege solcher offenen Flächen sein, was europaweit ein wichtiger Faktor für die Verbreitung von Invasiven Arten ist (Hejda u. a. 2015).

Das Ergebnis passt auch mit den Diversitätsindizes überein, die in den intakten Trockenrasen am höchsten waren, Waldhabitate hatten eher geringere Werte, waren aber nicht so niedrig, wie in Hochstaudenflure, wo die Goldrute dominierend war, oder auf verbuschten Trockenrasen, wo die Artenanzahl zwar

noch hoch ist, Diversitätsindizes aber relativ niedrig. Grundsätzlich hatten baumfreie Pflanzengesellschaften mehr Arten als Waldbiotope. Wie oben erwähnt, fand auch Lapin (2014) bei Kronenschluss in Waldbiotopen eine niedrigere Diversität als in offenen baumfreien Biotopen.

4.3 Einfluss von Gewässernähe, Wegen und Restaurationsaktivitäten

Die Nähe zu einem Gewässer oder einer Straße schienen allgemein keinen Einfluss auf die Phytodiversität und die dominanten Pflanzen zuhaben, wobei Lapin (2014) betont, dass im Untersuchungsgebiet Forststraßen und Wasserströme die Startpunkte von biologischer Invasion waren. Lichtenwörher (2015) fand für die Ausbreitung von Bunias orientalis und Impatiens glandulifera einen signifikanten Einfluss von Straßen. Hier sei zu betonen, das gerade einige der Untersuchungsflächen nahe der Traisen, durch die Restaurationsaktivitäten gestört oder ganz ohne Vegetation waren. Genau diese Flächen hatten noch vor wenigen Jahren hohe Anteil an Neophyten und erklären das widersprüchliche Ergebnis zu den Untersuchungen der Jahre davor.

Der Deckungsgrad invasiver Arten, sowie die Diversität waren 2014 negativ beeinflusst von Restaurationsaktivitäten (Lichtenwöhrer 2014). Interessanterweise war die Diversität im Jahr 2015 auf Flächen mit hoher Aktivität durchschnittlich am Höchsten. Auch der Deckungsgrad invasiver Arten war bei hoher Aktivität größer als bei mittlerer Aktivität, aber immer noch am höchsten auf Flächen ohne Restaurationsmaßnahmen. Grund dafür könnten die fortgeschrittenen Restaurationsarbeiten sein. Flächen die 2014 noch Baustellen waren, wurden 2015 schon wieder von Ruderalpflanzen besiedelt, aber trotzdem als Flächen mit hohen Restaurationsaktivitäten bewertet. Dem entsprechend gab es auch einen höheren Anteil an Neophyten, die sich frisch gestörten Flächen rasch besiedeln (Haag und Krüsi 2014).

4.4 Veränderungen in den Jahren 2011 bis 2015

Schaut man sich die Ergebnisse für die Jahre 2011 bis 2015 an, so ist es wichtig auch die Klimadaten und dessen Veränderungen anzuschauen. Ein einziges hydrologisches Ereignis kann die Dynamik und die Wettbewerbsfähigkeit invasiver Arten beeinflussen. In Versuchen konnte festgestellt werden, dass ein kurzer Rückgang der Ressourcen für nur wenige Wochen, die Zusammensetzung einer Pflanzengesellschaft bis zu einem Jahr später beeinflussen kann (Davis und Pelsor 2001). Der Einfluss einer invasiven Art muss nicht konstant bleiben über einen längeren Invasionszeitraum (Dostál u. a. 2013; Strayer 2012).

Tabelle 36 zeigt die Klimadaten der nächstgelegenen Wetterstation im Ort Langenlebern (Entfernung 15 km) für die Jahren 2011 bis 2015. Chronologisch betrachtet zeigt sich ein leichter Anstieg der Monatsmittel der Lufttemperatur. 2011 ist relativ niederschlagsarm, mit vielen Sonnenstunden. 2012 ist insgesamt etwas wärmer. 2013 bringt sehr viel Niederschlag, der sich vor allem auf Ende Mai konzentriert, was zu starkem Hochwasser auf der Donau führte (Jahrhunderthochwasser). Im Sommer ist es dafür wieder recht trocken. Darauf folgt 2014 das wärmste Jahr seit der ersten Messung vor 248 Jahren (auf ganz Österreich bezogen). Dieses hat aber keine extremen Hitzewellen, sondern konstant überdurchschnittliche Temperaturen. Zusätzlich gibt es auch hohe Niederschlagsmengen. Im gesamten Gebiet der Traisen gibt es um 20% mehr Niederschlag als der Mittelwert von 1981 bis 2010 (ZAMG 2016). Es kommt zu Überschwemmungen entlang der Traisen. Die Messstation Herzogenburg misst im Mai 2014 einen Wasserhöchststand von 450 cm (durchschnitt von 2014 und 2015 liegt bei etwa 170 cm) (Messstation Herzogenburg 2016).

2015 wird das zweitwärmste Jahr, ist extreme sonnig und trocken, mit heißen Sommertagen und 25% weniger Niederschlag als der Mittelwert von 1981-2010 (ZAMG 2016).

Tabelle 36: Klimadaten der nächst gelegenen Wetterstation in Langenlebern (Seehöhe über Adria 174m) für die Jahre 2011 bis 2015. (TM= Monatsmittel der Lufttemperatur in Grad Celsius, Amax= Absolutes Maximum der Lufttemperatur in Grad Celsius, Amin= Absolutes Minimum der Lufttemperatur in Grad Celsius, RR= Niederschlagshöhe in mm, SD= Tage mit Schneedecke von mindestens 1 cm Höhe, Max= Maximale Schneehöhe in cm, So= Sonnenscheindauer in Stunden, E= Eistage: Summe der Tage mit einem Tagesmaximum kleiner 0.0° C, F= Frosttage: Summe der Tage mit einem Tagesmaximum gleich oder größer 25° C, T= Tropentage: Summe der Tage mit einem Tagesmaximum gleich oder größer 30° C, K.A.=Keine Angabe) (Quelle: verändert nach Zamg 2016).

Jahr	TM	Amax	Amin	RR	SD	Max	So	Е	F	S	Т
2011	10,5	36,2	-13,1	567	5	10	2013	K.A.	K.A.	K.A.	K.A.
2012	10,7	37,4	-20,2	596	17	12	2036	K.A.	K.A.	K.A.	K.A.
2013	10,3	38,9	-9,5	731	45	35	1844	20	80	68	25
2014	11,4	33,4	-11,5	689	8	7	1863	10	57	64	18
2015	11,5	38,3	-8,1	507	7	12	2066	0	65	85	49

Schaut man sich nun die Änderungen im Deckungsgrad an, so könnte ein Anstieg der Temperatur bei gleichzeitiger Zunahme des Regens sich positiv auf den Deckungsgrad ausgewirkt haben. Dieser steigt bis 2014 stark an. Sinkt dann aber wieder in dem besonders heißen und im Verhältnis niederschlagsarmen Jahr 2015. Manche Pflanzen reagieren bei Hitze und Trockenstress mit einer Verringerung der Biomasse, z.B.: Verkleinerung der Blattfläche, was den Deckungsgrad verringern würde (Bergmann und Rak 2006).

Die Artenanzahl bleibt die ersten drei Jahre gleich, steigt dann aber wieder an. Dem entsprechend ergibt sich auch ein Shannon-, Evenness und Simpsonwert, der bis 2013 sinkt, dann aber wieder steigt. Im Vergleich dazu konnte Dostál u. a. (2013) bei einer Langzeitstudie über mehrere Jahrzehnte eine lineare Steigerung des Evenness und Shannon-Index seit dem Beginn der Invasion feststellen. Fand

dabei aber wenig Beweise für einen Anstieg der Artenvielfalt oder Artenzusammensetzung in älteren, von der Riesenbärenklaue besiedelten, Flächen.

Insgesamt werden immer mehr Flächen von invasiven Arten dominiert, 2015 wieder weniger. Die Dominanz von heimischen Arten seigt zuerst leicht, sinkt dann aber stark ab.

Diese Unterschiede können besser Verstanden werden, schaut man sich die Veränderung für die einzelne dominanten Pflanzenarten an.

Die invasiven Arten zeigen starke Schwankungen zwischen den Jahren. *Solidago gigantea* ist die einzige Pflanze, die kontinuierlich zu nimmt und am Ende der 5 Jahre die dominanterste Pflanze im Untersuchungsgebiet ist. Der Goldrute schien das Hochwasser 2013 nichts auszumachen (Battisti 2014), obwohl die Pflanze Staunäße nicht mag, kommt sie gut mit Näße aus. Gegen Trockenstress schützt sie sich mit Verkleinerung der Blattfläche (Bergmann und Rak 2006).

Im Vergleich dazu nahmen die beiden Springkrautarten sprunghaft zu, verloren aber genauso stark wieder an Biomasse. Der Einfluss des Jahrhunderthochwasser 2013 war hier entscheidend (Kastner 2014).

I. glandulifera hat ihren mittleren Deckungsgrad bis 2013 von unter 1% auf über 13% gesteigert, danach ist er wieder auf unter 0,5% gefallen.

Auch Hejda und Pyšek (2006) konnten eine starke Abnahme im Deckungsgrad von *I. glandulifera* nach einem Hochwasser 2002 feststellen. Im Nationalpark Donauauen wurde entlang der Wasserflächen ebenso nach dem Hochwasser 2002 der Bestand weniger. Als Grund werden hier dicke Sandablagerungen genannt (Bergmann und Rak 2006). Bei der Ruhr konnte das Drüßige Springkraut in Seggen- und Schilfbeständen vor allem in Jahren mit niedrigem Wasserstand vermehrt beobachtet werden (Kasperek 2004).

Ganz gegenteilig schaut es bei *I. parviflora* aus, das nach dem Hochwasser an Verbreitung und Dominanz fast an *Solidago gigantea* herangekommen ist. Die schattentolerante Pflanze hat wahrscheinlich von den sehr warmen aber auch sehr regenreichen Jahren 2013 und 2014 profitiert und konnte vielleicht auch als Lückenfüller wirken, dort wo *I. glandulifera* verschwunden war (Hejda und Pyšek 2006). Der extrem trockene Sommer 2015 hat dem kleinen Springkraut nicht so gut getan und es verlor an Abundanz (Dericks 2006).

