

Hydrochore Ausbreitung von Gefäßpflanzen entlang der Wandse in Hamburg¹

von Nikola Lenzewski, Katharina J. Schmidt, Jutta Krüger & Kai Jensen

Hydrochorous dispersal of vascular plants along the stream Wandse in Hamburg

The hydrochorous transport of vascular plants along the urban-rural gradient of the stream Wandse in Hamburg was analysed. For one week per month aquatic seed traps were installed at three study sites from October 2011 till March 2012. In the study period 280,902 propagules of 139 species and 103 additional taxa were recorded, with the two most common taxa *Alnus glutinosa* and *Betula spec.* (84 % of all trapped propagules). The number of propagules and the number of species differed significantly between the rural and suburban study site. In total, 8.9 % of the flora of Hamburg was recorded with the seed traps. Characteristic patterns of species composition at urban and rural sites were found for dispersal type and life form.

Der hydrochore Transport von Gefäßpflanzen wurde entlang des urban-ruralen-Gradienten der Wandse in Hamburg untersucht. Hierfür wurden für jeweils eine Woche pro Monat aquatische Diasporenfallen an drei Lokalitäten von Oktober 2011 bis März 2012 installiert. Im Untersuchungszeitraum konnten insgesamt 280.902 Diasporen von 139 Arten und 103 weiteren Taxa erfasst werden, wobei 84 % aller Diasporen von *Alnus glutinosa* und *Betula spec.* stammten. Die Anzahl Diasporen und Anzahl Arten unterschied sich signifikant zwischen der ruralen und suburbanen Lokalität. 8,9 % der Hamburger Farn- und Blütenpflanzen konnten insgesamt mit den Diasporenfallen erfasst werden. Charakteristische Muster der Artenverteilung auf die städtischen und ländlichen Lokalitäten fanden sich für den Ausbreitungstyp und die Lebensform.

1 Einleitung

Urbane Fließgewässer und ihre angrenzenden Uferbereiche sind wichtige Lebensräume in einer ansonsten stark überprägten Umgebung. Sie dienen als Ausbreitungskorridore für Tiere und Pflanzen (Endlicher 2012). Ein typisches urbanes Fließgewässer mit kleinem Gewässerquerschnitt ist in seinem Lauf begradigt und verkürzt sowie unnatürlich eingetieft und befestigt. Durch Wehre und Stauanlagen werden vorhandene Gefälle überwunden, und als Folge von teilweiser Überbauung und Verrohrung fließen die Gewässer in manchen Bereichen unter der Erdoberfläche (Schuhmacher 1993). Dieser technische Ausbau führt zu einem Habitatverlust und einer zunehmenden Isolation von

¹ Teilergebnisse einer Masterarbeit im Fachbereich Biologie, Arbeitsgruppe Angewandte Pflanzenökologie, der Universität Hamburg.

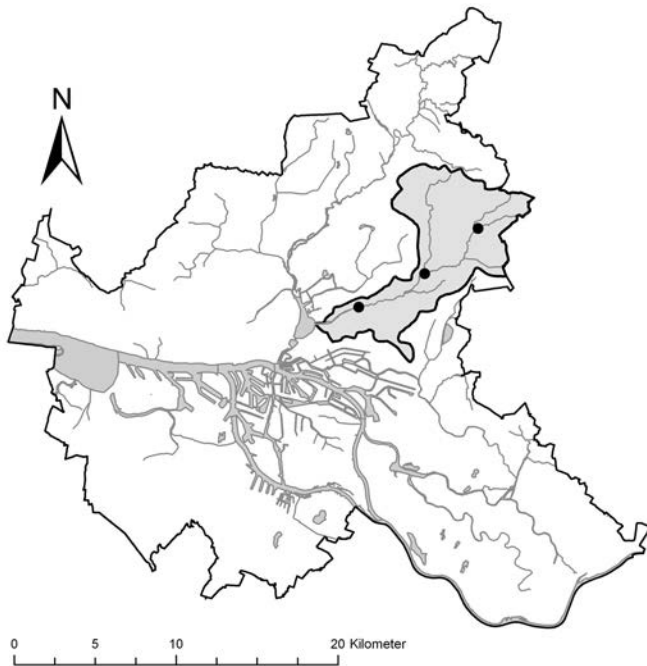


Abb. 1

Einzugsgebiet der Wandse auf Hamburger Stadtgebiet mit der Lage der drei Lokalitäten entlang der Wandse.