Die Schwankungen bei den heimischen dominanten Arten waren weniger stark in ihren Mittelwerten, jedoch nehmen die meisten Arten leicht ab. *Salvia glutinosa* nimmt nach dem Hochwasser mehr zu, scheint aber ebenso die Hitze 2015 nicht so gut vertragen zuhaben. Überraschend ist auch die Abnahme in der Dominanz von *Urtica dioica* und *Aegopodium podagraria*, die eigentlich erfolgreiche ökologische Strategien verfolgen, zusätzlich gilt die große Brennnessel als dominante Pflanze mit hoher Wettbewerbsfähigkeit (Grime, Hodgson, und Hunter 1989; Taylor 2009; Woitke und Dietz 2002).

Die allgemeine Abnahme der Dominanz von heimischen Arten kann an der Zunahme der Neophyten liegen (Woitke und Dietz 2002). Wobei zumindest für das Jahr 2015 nur ein schwach negativer, aber nicht signifikanter Zusammenhang zwischen Deckungsgrad heimisch dominanter und invasiver Arten festgestellt werden konnte.

Ein anderer wesentlicher Faktor für die Abnahme der Dominanz heimischer Arten scheinen die Restaurationsarbeiten zu sein. Diese haben seit 2013 stark zugenommen.

Invasive Arten können teilweise viel besser von Störungen profitieren als heimische dominante Arten (Woitke und Dietz 2002; Stohlgren u. a. 1999). Wobei es wichtig ist sich anzuschauen, welche Störungen, die Verbreitungswege welcher Neophyten begünstigen und in wieweit heimische dominante Arten robust sind gegen diese Störungen in ihrem Habitat (Nash Suding und Goldberg 2001; Woitke und Dietz 2002). So schien die "Störung" Jahrhunderthochwasser recht wenig Einfluss auf die heimisch dominanten Arten gehabt zu haben, die Restaurationsarbeiten aber sehr wohl.

4.1 Methodenkritik

Insgesamt hat die Methodik gute Ergebnisse gebracht, allerdings wurde nur die Krautschicht betrachtet. Die Strauch-, und die zwei Baumschichten wurden bei dem größten Teil der Arbeit weggelassen. Hier wäre eine ganzheitliche Betrachtung sehr interessant und könnte vielleicht zusätzliche Erklärungen für das Vorkommen dominanter Arten so wie Unterschiede in den Biotpotypen liefern

Auch die Verwendung bzw. die Entscheidung nicht-parametrische Tests zu verwenden, hat die statistischen Auswertungsmöglichkeiten eingeschränkt. So gibt es beispielsweise keinen geeigneten post-hoc Test für den Kruskal-Wallis-Test (Hatzinger, Hornik, und Nagel 2011) und der Wilcoxon-Test wurde als Ersatz verwendet. Aufgrund des Zentralen Grenzwertsatzes hätte teilweise auch mit para-metrischen Tests gerechnet werden können (Hatzinger, Hornik, und Nagel 2011). Dies wäre aber nicht überall möglich gewesen.

Die Entscheidung 40% Deckungsgrad als Grenze für dominante Arten zu nehmen, ist nach Aufnahme der Daten erfolgt. Sie erschienen als sinnvoll, um Vergleiche zwischen dominanten heimischen und invasiven Arten möglich zumachen. Dies kann aber ebenfalls kritisch betrachtet werden, und andere Arbeiten, haben diese Grenze anders definiert (z.B.: Pattison u. a. 2017).

Ein besonderer Teil dieser Arbeit ist die Analyse von Daten über fünf Jahre hinweg. Nicht oft gibt es die Möglichkeit Flächen über einen längeren Zeitraum zu beobachten. Viele Wissenschaftler, die sich mit Neophyten beschäftigen, ersetzen deshalb den Faktor Zeit durch Raum um Langzeitveränderungen abschätzen zu können. Das heißt, sie vergleichen zum Beispiel Flächen die von invasiven Arten besiedelt sind, mit solchen die noch nicht besiedelt sind (Hejda und Pyšek 2006; Alvarez und Cushman 2002). Natürlich haben solche Ansätze ihre Einschränkungen und müssen mit Vorsicht interpretiert werden (Hejda und Pyšek 2006; Dostál u. a. 2013). Das Untersuchen einer Fläche über mehrere Jahre kann genauere Aussagen über Veränderungen durch Neophyten zulassen, doch auch hier müssen im Falle dieser Arbeit einige Unsicherheiten beziehungsweise mögliche Fehlerquellen bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden.

So wurden die Vegetationskartierungen in den ersten drei Jahren von Lapin (2014) das vierte Jahr von Lichtenwöhrer (2015) durchgeführt, was zu Unterschieden in der Artenzusammensetzung und der Höhe des Deckungsgrades führen kann.

Visuelle Schätzungen können zwischen verschiedenen Beobachtern variieren (van Hees, Willem, und Mead 2000; Scott und Hallam 2003). Trotzdem werden visuelle Messungen bei Langzeitstudien zur Vegetationsaufnahme verwendet und ergeben oft genauere Ergebnisse als manch andere Methoden (Bråkenhielm und Qinghong 1995; Korb und Fulé 2008).

Außerdem wurden die Daten von Lapin (2014) mitte August erhoben, während die Daten von 2014 und 2015 Ende Juni/Anfang Juli erfasst wurden.

5 Schlussfolgerung und Ausblick

Viele Aulandschaften in Mitteleuropa sind unter dem starken Eingriff des Menschen in den Wasserhaushalt degradiert worden. Naturschutz und Restauration haben deshalb in den letzten Jahrzehnten an Bedeutung gewonnen (Briggs, Knapp, und Brock 2002).

Diese Studie ist ein Teil von vielen (siehe z.B.: Lapin 2014; Lichtenwöhrer 2014; Battisti 2014), die ein besseres Verständnis über die Dynamiken und Wechselwirkungen von Neophyten mit der heimischen Flora, deren Biotoptypen und Aulandschaften an sich geben soll. Zusätzlich kann es als Monitoring für die derzeitigen Restaurationsarbeiten und als Hilfestellung für weitere Maßnahmen zur Wiederherstellung und dem Schutz einer naturnahen Aulandschaft mit ihren wertvollen Biotoptypen, ganz im Sinne des NATURA 2000 Schutzgebietes, gesehen werden.

Nach abschließen dieser Studie scheint mir von den meisten dominanten Arten (heimisch oder invasiv) der Krautschicht keine Gefahr für die Diversität des Untersuchungsgebietes auszugehen. So wie Hejda und Pyšek (2006) und Hejda (2012) keinen großen Einfluss von *I. parviflora* und *I. gladulifera* auf die Artenzusammensetzung und –vielfalt sehen (was in anderen Ländern, wie Großbritannien anders ausschaut), so scheint es auch, über einen längeren Zeitraum betrachtet im Traisen Renaturierungsgebiet zu sein. Lediglich die Entwicklung von *Solidago gigantea* ist mit Sorge zu betrachten. Die Pflanze besiedelt viele verschiedene Lebensräume und hat nachweislich negative Auswirkungen auf die heimische Diversität und gefährdete Arten (Plicka 2015). Die offen Haltung und Pflege von Halbtrockenrasen scheint hier ein wichtiger Punkt zu sein.

Des Weiteren unterliegen renaturierte Flüsse vielen Störungsdynamiken und bleiben weiterhin ein wichtiger Korridor für invasive Arten (Richardson u. a. 2007; Chytrý u. a. 2009; Höfle 2014). Damit ein Restaurationsprojekt Erfolg haben kann braucht es ein gutes Monitoring über mehr als 10 Jahre, nach der Fertigstellung (Pfadenhauer und Grootjans 1999).

Studien in der Schweiz zeigen, das sich die Renaturierung von Flüssen positiv auf die Verbreitung von Neophyten auswirken kann (Haag und Krüsi 2014; Haag, Nobis, und Krüsi 2013). Dabei können Änderungen in der Flussdynamik, sowie Veränderungen in den Pflanzengesellschaften, die Ansiedelung invasiver Arten begünstigen (Walter u. a. 2005; Haag, Nobis, und Krüsi 2013).

Richardson u. a. (2007) betont wiederum, dass gerade die Regulierung natürlicher Störungsregime von Flüssen durch z.B.: Flussbegradigungen, die Rekrutierung von heimischen Arten negativ beeinflussen kann und die Ansiedelung unpassender Pflanzen, heimisch oder invasiv, begünstigt.

So waren die begradigten Uferbereiche der alten Traisen-Mündung stark von Neophyten befallen. Horvath (2016) fand, dass die Rückbaumaßnahmen zu einer Reduktion der Samen invasiver Arten im Boden führte. Dennoch nahm der

Deckungsgrad von *S. gigantea, I.glandulifera* und *B. orientalis* im Vergleich zu 2014 entlang der neuen Traisen zu.

Eine unregulierte Traisen-mündung mit all ihren natürlichen Prozessen könnte sich positiv auf die Artenvielfalt auswirken und zu einer Reduktion invasiver Arten führen. Höfle (2014) fand dass die Anzahl der invasiven Baumarten *A. negundo, R. psoeudoacacia* und *A. altissima* in ältere naturnahen Auwaldbestände abnimmt und Bergmann und Rak (2006) sehen dynamische Pionierstandorte als weniger gefährdet durch Neophyten, als beständige Dämme.

In wieweit sich solche Renaturierungen auf heimisch dominante Arten und ihr Verhältnis zu invasiven Arten auswirken könnte, bleibt eine spannende Frage auch für zukünftige wissenschaftliche Arbeiten, wobei Faktoren wie Nährstoffund Lichtverfügbarkeit, sowie Bodenfeuchtigkeit (bzw. Staunäße) beachtet werden sollten.

6 Danksagung

Ich möchte meinem Betreuer Prof. Karl-Georg Bernhardt, Leiter des Botanischen Institutes an der Universität für Bodenkultur, für seine Hilfe und Unterstützung bei der Masterarbeit, so wie für den Anstoß sie endlich fertig zu machen danken.

Einen ganz besonderen Dank verdient Dr. Katharina Lapin, meine Co-Betreuerin, für ihre viele Unterstützung und Geduld, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Außerdem danke ich meiner lieben Familie, meinen Eltern Elisabeth und Karl Seiser, so wie meiner Schwester Marianne, die mich in jeder Lebenslage unterstützen und für mich da sind.

Für die Hilfe bei statistischen Fragen danke ich Maximilian Pamperl, Gerhard Buzeczki und Bernhard Zehentgruber.

Für sonstige Unterstützung beim Schreiben dieser Arbeit danke ich David Wendig, Sophi Rammler, Sabine Nader, Peter Lichtenwöhrer und Käptn Konsti, so wie meinen MitbewohnerInnen, Lili, Carla, Laura, Romana, Barbara, Julian und Michel.

Ich danke auch allen meinen anderen Freunden, die dieses Leben so schön machen und all den lieben UnikollegInnen, denen ich in meiner Studienzeit begegnet bin und diese Zeit so besonders gemacht haben.

7 Literaturverzeichnis

- Alvarez, M. E., und J. Hall Cushman. 2002. "Community-Level Consequences of a Plant Invasion: Effects on Three Habitats in Coastal California". *Ecological Applications* 12 (5):1434–44.
- Bagstad, K. J., S. J. Lite, und J. C. Stromberg. 2006. "Vegetation, soils, and hydrogeomorphology of riparian patch types of a dryland river". *Western North American Naturalist* 66 (1):23–44.
- Battisti, C. 2014. "Ökologische Untersuchungen zur Ausbreitung und zum Management des invasiven Neophyten Solidago gigantea an ausgewählten Standorten im Renaturierungsgebiet Life+ Traisen". Masterarbeit. Wien: Unversität für Bodenkultur.
- Beerling, D. J. 1993. "The Impact of Temperature on the Northern Distribution Limits of the Introduced Species Fallopia japonica and Impatiens glandulifera in North-West Europe". *Journal of Biogeography* 20 (1):45–53.
- Bergmann, U., und Constanze Rak. 2006. "Neophyten an Gewässerrändern-Einwanderungspotential und subjektive Wahrnehmung im Nationalpark Donau-Auen". Dissertation. Wien: Universität Wien.
- Bernhardt, K.G., E. Naumer-Bernhardt, K. Handke, P. Handke, M. Kropf, M. Jungwirth, R. Parz-Gollner, M. Scharl, G. Schatzl, und M. Wernisch. 2010. Natur und Landschaft. In Marktgemeinde Zwentendorf an der Donau: Heimatbuch. Zwentendorf a.d. Donau. 15-59.
- Bímová, K., B. Mandák, und I. Kašparová. 2004. "How Does Reynoutria Invasion Fit the Various Theories of Invasibility?" *Journal of Vegetation Science* 15 (4):495–504.
- Bottollier-Curtet, M., A.-M. Planty-Tabacchi, und E. Tabacchi. 2013. "Competition between Young Exotic Invasive and Native Dominant Plant Species: Implications for Invasions within Riparian Areas". *Journal of Vegetation Science* 24 (6):1033–42.
- Bråkenhielm, S., und L. Qinghong. 1995. "Comparison of Field Methods in Vegetation Monitoring". *Water, Air, and Soil Pollution* 79 (1–4):75–87.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie Grundzüge der Vegetationskunde*. Wien: *Springer*. (s.865).

- Briggs, J. M., A. K. Knapp, und B. L. Brock. 2002. "Expansion of Woody Plants in Tallgrass Prairie: A Fifteen-year Study of Fire and Fire-grazing Interactions". *The American Midland Naturalist* 147 (2):287–94.
- Chytrý, M., und Z. Otýpková. 2003. "Plot Sizes Used for Phytosociological Sampling of European Vegetation". *Journal of Vegetation Science* 14 (4):563–70.
- Chytrý, M., P. Pyšek, J. Wild, J. Pino, L. C. Maskell, und M. Vilà. 2009. "European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats". *Diversity and Distributions* 15 (1):98–107.
- Convention on Biological Diversity. 2017. Convention on Biological Diversity. https://www.cbd.int/invasive/default.shtm.l [05.12.2017].
- Davis, M. A. 2006. "Invasion Biology 1958-2005: The Pursuit of Science and Conservation", 35–64.
- Davis, M. A., J. P. Grime, und K. Thompson. 2000. "Fluctuating Resources in Plant Communities: A General Theory of Invasibility". *Journal of Ecology* 88 (3):528–34.
- Davis, M. A., und M. Pelsor. 2001. "Experimental Support for a Resource-based Mechanistic Model of Invasibility". *Ecology Letters* 4 (5):421–28.
- Decocq, G. 2002. "Patterns of Plant Species and Community Diversity at Different Organization Levels in a Forested Riparian Landscape". *Journal of Vegetation Science* 13 (1):91–106.
- Dericks, G. 2006. "Ökophysiologie und standörtliche Einbindung neophytenreicher Gattungen (Impatiens, Solanum) der Rheintalaue". Dissertation. Düsseldorf: Heinrich-Heine Universität Düsseldorf.
- Dietz, H., T. Steinlein, und I. Ullmann. 1999. "Establishment of the Invasive Perennial Herb Bunias Orientalis L.: An Experimental Approach". *Acta Oecologica* 20 (November):621–32.
- Dolnik, C. 2003. "Erfassung der Artenvielfalt auf Standardflächen am Beispiel der Phytodiversität". *Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb*, Nr. 31:72–83.
- Dostál, P., J. Müllerová, P. Pyšek, J. Pergl, und T. Klinerová. 2013. "The Impact of an Invasive Plant Changes over Time". *Ecology Letters* 16 (10):1277–84.
- Eberstaller, J.G., G Haidvogel, P. Hanten, und M. Jungwirth. 2005. "Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. New Phytologist.Endbericht.Wien.

- Elemans, M. 2004. "Light, nutrients and the growth of herbaceous forest species". *Acta oecologica*, 197–202.
- Ellmauer, T., A. Traxler, und A. Ranner. 1999. *Nationale Bewertung des österreichischen Natura 2000-Netzwerkes. Stand: Oktober 1998.*
- Essl, F., G. Egger, und T. Ellmauer. 2002. *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs*. Wien: Umweltbundesamt.
- Essl, F., G. Egger, G. Karrer, M. Theiss, und S. Aiger. 2004. *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs*. Wien: Umweltbundesamt.
- Essl, F., und W. Rabitsch. 2002. *Neobiota in Österreich*. Wien: Umweltbundesamt-Monographie.
- Fally, J., und M. A. Fischer. 2000. *Pflanzenführer Burgenland*. Deutschkreuz: Eigenverlag Mag.Dr.Josef Fally, Deutschkreuz.
- Fischer, M. A., K. Oswald, und W. Adler. 2008. *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein, Südtirol.* 3. Aufl. Linz: Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen.
- Foxcroft, L. C., P. Pyšek, D. M. Richardson, und P. Genovesi. 2013. *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. Springer Science & Business Media.
- Francis, R. A. 2006. "Allogenic and Autogenic Influences upon Riparian Vegetation Dynamics". *Area* 38 (4):453–64.
- Godefroid, S., und N. Koedam. 2010. "Comparative ecology and coexistence of introduced and native congeneric forest herbs: Impatiens parviflora and I. noli-tangere". *Plant Ecology and Evolution* 143 (Juli):119–27.
- Grime, J. P., J.G. Hodgson, und R. Hunter. 1989. *Comparative Plant Ecology A Functional Approach to Common | J.P. Grime | Springer*. London: Unwin Hyman Ltd.
- Haag, S., und B. O. Krüsi. 2014. "Invasive Neophyten an Fliessgewässern: Einfluss von Bodeneigenschaften und Zeit seit Abschluss der Revitalisierung". *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (9):273–82.
- Haag, S., M. P. Nobis, und B. O. Krüsi. 2013. "Profitieren invasive Neophyten von Flussrevitalisierungen? Untersuchungen an 16 Flüssen der Schweiz". *Naturschutz und Landschaftsplanung* 45 (12):357.
- Haberreiter, B. 2003. "Natura 2000-Managementplan Tullnerfelder Donauauen". Wien:Technisches Büro für Landschaftsplanung und Landschaftspflege.

- Ham, C. v., P. Genovesi, und R. Scalera. 2013. *Invasive alien species : the urban dimension : case studies on strengthening local action in Europe*. Brüssel: IUCN European Union Representative Office. https://www.iucn.org/content/invasive-alien-species-urban-dimension-case-studies-strengthening-local-action-europe. [20.10.2017].
- Hartmann, E, H. Schuldes, R. Kübler, W. Konold, W. 1995. *Neophyten: Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten*. Landsberg: Ecomed Verlagsgesellschaft.
- Hartmann, E., und W. Konold. 1995. "Späte und Kanadische Goldrute (Solidago gigantea et canadensis): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung". In *Gebietsfremde Pflanzenarten*. Landsberg: Ecomed Verlagsgesellschaft.
- Hatton, T. J., N. E. West, und P. S. Johnson. 1986. "Relationships of the Error Associated with Ocular Estimation and Actual Total Cover". *Journal of Range Management (USA)*.
- Hatzinger, R., K. Hornik, und H. Nagel. 2011. *R: Einführung durch angewandte Statistik*. 1. Aufl. München: Pearson Studium.
- Heger, T., und L. Trepl. 2003. "Predicting biological invasions". *Biological Invasion* 5:313–21.
- Hejda, M. 2012. "What Is the Impact of Impatiens parviflora on Diversity and Composition of Herbal Layer Communities of Temperate Forests?" *PLoS ONE* 7 (6).
- Hejda, M., M. Chytrý, J. Pergl, und P. Pyšek. 2015. "Native-range Habitats of Invasive Plants: Are They Similar to Invaded-range Habitats and Do They Differ according to the Geographical Direction of Invasion?" *Diversity and Distributions* 21 (3):312–21.
- Hejda, M., und P. Pyšek. 2006. "What is the impact of Impatiens glandulifera on species diversity of invaded riparian vegetation?" *Biological Conservation* 132 (2):143–52.
- Helfield, J. M., J. Engström, J. T. Michel, C. Nilsson, und R. Jansson. 2012. "Effects of River Restoration on Riparian Biodiversity in Secondary Channels of the Pite River, Sweden". *Environmental Management* 49 (1):130–41.
- Höfle, R. 2014. "Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests". Masterarbeit. Wien: Universität Wien.
- Hood, W. G., und R. J. Naiman. 2000. "Vulnerability of Riparian Zones to Invasion by Exotic Vascular Plants". *Plant Ecology* 148 (1):105–14.

- Horvath, C. 2016. "Auswirkungen von Flussrenaturierungen auf die Diasporenbank invasiver Neophyten am Beispiel des LIFE+ Projekts TRAISEN in Niederösterreich". Masterarbeit. Wien: Unversität für Bodenkultur.
- Houlahan, J. E., und C. S. Findlay. 2004. "Effect of Invasive Plant Species on Temperate Wetland Plant Diversity". *Conservation Biology* 18 (4):1132–38.
- Hulme, P. E., und E. T. Bremner. 2006. "Assessing the Impact of Impatiens Glandulifera on Riparian Habitats: Partitioning Diversity Components Following Species Removal". *Journal of Applied Ecology* 43 (1):43–50.
- Jansson, R., U. Zinko, D. M. Merritt, und C. Nilsson. 2005. "Hydrochory Increases Riparian Plant Species Richness: A Comparison between a Free-Flowing and a Regulated River". *Journal of Ecology* 93 (6):1094–1103.
- Kasperek, G. 2004. "Fluctuations in numbers of neophytes, especiallyImpatiens glandulifera, in permanent plots in a west German floodplain during 13 years." In *Biological Invasions: Challenges for Science*, 27–37. NEOBIOTA.
- Kastner, M. 2014. "Ökologie, Ausbreitung und Management von Impatiens glandulifera im Planungsgebiet des Life+ Traisen Projekts". Masterarbeit. Wien: Unversität für Bodenkultur.
- Kent, M., und P. Coker. 1992. *Vegetation Description and Analysis*. London: Belhaven Press.
- Knox, J. C. 2006. "Floodplain sedimentation in the Upper Mississippi Valley: Natural versus human accelerated". *Geomorphology* 79 (3–4):286–310.
- Korb, J.E., W.W. Covington, und P.Z. Fulé. (2003)." Sampling Techniques Influence

 Understory Plant Trajectories After Restoration: An Example from
 Ponderosa Pine Restoration". *Restoration Ecology* 11(4): 504–515.
- Korb, J. E., und P. Z. Fulé. 2008. "Intra- and Interannual Vegetation Change: Implications for Long-Term Research". *Restoration Ecology* 16 (1):5–11.
- Kowarik, I. 2010. *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Krebs, C. 1999. Species diversity measures,. Boston: Addison-Wesley.
- Lapin, K. 2014. "The impact of invasiv plant species on plant diversity of riparian habitats: The ecological effect and options for actions, focusing on the restoration of running water and the management of protected areas". Dissertation. Wien: BOKU-Universität für Bodenkultur.

- Lapin, K. 2016. "Management of the perennial invasive alien plant Giant goldenrod (Solidago gigantea) in the Greater Vienna area." In *Invasive Alien Species: The Urban Dimension*, herausgegeben von Chantal van Ham, Piero Genovesi, und Riccardo Scalera, 16–18. Brüssel.
- Lapin, K, und K.G. Bernhardt. 2013. "The Impact of Alien Plant Species on the Conservation Success of a Protected Natura 2000 Area within the Ecological Restoration of the River Traisen, Lower Austria". In , 449–52. Mittersill.
- Lauber, K., G. Wagner, und A. Gygax. 2007. Flora Helvetica: 3000 Blüten- und Farnpflanzen der Schweiz, Artbeschreibungen und Bestimmungsschlüssel. 3. Aufl. Bern; Stuttgart; Wien: Haupt Verlag.
- Lepš, J. 2013. "Diversity and Ecosystem Function". In *Vegetation Ecology*, herausgegeben von Eddy van derarel und Janet Franklin, 308–46. John Wiley & Sons, Ltd.
- Levine, J. M. 2000. "Species Diversity and Biological Invasions: Relating Local Process to Community Pattern". *Science* 288 (5467):852–54.
- Lichtenwöhrer, P. 2014. "Impact of invasive alien plant species on plant diversity within the ecological restoration of the River Traisen in the protected "Natura 2000" area "Tullnerfelder Donau-Auen", Lower Austria".

 Masterarbeit, Wien: BOKU-Universität für Bodenkultur.
- Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, und F.A. Bazzaz. 2000. "Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control". *Ecological Applications* 10:689–710.
- Magurran, A.E. 2003. *Measuring Biological Diversity*. New. Malden, Ma: Wiley-Blackwell.
- McDonald, J. H. 2009. *Handbook of Biological Statistics*. Baltimore, Maryland, U.S.A.: Sparky House Publishing.
- Messstation Herzogenburg. 2016. "Messstation Herzogenburg". 2016. http://www.noel.gv.at/Externeseiten/wasserstand/static/stations/208777/station.html. [12.10.2016].
- Naiman, R. J., und H. Décamps. 1997. "The Ecology of Interfaces: Riparian Zones". *Annual Review of Ecology and Systematics* 28 (1):621–58.
- Nash Suding, K., und D. Goldberg. 2001. "Do Disturbances Alter Competitive Hierarchies? Mechanisms of Change Following Gap Creation". *Ecology* 82 (8):2133–49.

- Neobiota. 2014. "Neobiota Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland". Bundesamt für Naturschutz. http://www.neobiota.de/handbuch.html. [15.09.2016].
- Niklfeld, H., F. Grims, J. Hafellner, u.a. 1999. *Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs*. Wien: Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie.
- Ortega, Y. K., und D. E. Pearson. 2005. "WEAK VS. STRONG INVADERS OF NATURAL PLANT COMMUNITIES: ASSESSING INVASIBILITY AND IMPACT". *Ecological Applications* 15 (2):651–61.
- Pattison, Z., J. Minderman, P.J. Boon, und N. Willby. 2017. "Twenty Years of Change in Riverside Vegetation: What Role Have Invasive Alien Plants Played?" *Applied Vegetation Science* 20 (3):422–34.
- Perrins, J., A. Fitter, und M. Williamson. 1993. "Population Biology and Rates of Invasion of Three Introduced Impatiens Species in the British Isles". *Journal of Biogeography* 20 (1):33–44.
- Pfadenhauer, J., und A. Grootjans. 1999. "Wetland Restoration in Central Europe: Aims and Methods". *Applied Vegetation Science* 2 (1):95–106.
- Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga, und D. Morrison. 2000. "Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States". *BioScience* 50 (1):53–65.
- Plicka, A. 2015. "Erfassung der Populationen von Orchis militaris und Orchis ustulata im Planungsgebiet LIFE+ Traisen im Natura 2000 Gebiet "Tullnerfelder Donauauen". Kirchstetten: Unversität für Bodenkultur.
- Pysek, P., und K. Prach. 1993. "Plant Invasions and the Role of Riparian Habitats: A Comparison of Four Species Alien to Central Europe". *Journal of Biogeography* 20 (4):413–20.
- Pyšek, P., und K. Prach. 1995. "Invasion dynamics of Impatiens glandulifera A century of spreading reconstructed". *Biological Conservation* 74 (1):41–48.
- Reczyńska, K., K. Świerkosz, und Z. Dajdok. 2015. "The Spread of Impatiens Parviflora DC. in Central European Oak Forests Another Stage of Invasion?" *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 84 (4):401–11.
- Richardson, D.M., P.M. Holmes, K. J. Esler, S.M. Galatowitsch, J.C. Stromberg, S.P. Kirkman, P. Pyšek, und R. J. Hobbs. 2007. "Riparian Vegetation: Degradation, Alien Plant Invasions, and Restoration Prospects". *Diversity and Distributions* 13 (1):126–39.

- Richardson, D. M., und P. Pyšek. 2008. "Fifty Years of Invasion Ecology the Legacy of Charles Elton". *Diversity and Distributions* 14 (2):161–68.
- Schaefer, M. 2012. Wörterbuch der Ökologie. Heidelberg: Springer.
- Schmitz, U., und R. Lösch. 2005. "Neophyten und C4-Pflanzen in der Auenvegetation des Niederrheins". *Descheniana 158*, 55–77.
- Schuldes, H. 1995. "Das Indische Springkraut (Impatiens glandulifera): Biologie, Verbreitung, Kontrolle". In *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope*, 83–88. Landsberg: Ecomed Verlagsgesellschaft.
- Scott, W. A., und C. J. Hallam. 2003. "Assessing Species Misidentification Rates through Quality Assurance of Vegetation Monitoring". *Plant Ecology* 165 (1):101–15.
- Slobodkin, L. B. 2001. "The Good, the Bad and the Reified". *Evolutionary Ecology Research* 3 (1):91–105.
- Spellerberg, I. F., und P. J. Fedor. 2003. "A Tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a Plea for More Rigorous Use of Species Richness, Species Diversity and the 'Shannon–Wiener' Index". *Global Ecology and Biogeography* 12 (3):177–79.
- Steinlein, T., H. Dietz, und I. Ullmann. 1996. "Growth Patterns of the Alien Perennial Bunias orientalis L. (Brassicaceae) Underlying Its Rising Dominance in Some Native Plant Assemblages". *Vegetatio* 125 (1):73–82.
- Stohlgren, T. J., D. Binkley, G.W. Chong, M.A. Kalkhan, L.D. Schell, K.A. Bull, Y. Otsuki, G. Newman, M. Bashkin, und Y. Son. 1999. "Exotic Plant Species Invade Hot Spots of Native Plant Diversity". *Ecological Monographs* 69 (1):25–46.
- Strayer, D.L. 2012. "Eight Questions about Invasions and Ecosystem Functioning". *Ecology Letters* 15 (10):1199–1210.
- Taylor, K. 2009. "Biological Flora of the British Isles: Urtica Dioica L." *Journal of Ecology* 97 (6):1436–58.
- Theoharides, K. A., und J. S. Dukes. 2007. "Plant Invasion across Space and Time: Factors Affecting Nonindigenous Species Success during Four Stages of Invasion". *New Phytologist* 176 (2):256–73.
- Tockner, K., und J.A. Stanford. 2002. "Riverine flood plains: present state and future trends". *Environmental Conservation* 29 (3):308–30.

- van Hees, W.s. W., und B. R. Mead. 2000. "Ocular Estimates of Understory Vegetation Structure in a Closed Picea Glauca/Betula Papyrifera Forest". *Journal of Vegetation Science* 11 (2):195–200.
- Wagner, V., M. Chytrý, B. Jiménez-Alfaro, J. Pergl, S. Hennekens, I. Biurrun, I. Knollová, u. a. 2017. "Alien Plant Invasions in European Woodlands". *Diversity and Distributions* 23 (9):969–81.
- Walter, J., F. Essl, T. Englisch, und M. Kiehn. 2005. "Neophytes in Austria: habitat preferences and ecological effects". *Neobiota* 6:13–25.
- Weber, E. 2003. *Invasive Plant Species of The World: A Reference Guide to Environmental Weeds.* Wallingford: CAB International Publishing.
- Weber, E., und G. Jakobs. 2005. "Biological flora of central Europe: Solidago gigantea Aiton". *Flora Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 200 (2):109–18.
- Wiesbauer, H., Hrsg. 2008. "Die Steppe lebt. Felssteppen und Trockenrasen in Niederösterreich". Amt der Niederösterreichischen Landesregierung.
- Woitke, M., und H. Dietz. 2002. "Shifts in dominance of native and invasive plants in experimental patches of vegetation". *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 5 (3):165–84.
- ZAMG. 2016. "Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik". 2016. www.zamg.ac.at/cms/de/aktuell. [17.12.2016].
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, und C. S. Elphick. 2010. "A Protocol for Data Exploration to Avoid Common Statistical Problems". *Methods in Ecology and Evolution* 1 (1):3–14.

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Traisen Life+ Projekt. Plan des neuen Traisenabschnitt (in
Blau)(Lapin 2014)9
Abbildung 2: Kartierungspunkte in Google Earth (Quelle: Lichtenwöhrer 2015)
Abbildung 3: Prozentueller Anteil der einzelnen Biotoptypen an der gesamten
Untersuchungsfläche17
Abbildung 4: Vergleich der Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte
zwischen Flächen, die von einer heimischen, einer invasiven oder von
keiner Art dominiert werden29
Abbildung 5: Vergleich der Anzahl gefährdeter (=Rote Liste) Arten, sowie Anzahl
selten vorkommender Arten (=seltene Arten) zwischen Flächen, die von
heimischen, invasiven oder von keiner Art dominiert werden32
Abbildung 6: Zusammenhang des Deckungsgrades aller dominanter heimischer
Arten und aller invasiver Neophyten35
Abbildung 7: Zusammenhang des Deckungsgrades aller dominanter heimischer
Arten und aller invasiver Neophyten36
Abbildung 8: Einfluss der Nähe zu einem Gewässer (Ufernähe) auf den
Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten
Abbildung 9: Einfluss der Nähe zu einer Straße oder Forststraße (Weg) auf den
Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver Arten
Abbildung 10: Einfluss der Restaurationsaktivität auf den Deckungsgrad (DG)
heimisch dominanter und invasiver Arten (0= Keine Aktivität, 1 = Aktivität,
2= Hohe Aktivitäten)39
Abbildung 11: Einfluss der Nähe zu einem Gewässer (Ufernähe) auf die
Artenanzahl und die Diversiätsindizes41
Abbildung 12: Einfluss der Nähe zu einer Straße oder Forststraße (Weg) auf die
Artenanzahl und die Diversitätsindizes43
Abbildung 13: Einfluss der Restaurationsaktivität auf die Artenanzahl und die
Diversiätsindizes. (0= Keine Aktivität, 1 = Aktivität, 2= Hohe Aktivität) 44
Abbildung 14: Veränderung des gesamten Deckungsgrades zwischen den Jahren
2011 bis 2015
Abbildung 15: Veränderung der Artenanzahl, des Shannon-Index, Evenness und
Simpson-Index in den Jahren 2011 bis 2015
Abbildung 16: Änderung des Durchschnittlichen Deckungsgrades vier invasiver
Pflanzenarten in den Jahren 2011 bis 2015
Abbildung 17: Änderung des Durchschnittlichen Deckungsgrades sechs
heimischer dominanter Pflanzenarten in den Jahren 2011 bis 2015
Abbildung 18: Veränderung der Flächenanzahl, die von einer heimischen,
invasiven oder von keiner (ohne) Art dominiert (DG ≥40 %) werden,
zwischen den Jahren 2011 und 2015
Abbildung 19: Veränderung der Flächenanzahl vier invasiver Neophyten, auf
denen zumindest ein Individuum im jeweiligen Jahr entdeckt wurde 54
Abbildung 20: Veränderung der Flächenanzahl sechs dominanter heimischer
Arten, auf denen zumindest ein Individuum im jeweiligen Jahr entdeckt wurde54
wurue

Abbildung 21: Veranderung der Flachenanzahl vier invasiver Arten, auf denen
die Art einen Deckungsgrad von mindestens 40% erreicht hat55
Abbildung 22: Veränderung der Flächenanzahl sechs dominanter heimischer
Arten, auf denen die Art einen Deckungsgrad von mindestens 40% erreicht
hat55
Abbildung 23: Veränderung des gesamten Deckungsgrades zwischen der
Frühjahrs und Sommerkartierung 201556
Abbildung 24: Veränderung der Artenanzahl, des Shannon-Index, Evenness und
Simpson-Index zwischen Frühjahrs und Sommerkartierung 2015
Simpson mack zwischen Franjani's and Sommerkarder and 2013
9 Tabellenverzeichnis
Tabelle 1: Deckungsgradklassen nach Braun-Blanquet 1964, in Prozent und
ungefährer Mittelpunkt der Deckungsgradklassen in Prozent
(Lichtenwöhrer 2015)
Tabelle 2: Kategorisierung von Restaurationsaktivitäten, Straßennähe und
Gewässernähe nach Lapin 201412
Tabelle 3: Im Gebiet vorkommende Biotoptypen, der entsprechende FFH-Code
und die Quelle der Bestimmungsliteratur (verändert nach Lichtenwöhrer
2015)
Tabelle 4: Minimaler (=min), Maximaler (=max) Deckungsgrad und Artenanzahl,
so wie der Mittelwert (=MW) und Standardabweichung(=SA) in den
einzelnen Vegetationsschichten. Zusätzlich sind die Arten aufgeteilt auf
invasive, nicht-heimische, heimische und gefährdete Arten (Roteliste Arten
nach Niklfeld u. a. 1999)
Tabelle 5: Deckungsgrad und Artenanzahl in den Verschiedenen Biotoptypen in
der Krautschicht (KS)20
Tabelle 6: Deckungsgrad und Artenanzahl in den Verschiedenen Biotoptypen in
der Strauchschicht (StS)
Tabelle 7: Deckungsgrad und Artenanzahl in den Verschiedenen Biotoptypen in
der 1.Baumschicht (BS1)
Tabelle 8: Deckungsgrad und Artenanzahl in den Verschiedenen Biotoptypen in
der 2.Baumschicht (BS2)
Tabelle 9: P-Wert des Kruskal-Wallis-Test zum Prüfen auf Unterschiede im
Deckungsgrad und der Artenanzahl zwischen den Biotoptypen in den vier
Vegetationsschichten22
Tabelle 10: Mittelwert und Standardabweichung für die Diversitätsindizes in
allen Vegetationsschichten (Baustellenflächen nicht mit eingerechnet) 23
Tabelle 11: Alle dominanten Arten der Krautschicht (1= Flächenanzahl, auf
denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat) 24
Tabelle 12: Alle dominanten Arten der Strauchschicht (1= Flächenanzahl, auf
denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat)
Tabelle 13: Alle dominanten Arten der 1.Baumschicht (1= Flächenanzahl, auf
denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat)
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
Tabelle 14: Alle dominanten Arten der 2.Baumschicht (1= Flächenanzahl, auf
denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat) 26

Tabelle 15: Anzahl an Flächen, die von einer heimischen, von einer invasiven
oder von keiner (ohne) Art dominiert werden (DG ≥40 %; Flächen ohne
Vegetation wurden weggelassen (Baustelle n=10))26
Tabelle 16: Mittlerer Deckungsgrad dominanter Arten der Krautschicht in dem
jeweiligen Biotop, so wie der p-Wert des Kruskal-Wallis-Test für
Unterschiede zwischen den Biotoptypen27
Tabelle 17: Mittelwert und Standardabweichung der Diversitätsindizes der
Krautschicht in dem jeweiligen Biotop, so wie der p-Wert des Kruskal-
Wallis-Test für Unterschiede zwischen den Biotoptypen
Tabelle 18: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich der Artenanzahl und der
Diversitätsindizes-Werte zwischen Flächen, die von einer heimischen, einer
invasiven oder von keiner Art dominiert werden
Tabelle 19: Stärke des Zusammenhanges zwischen Deckungsgrad dominanter
Arten und Artenzahl, beziehungsweise Diversitätsindizes
Tabelle 20: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich der Anzahl gefährdeter Arten
(rote Liste), sowie selten vorkommende Arten zwischen Flächen, die von
einer heimischen, einer invasiven oder von keiner Art dominiert werden. 33
Tabelle 21: Anzahl seltener und rote Listen Arten der Krautschicht in dem
jeweiligen Biotop, so wie der p-Wert des Kruskal-Wallis-Test für
Unterschiede zwischen den Biotoptypen
Tabelle 22: Stärke des Zusammenhanges zwischen Deckungsgrad dominanter
Arten und gefährdeter Arten (Rote Liste), beziehungsweise seltener Arten
34
Tabelle 23: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe eines
Gewässers auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver
Arten
Tabelle 24: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe eines
Gewässers auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter und invasiver
Arten
Tabelle 25: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich des Einflusses der
Restaurationsaktivitäten auf den Deckungsgrad (DG) heimisch dominanter
und invasiver Arten
Tabelle 26: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe eines
Gewässers auf die Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte 42
Tabelle 27: Wilcoxon-Test zum Vergleich des Einflusses der Nähe zu einer
Straße auf die Artenanzahl und der Diversitätsindizes-Werte 42
Tabelle 28: Kruskal-Wallis-Test zum Vergleich des Einflusses der
Restaurationsaktivitäten auf die Artenanzahl und der Diversitätsindizes-
Werte45
Tabelle 29: Mittelwerte der Diversitätsindizes und des Deckungsgrades, so wie
deren Standardabweichung, niedrigster und höchster Wert in den Jahren
2011 bis 201548
Tabelle 30: Mittelwert des Deckungsgrades einzelner Pflanzenarten, so wie
Standardabweichung, niedrigster und höchster Wert in den Jahren 2011 bis
201549
Tabelle 31: Veränderung der Flächenanzahl, die von einer heimischen, invasiven
oder von keiner (ohne) Art dominiert (DG ≥40 %) werden, zwischen den
Jahren 2011 und 2015 52

Appendix

Tabelle Dominante Arten 2011: Alle dominanten Arten der Krautschicht im Jahr 2011 (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat).

DG (2011)		Flächen			-	ngsgrad in	n %
Pflanzenart (2011)	Herkunft	Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA
Solidago canadensis	neophyt	46	17	0	90	8,14	18,52
Impatiens glandulifera	neophyt	17	6	0	65	2,57	10,27
Impatiens parviflora	neophyt	37	4	0	65	2,52	8,35
Rudbeckia laciniata	neophyt	3	1	0	65	0,47	5,45
Senecio sarracenicus	heimisch	52	1	0	40	1,20	3,96
Salvia glutinosa	heimisch	98	25	0	65	11,50	14,90
Aegopodium podagraria	heimisch	86	9	0	65	6,56	11,67
Calamagrostis epigejos	heimisch	58	7	0	65	4,66	10,32
Urtica dioica	heimisch	70	4	0	90	3,62	9,79
Brachypodium pinnatum	heimisch	54	2	0	40	1,94	5,60
Phalaris arundinacea	heimisch	16	2	0	65	1,11	6,54
Paritaria offocinalis	heimisch	7	2	0	40	0,88	5,06
Agropyron repens	heimisch	7	1	0	40	0,61	3,84
Alnus incana	heimisch	23	1	0	90	1,14	7,71
Brachypodium sylvaticum	heimisch	44	1	0	40	1,80	4,86
Dactylis glomerata	heimisch	33	1	0	40	0,92	4,02
Galeopsis bifida	heimisch	13	1	0	65	0,67	5,60
Molinia caerulea	heimisch	14	1	0	65	0,76	5,63
Phragmites australis	heimisch	9	1	0	40	0,52	3,64
Populus alba	heimisch	7	1	0	40	0,45	3,60
Populus nigra	heimisch	2	1	0	40	0,32	3,38
Populus sp.	heimisch	6	1	0	40	0,47	3,62
Stachys arvensis	heimisch	4	1	0	40	0,30	3,36
Vinca minor	heimisch	2	1	0	40	0,39	3,58

Tabelle Dominante Arten 2012: Alle dominanten Arten der Krautschicht im Jahr 2012 (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat).

Pflanzenart (2012)	Herkunft	Flächenanzahl			Deckur	ıgsgrad ir	n %
Thanzenart (2012)		Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA
Solidago canadensis	neophyt	55	25	0	90	13,34	26,37
Impatiens parviflora	neophyt	58	12	0	90	7,99	19,61
Impatiens glandulifera	neophyt	21	7	0	90	3,66	13,92
Bunias orientalis	neophyt	6	1	0	40	0,64	3,99
Rudbeckia laciniata	neophyt	3	1	0	90	0,68	7,56
Senecio sarracenicus	heimisch	49	1	0	40	1,19	3,84
Salvia glutinosa	heimisch	95	13	0	65	8,75	13,52
Aegopodium podagraria	heimisch	83	11	0	65	7,10	12,32
Calamagrostis epigejos	heimisch	53	11	0	65	5,34	13,03
Eupatorium cannabinum	heimisch	70	3	0	40	2,67	6,52
Urtica dioica	heimisch	73	3	0	40	3,21	6,81
Phalaris arundinacea	heimisch	14	2	0	65	1,13	6,63
Phragmites australis	heimisch	10	2	0	40	0,64	4,74
Paritaria offocinalis	heimisch	7	2	0	40	0,88	5,06
Agropyron repens	heimisch	9	1	0	40	0,72	4,02
Alnus incana	heimisch	23	1	0	90	1,37	7,95
Brachypodium pinnatum	heimisch	52	1	0	40	1,76	4,62
Brachypodium sylvaticum	heimisch	40	1	0	40	1,71	4,86
Galeopsis bifida	heimisch	8	1	0	65	0,53	5,47
Molinia caerulea	heimisch	9	1	0	65	0,77	5,74
Populus alba	heimisch	5	1	0	40	0,37	3,40
Populus nigra	heimisch	2	1	0	40	0,32	3,39
Populus sp.	heimisch	6	1	0	40	0,47	3,62
Rubus fruticosus agg.	heimisch	29	1	0	40	0,99	3,95
Stachys arvensis	heimisch	5	1	0	40	0,30	3,36

Tabelle Dominante Arten 2013: Alle dominanten Arten der Krautschicht im Jahr 2013 (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat).

Pflanzenart (2013)	Herkunft	Flächenanzahl			Deckur	n %	
Thanzenart (2013)		Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA
Solidago canadensis	neophyt	58	27	0	90	16,69	31,63
Impatiens parviflora	neophyt	61	20	0	90	11,23	22,94
Bunias orientalis	neophyt	8	3	0	90	1,58	9,10
Impatiens glandulifera	neophyt	18	3	0	90	2,27	11,35
Robinia pseudacacia	neophyt	12	1	0	40	0,51	3,62
Rudbeckia laciniata	neophyt	4	1	0	90	0,71	7,57
Salvia glutinosa	heimisch	90	16	0	65	8,21	14,78
Aegopodium podagraria	heimisch	77	15	0	65	7,68	13,58
Calamagrostis epigejos	heimisch	52	9	0	65	4,68	12,99
Eupatorium cannabinum	heimisch	68	6	0	65	4,24	9,63
Paritaria offocinalis	heimisch	15	4	0	40	1,49	6,85
Brachypodium pinnatum	heimisch	49	3	0	65	2,34	7,78
Phragmites australis	heimisch	11	2	0	40	0,67	4,76
Senecio sarracenicus	heimisch	46	2	0	40	1,52	5,06
Urtica dioica	heimisch	64	2	0	40	2,24	5,72
Agropyron repens	heimisch	13	1	0	40	0,97	4,37
Arctium lappa	heimisch	4	1	0	40	0,30	3,36
Arrhenatherum elatius	heimisch	11	1	0	40	0,66	3,85
Equisetum arvense	heimisch	9	1	0	40	0,46	3,60
Galeopsis bifida	heimisch	5	1	0	65	0,51	5,47
Ligustrum vulgare	heimisch	22	1	0	40	0,51	3,43
Phalaris arundinacea	heimisch	12	1	0	40	0,64	3,83
Populus nigra	heimisch	2	1	0	40	0,32	3,39
Rubus fruticosus agg.	heimisch	31	1	0	65	1,13	5,72
Stachys arvensis	heimisch	4	1	0	40	0,40	3,58

Tabelle Dominante Arten 2014: Alle dominanten Arten der Krautschicht im Jahr 2014 (1= Flächenanzahl, auf denen die Pflanzenart einen DG von mindestens 40% erreicht hat).

Pflanzenart (2014)		Herkunft	Flächen	Flächenanzahl Deckungsgrad in				1 ⁰ / ₀
		HEIKUIII	Vorkommen	dominant1	min	max	MW	SA
	Solidago canadensis	neophyt	50	21	0	90	15,22	29,58
	Impatiens parviflora	neophyt	52	17	0	90	10,74	21,39
	Bunias orientalis	neophyt	10	3	0	65	1,83	9,45
	Impatiens glandulifera	neophyt	13	3	0	65	1,73	8,25
	Salvia glutinosa	heimisch	70	18	0	65	10,92	16,56
	Aegopodium podagraria	heimisch	67	7	0	65	6,60	12,15
	Calamagrostis epigejos	heimisch	49	4	0	65	4,16	10,54
	Eupatorium cannabinum	heimisch	52	3	0	40	2,90	7,13
	Paritaria offocinalis	heimisch	16	3	0	40	1,94	7,07
	Brachypodium sylvaticum	heimisch	28	2	0	40	2,02	6,12
	Urtica dioica	heimisch	58	2	0	65	2,65	7,77
	Brachypodium pinnatum	heimisch	43	1	0	40	2,28	5,37
	Dactylis glomerata	heimisch	30	1	0	40	0,82	3,89

Tabelle Artenliste: Alle Arten der Krautschicht, so wie die Kategorisierung nach invasiv (I), nicht heimische (N), heimische (H) oder gefährdete (Hs3= gefährdet, Hs2= stark gefährdet; nach Niklfeld u.a. 1999) Arten. Arten mit der Abkürzung sp. konnten nur auf Familienniveau, nicht aber Art-genau bestimmt werden; Arten mit der Abkürzung agg. sind Aggregat bzw. Kleinarten, die schwer auseinander zuhalten sind und zu einer Artengruppe zusammengefasst werden (Schreibweise der Pflanzennamen laut Fischer, Oswald, und Adler 2008).

Acer campestre	Н	Briza media	Н
Acer negundo	I	Bromus erectus	Н
Acer pseudoplatanus	Н	Bromus sterilis	Н
Acer sp.	Н	Bunias orientalis	ı
Achillea millefolium	Н	Calamagrostis epigejos	Н
Aconitum variegatum	Н	Calystegia sepium	Н
Aegopodium podagraria	Н	Campanula rotundifolia	Н
Agrostis sp.	Н	Campanula sp.	Н
Ailanthus altissima	ı	Capsella bursa-pastoris	Н
Ajuga reptans	Н	Cardamine impatiens	Н
Allium carinatum	Н	Carex acuta	Н
Allium ursinum	Н	Carex acutiformis	Н
Alnus incana	Н	Carex alba	Н
Alopecurus pratensis	Н	Carex flacca	Н
Amaranthus retroflexus	N	Carex pendula	Н
Ammi majus	N	Carex remota	Н
Anemone nemorosa	Н	Carex sp.	Н
Anthemis tinctoria	Н	Carlina vulgaris	Н
Arctium lappa	Н	Centaurea jacea	Н
Arrhenatherum elatius	Н	Centaurea scabiosa	Н
Artemisia absinthium	Н	Centaurea sp.	Н
Artemisia vulgaris	Н	Centaurea stoebe	Н
Arum maculatum	Н	Centaurium erythrea	Н
Asarum europaeum	Н	Centaurium sp.	Н
Astragalus glycyphyllos	Н	Chaerophyllum bulbosum	Н
Astrantia major	Н	Chelidonium majus	Н
Atriplex prostrata	Н	Chenopodium album	Н
Avenella flexuosa	Н	Chenopodium ficifolium	Н
Barbarea verna	Н	Chenopodium hybridum	Н
Barbarea vulgaris	Н	Chenopodium sp.	Н
Bothriochloa ischaemum	Н	Chenopodium strictum	Н
Brachypodium pinnatum	Н	Circaea lutetiana	Н
Brachypodium sp.	Н	Cirsium arvense	Н
Brachypodium sylvaticum	Н	Cirsium oleraceum	Н

Cirsium sp. H Euphorium cannabinum H Cirsium vulgare H Euphorbia amygdaloides H Clematis vitalba H Euphorbia cyparissias H Clinopodium acinos H Euphorbia esula H Colchicum autumnale H Euphorbia sp. H Conyza canadensis N Festuca pratensis H Cornus mas H Festuca sp. H Cornus sanguinea H Ficaria verna H Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Crataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus monogyna H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium odoratum H Datura stramonium N Galium sp. H Datura stramonium N Galium sylvaticum H Disacus fullonum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Geum urbanum H Echinochloa crus-galli H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Heracleum sp. H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus caninus H Hypericum perforatum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus repens H Hypericum sp. H Elymus sp. H Hypericum sp. H Elymus sp. H Impatiens glandulifera I Elymus sp. H Impatiens parviflora I Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra		1		1
Cirsium vulgare H Euphorbia amygdaloides H Clematis vitalba H Euphorbia cyparissias H Clinopodium acinos H Euphorbia esula H Colchicum autumnale H Euphorbia sp. H Conyza canadensis N Festuca pratensis H Cornus mas H Festuca sp. H Cornus sanguinea H Filipendula ulmaria H Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Corataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus laevigata H Galeopsis bifida H Crataegus sp. H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium sp. H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Dipsacus fullonum H Dipsacus fullonum H Dipsacus pilosus Hs3 Hellanthemum nummullarium H Dipsacus pilosus H H Dipsa	Cirsium palustre	Н	Erysimum cheiranthoides	Н
Clematis vitalba H Euphorbia cyparissias H Clinopodium acinos H Euphorbia esula H Colchicum autumnale H Euphorbia sp. H Conyza canadensis N Festuca pratensis H Cornus mas H Festuca sp. H Cornus sanguinea H Ficaria verna H Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Crataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus monogyna H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium rotundifolium H Datura stramonium N Galium sp. H Dianthus carthusiarnorum H Galium verum H Dipsacus fullonum H Geum urbanum H Dipsacus filix-mas H Heracleum sphondylium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus sp. H HHPacleum sp. H Elymus caninus H HHPacleum sp. H Elymus caninus H HHPacleum sp. H Elymus caninus H HHPacleum sphondylium H Elymus caninus H HHPacleum sphondylium H Elymus caninus H HHPacleum sp. H Elymus caninus HHPacleum sp. H Elymus ca	Cirsium sp.	Н	Eupatorium cannabinum	Н
Clinopodium acinos H Euphorbia esula H Colchicum autumnale H Euphorbia sp. H Conyza canadensis N Festuca pratensis H Cornus mas H Festuca sp. H Cornus sanguinea H Ficaria verna H Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Crataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus monogyna H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galium album H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium mollugo H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium sylvaticum H Deschampsia cespitosa H Galium verum H Dipsacus fullonum H Geum urbanum H Dipsacus fillonum H Geum urbanum H Dipsacus fillonum H Geum urbanum H Dipsacus fillonum H H Geum urbanum H Dipsacus fillonum H H Heracleum sphondylium H Echium vulgare H Humulus lupulus H Elymus caninus H Humulus lupulus H Elymus repens H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Equisetum arvense H Impatiens glandulifera I Equisetum palustre H Impatiens parviflora I	Cirsium vulgare	Н	Euphorbia amygdaloides	Н
Colchicum autumnale H Euphorbia sp. H Conyza canadensis N Festuca pratensis H Festuca sp. H Festuca sp. H Filipendula ulmaria H Fraxinus excelsior H Galeopsis bifida H Galium album H Galium mollugo H Galium mollugo H Galium sp. H Galium rotundifolium H Galium sp. H Galium sp. H Galium sp. H Galium sp. H H Galium sp. H H Galium verum H Dipsacus fullonum H H Geum urbanum H H H H H H H H H H H H H H H H H H H	Clematis vitalba	Н	Euphorbia cyparissias	Н
Conyza canadensis N Festuca pratensis H Cornus mas H Festuca sp. H Cornus sanguinea H Ficaria verna H Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Crataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus monogyna H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium and moralium H Cynoglossum sp. H Galium and moralium H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium sp. H Daucus carota H Galium sylvaticum H Duscus carota H Galium verum H Dipsacus fullonum H Gelium verum H Dipsacus fullonum H Gelechoma hederacea H Dipsacus filix-mas H Heracleum sphondylium H Echium vulgare H Humulus lupulus H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus repens H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Equisetum arvense H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Impatiens parviflora I	Clinopodium acinos	Н	Euphorbia esula	Н
Cornus mas H Festuca sp. H Cornus sanguinea H Ficaria verna H Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Crataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus monogyna H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium sp. H Daucus carota H Galium sylvaticum H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Geum urbanum H Dipsacus filix-mas H Heianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Elymus caninus H Heracleum sphondylium H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H HHypericum perforatum H Elymus repens H HHypericum sp. H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Impatiens noli-tangere H Erigeron annuus H Impatiens narganica N	Colchicum autumnale	Н	Euphorbia sp.	Н
Cornus sanguinea H Ficaria verna H Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Crataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus monogyna H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium rotundifolium H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium verum H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Gelechoma hederacea H Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echimorchloa crus-galli H Hieracium sp. H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus caninus H Hypericum perforatum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum palustre H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Impatiens parviflora	Conyza canadensis	N	Festuca pratensis	Н
Cornus sp. H Filipendula ulmaria H Crataegus laevigata H Fraxinus excelsior H Crataegus monogyna H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium rotundifolium H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium verum H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Gelechoma hederacea H Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum palustre H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens naira in Inpatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra	Cornus mas	Н	Festuca sp.	Н
Crataegus laevigataHFraxinus excelsiorHCrataegus monogynaHGaleobdolon montanumHCrataegus sp.HGaleopsis bifidaHCyclamen purpurascensHGalium albumHCynoglossum officinaleHGalium aparineHCynoglossum sp.HGalium mollugoHCyperus fuscusHs3Galium odoratumHDactylis glomerataHGalium rotundifoliumHDatura stramoniumNGalium sp.HDaucus carotaHGalium sylvaticumHDeschampsia cespitosaHGalium verumHDianthus carthusiarnorumHGeum urbanumHDipsacus fullonumHGlechoma hederaceaHDipsacus pilosusHs3Helianthemun nummullariumHDryopteris filix-masHHeracleum sphondyliumHEchinochloa crus-galliHHieracium sp.HElymus caninusHHypericum hirsutumHElymus hispidusHHypericum hirsutumHElymus repensHHypericum perforatumHElymus sp.HHypericum sp.HElymus sp.HImpatiens glanduliferaIEquisetum arvenseHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Cornus sanguinea	Н	Ficaria verna	Н
Crataegus monogyna H Galeobdolon montanum H Crataegus sp. H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium sp. H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium verum H Disacus carota H Galium verum H Dipsacus fullonum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Glechoma hederacea H Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Hypericum sp. H Equisetum arvense H Impatiens parviflora I Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Impatiens parviflora I	Cornus sp.	Н	Filipendula ulmaria	Н
Crataegus sp. H Galeopsis bifida H Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium sp. H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium verum H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Geum urbanum H Dipsacus filix-mas H H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Elymus caninus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Hypericum perforatum H Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Impatiens ngira N	Crataegus laevigata	Н	Fraxinus excelsior	Н
Cyclamen purpurascens H Galium album H Cynoglossum officinale H Galium aparine H Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Galium rotundifolium H Galium sp. H Galium sylvaticum H Galium sylvaticum H Galium verum H Geum urbanum H Glechoma hederacea H Dipsacus fullonum H Glechoma hederacea H Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Humulus lupulus H HElymus caninus H Hypericum hirsutum H Hypericum perforatum H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum perforatum H Hypericum sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens parviflora I Erigeron annuus	Crataegus monogyna	Н	Galeobdolon montanum	Н
Cynoglossum officinale Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium rotundifolium H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium verum H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Glechoma hederacea H Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus repens H Hypericum hirsutum H Elymus sp. H Elymus sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Elymus sp. H Hypericum sp. H Elymus sp. H Hypericum sp. H Elymus sp. H Elymus sp. H Hypericum sp. H Elymus sp. H Elymus sp. H Elymus sp. H Hypericum sp. H Elymus sp	Crataegus sp.	Н	Galeopsis bifida	Н
Cynoglossum sp. H Galium mollugo H Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium rotundifolium H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium sylvaticum H Deschampsia cespitosa H Galium verum H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Glechoma hederacea H Dipsacus filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Echium vulgare H Humulus lupulus H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus repens H Hypericum hirsutum H Elymus sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Cyclamen purpurascens	Н	Galium album	Н
Cyperus fuscus Hs3 Galium odoratum H Dactylis glomerata H Galium rotundifolium H Datura stramonium N Galium sp. H Daucus carota H Galium sylvaticum H Deschampsia cespitosa H Galium verum H Dianthus carthusiarnorum H Geum urbanum H Dipsacus fullonum H Glechoma hederacea H Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Echium vulgare H Humulus lupulus H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus repens H Hypericum hirsutum H Elymus sp. H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Equisetum arvense H Impatiens glandulifera I Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Iuglans nigra N	Cynoglossum officinale	Н	Galium aparine	Н
Dactylis glomerata H Galium rotundifolium H Datura stramonium N Galium sp. H Galium sylvaticum H Galium verum H Galium verum H Geum urbanum H Glechoma hederacea H Dipsacus fullonum H Glechoma hederacea H Heracleum sphondylium H Heracium sp. Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Humulus lupulus H Helymus caninus H Hyoscyamus niger H Hypericum hirsutum H Hypericum perforatum H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum perforatum H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Hypericum perforatum H Hypericum sp.	Cynoglossum sp.	Н	Galium mollugo	Н
Datura stramoniumNGalium sp.HDaucus carotaHGalium sylvaticumHDeschampsia cespitosaHGalium verumHDianthus carthusiarnorumHGeum urbanumHDipsacus fullonumHGlechoma hederaceaHDipsacus pilosusHs3Helianthemum nummullariumHDryopteris filix-masHHeracleum sphondyliumHEchinochloa crus-galliHHieracium sp.HEchium vulgareHHumulus lupulusHElymus caninusHHyoscyamus nigerHElymus hispidusHHypericum hirsutumHElymus repensHHypericum perforatumHElymus sp.HHypericum sp.HEpilobium sp.HImpatiens glanduliferaIEquisetum arvenseHImpatiens noli-tangereHEquisetum palustreHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Cyperus fuscus	Hs3	Galium odoratum	Н
Daucus carota H Galium sylvaticum H Deschampsia cespitosa H Galium verum H Geum urbanum H Glechoma hederacea H Dipsacus fullonum H Glechoma hederacea H Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Humulus lupulus H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Hypericum sp. H Elymus sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Dactylis glomerata	Н	Galium rotundifolium	Н
Deschampsia cespitosaHGalium verumHDianthus carthusiarnorumHGeum urbanumHDipsacus fullonumHGlechoma hederaceaHDipsacus pilosusHs3Helianthemum nummullariumHDryopteris filix-masHHeracleum sphondyliumHEchinochloa crus-galliHHieracium sp.HEchium vulgareHHumulus lupulusHElymus caninusHHyoscyamus nigerHElymus hispidusHHypericum hirsutumHElymus repensHHypericum perforatumHElymus sp.HHypericum sp.HEpilobium sp.HImpatiens glanduliferaIEquisetum arvenseHImpatiens noli-tangereHEquisetum palustreHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Datura stramonium	N	Galium sp.	Н
Dianthus carthusiarnorumHGeum urbanumHDipsacus fullonumHGlechoma hederaceaHDipsacus pilosusHs3Helianthemum nummullariumHDryopteris filix-masHHeracleum sphondyliumHEchinochloa crus-galliHHieracium sp.HEchium vulgareHHumulus lupulusHElymus caninusHHyoscyamus nigerHElymus hispidusHHypericum hirsutumHElymus repensHHypericum perforatumHElymus sp.HHypericum sp.HEpilobium sp.HImpatiens glanduliferaIEquisetum arvenseHImpatiens noli-tangereHEquisetum palustreHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Daucus carota	Н	Galium sylvaticum	Н
Dipsacus fullonumHGlechoma hederaceaHDipsacus pilosusHs3Helianthemum nummullariumHDryopteris filix-masHHeracleum sphondyliumHEchinochloa crus-galliHHieracium sp.HEchium vulgareHHumulus lupulusHElymus caninusHHyoscyamus nigerHElymus hispidusHHypericum hirsutumHElymus repensHHypericum perforatumHElymus sp.HHypericum sp.HEpilobium sp.HImpatiens glanduliferaIEquisetum arvenseHImpatiens noli-tangereHEquisetum palustreHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Deschampsia cespitosa	Н	Galium verum	Н
Dipsacus pilosus Hs3 Helianthemum nummullarium H Dryopteris filix-mas H Heracleum sphondylium H Echinochloa crus-galli H Hieracium sp. H Echium vulgare H Humulus lupulus H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus hispidus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus N	Dianthus carthusiarnorum	Н	Geum urbanum	Н
Dryopteris filix-masHHeracleum sphondyliumHEchinochloa crus-galliHHieracium sp.HEchium vulgareHHumulus lupulusHElymus caninusHHyoscyamus nigerHElymus hispidusHHypericum hirsutumHElymus repensHHypericum perforatumHElymus sp.HHypericum sp.HEpilobium sp.HImpatiens glanduliferaIEquisetum arvenseHImpatiens noli-tangereHEquisetum palustreHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Dipsacus fullonum	Н	Glechoma hederacea	Н
Echinochloa crus-galliHHieracium sp.HEchium vulgareHHumulus lupulusHElymus caninusHHyoscyamus nigerHElymus hispidusHHypericum hirsutumHElymus repensHHypericum perforatumHElymus sp.HHypericum sp.HEpilobium sp.HImpatiens glanduliferaIEquisetum arvenseHImpatiens noli-tangereHEquisetum palustreHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Dipsacus pilosus	Hs3	Helianthemum nummullarium	Н
Echium vulgare H Humulus lupulus H Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus hispidus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Dryopteris filix-mas	Н	Heracleum sphondylium	Н
Elymus caninus H Hyoscyamus niger H Elymus hispidus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Echinochloa crus-galli	Н	Hieracium sp.	Н
Elymus hispidus H Hypericum hirsutum H Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Echium vulgare	Н	Humulus lupulus	Н
Elymus repens H Hypericum perforatum H Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Elymus caninus	Н	Hyoscyamus niger	Н
Elymus sp. H Hypericum sp. H Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Elymus hispidus	Н	Hypericum hirsutum	Н
Epilobium sp. H Impatiens glandulifera I Equisetum arvense H Impatiens noli-tangere H Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Elymus repens	Н	Hypericum perforatum	Н
Equisetum arvenseHImpatiens noli-tangereHEquisetum palustreHImpatiens parvifloraIErigeron annuusHJuglans nigraN	Elymus sp.	Н	Hypericum sp.	Н
Equisetum palustre H Impatiens parviflora I Erigeron annuus H Juglans nigra N	Epilobium sp.	Н	Impatiens glandulifera	ı
Erigeron annuus H Juglans nigra N	Equisetum arvense	Н	Impatiens noli-tangere	Н
	Equisetum palustre	Н	Impatiens parviflora	I
Frugium compostro	Erigeron annuus	Н	Juglans nigra	N
Eryngiam campesire n Juncus ejjusus n	Eryngium campestre	Н	Juncus effusus	Н

Knautia arvensis	Н	Parthenocissus inserta	N
Lamium maculatum	Н	Persicaria dubia	Н
Lamium purpureum	Н	Persicaria lapathifolia	Н
Lapsana communis	Н	Persicaria sp.	Н
Leontodon sp.	Н	Phalaris arundinacea	Н
Leucanthemum vulgare	Н	Phleum nodosum	Н
Ligustrum vulgare	Н	Phleum pratense	Н
Linaria sp.	Н	Phragmites australis	Н
Linaria vulgare	Н	Physalis alkekengi	Н
Lithospermum officinale	Н	Picris hieracioides	Н
Lonicera xylosteum	Н	Plantago lanceolata	Н
Lotus corniculatus	Н	Plantago major	Н
Lycopus exaltatus	Н	Poa annua	Н
Lysimachia nummularia	Н	Poa nemoralis	Н
Lysimachia punctata	Н	Poa palustris	Н
Matricaria discoidea	Н	Poa pratensis	Н
Medicago lupulina	Н	Poa sp.	Н
Medicago sativa	Н	Poa trivialis	Н
Medicago sp.	Н	Polygonum sp.	Н
Melica nutans	Н	Populus alba	Н
Mentha aquatica	Н	Populus nigra	Н
Mentha longifolia	Н	Populus sp.	Н
Mentha sp.	Н	Potentilla reptans	Н
Mercurialis annua	Н	Primula elatior	Н
Microrrhinum minus	Н	Prunella vulgaris	Н
Molinia caerulea	Н	Prunus padus	Н
Nigella damascena	Н	Pulmonaria officinalis	Н
Odontites vulgaris	Н	Quercus robur	Н
Onopordum acanthium	Н	Ranunculus repens	Н
Origanum vulgare	Н	Ranunculus sp.	Н
Oxalis acetosella	Н	Reseda lutea	Н
Oxalis sp.	Н	Rhinanthus sp.	Н
Oxalis stricta	N	Robinia pseudacacia	ı
Panicum capillare	N	Rorippa palustris	Н
Panicum miliaceum	Н	Rorippa x anceps	Н
Papaver rhoeas	Н	Rubus caesius	Н
Parietaria officinalis	Н	Rubus fruticosus agg.	Н
Paris quadrifolia	Н	Rubus idaeus	Н

			1
Rumex acetosa	Н	Stellaria aquaticum	Н
Rumex obtusifolius	Н	Stellaria media	Н
Rumex salicifolius var.			
triangulivalvis	Н	Stellaria nemorum	Н
Salix alba	Н	Symphytum officinale	Н
Salix purpurea	Н	Tanacetum vulgare	Н
Salix triandra	H	Taraxacum officinale agg.	H
Salvia glutinosa	Н	Thalictrum flavum	Hs2
Salvia pratensis	Н	Thalictrum lucidum	Hs3
Salvia sp.	Н	Thlaspi arvense	Н
Sanguisorba minor	Н	Thymus pulegioides	Н
Saponaria officinalis	Н	Tragopogon pratensis	Н
Scabiosa sp.	Н	Trifolium campestre	Н
Scabiosa triandra	Н	Trifolium dubium	Н
Scilla vinodobensis	Н	Trifolium incarnatum	Н
Scrophularia nodosa	Н	Trifolium pratense	Н
Scutellaria galericulata	Н	Trifolium repens	Н
Securigera varia	Н	Trifolium sp.	Н
Sedum album	Н	Tripleurosperum sp.	Н
Senecio aquaticus	Hs3	Tussilago farfara	Н
Senecio jacobaea	Н	Typha latifolia	Н
Senecio sarracenicus	Hs3	Ulmus glabra	Н
Senecio sp.	Н	Urtica dioica	Н
Setaria pumila	Н	Valeriana officinalis	Н
Setaria viridis	Н	Verbascum densiflorum	Н
Silene dioica	Н	Verbascum nigrum	Н
Silene latifolia	Н	Verbascum sp.	Н
Silene sp.	Н	Verbascum thapsus	Н
Sinapis arvensis	Н	Verbena officinalis	Н
Sisymbrium alltissimum	Н	Veronica chamaedrys	Н
Solidago gigantea	I	Veronica prostrata	Н
Sonchus arvensis	Н	Vicia cracca	Н
Sonchus asper	Н	Vicia sativa	Н
Stachys arvensis	Н	Vicia sepium	Н
Stachys sp.	Н	Vicia sp.	Н
Stachys sylvatica	Н	Vinca minor	Н
Stellaria aquatica	Н		
•			

Abbildung Kartierungsbogen: Vorlage des Kartierungsbogens zur Erhebung der Daten im Untersuchungsgebiet (Verändert nach Lichtenwöhrer 2015).

Districts	Date & Name:
Plotname:	
Coordinates:	
	Key
Habitat type:	」
Manufaction Laurents of DC2 (Fig. 2004)	Road proximity
Vegetation Layer in % BS2 (5m-20m):	(1) Plot is directly influenced
BS1 (2m-5m):	1
StS (1m-2m):	
KS (0m-1m):	by a road or at least 2m away
Spatial Distribution Road proximity	The second secon
1 (on the road side)	Water body proximity (1) Near water or in max. 2m distance
0 (not on the road side)	
O (not on the road side)	(0) Not near by water, or at least
Water body proximity	2m away
1 (on the edge of water body)	0
0 (not on the edge of water body)	Braun Blanquet y) R (1-3 ind.)
o (not on the dage of mater bod	+ (<1%)
Cultivation int.	¬
2 low	1 (1-5%) 2 (5-25%)
3 intensive	3 (25-50%)
	4 (50-75%)
Restoration Activity 0 no activity	5 (75-100%)
Restoration Activity 0 no activity 1 influenced	Cultivation intensity
2 high activity	1No human disturbance
Z nigh activity	2Occasional land-use, human
	disturbance does not lead to
	massive habitat changes
	3Human disturbances,
	change of habitat characteristics
Anthropogenic	
influence:	
initiacities.	
Comments:	

Plotname

	Plant cover (Braun-Blanquet)			
2013	Species	2014	2015 Frühjahr	2015 Sommer