Rural (1): 53° 61' 72" N / 10° 16' 95" O, **suburban (2):** 53° 59' 25" N / 10° 11' 92" O, **urban (3):** 53° 57' 45" N / 10° 05' 73" O.

Lebensräumen und Populationen (Endlicher 2012), obwohl städtische Fließgewässer und ihre Uferbereiche wichtige Verbindungselemente im Biotopverbundsystem sind.

In dieser Untersuchung wurde der hydrochore Transport generativer Diasporen von Gefäßpflanzen, also die Ausbreitung von Pflanzensamen und -früchten durch Wasser, entlang eines urbanen Fließgewässers in Hamburg von Oktober 2011 bis März 2012 analysiert. An drei Lokalitäten der Wandse, welche einen urban-ruralen-Gradienten abbilden, wurden die räumliche Variabilität transportierter Diasporen erfasst und Muster in der Artenzusammensetzung zwischen städtischen und ländlichen Lokalitäten analysiert. Die Ergebnisse sind im Hinblick auf die Wasserrahmenrichtlinie und den Biotopverbund von Bedeutung, da sie Hintergrundwissen zum Ausbreitungsvermögen von Hydrophyten und terrestrischen Pflanzenarten in einem urbanen Fließgewässer liefern.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsobjekt und Lokalitäten

Die Wandse ist ein Tieflandbach mit kiesigem Untergrund im Hamburger Osten (Abb.1). Sie entspringt in Schleswig-Holstein im Kreis Stormarn und mündet nach 21 km als Nebengewässer der Alster in die Außenalster. Die Wandse gilt als erheblich veränderter Wasserkörper, wobei ihr Verlauf gewunden und zum Teil begradigt und eingetieft ist. Die Talform ist flach, das Gewässer hat ein mittleres Gefälle und ist an mehreren Stellen in Form von Mühlenteichen und Regenrückhaltebecken aufgestaut (Freie und Hansestadt Hamburg 2004; HafenCity Universität Hamburg 2012).

Für die Erfassung des hydrochoren Diasporentransports wurden drei Lokalitäten nach ihrer Lage auf einem urban-ruralen Gradienten sowie nach Bebauungszustand ausgewählt (Abb. 1), wobei die rurale und suburbane Lokalität 5,8 km und die suburbane und urbane Lokalität 5,5 km voneinander entfernt sind. Die rurale Lokalität liegt am Stadtrand von Hamburg im Naturschutzgebiet Stellmoorer Tunneltal im Stadtteil Rahlstedt. Die suburbane Lokalität befindet sich kurz vor der Mündung der Berner Au in die Wandse im Stadtteil Tonndorf, während die urbane Lokalität hinter dem Mühlenteich im Stadtteil Eilbek liegt.

2.2 Versuchsdesign und Probennahme

Aquatische Diasporenfallen (ca. 60 cm x 16 cm) wurden nach Vogt et al. (2004) gebaut. Sie bestehen aus zwei Kunststoffringen (16 und 7 cm Ø), welche durch einen Kunststoffgaze-Schlauch mit 0,5 mm Maschenweite miteinander verbunden sind. An dem kleineren Ring befindet sich ein Endstück aus Kunststoffgaze mit einer Maschenweite von 0,15 mm, mit welchem kleinste Diasporen, z.B. solche von *Juncus*-Arten, aufgefangen werden können (Ter Heerd et al. 1996). Die Fallen können mit zwei Seilen, welche an dem größeren Kunststoffring befestigt sind, installiert und nach einer Probennahme in ihre Einzelteile zerlegt und unter fließendem Wasser abgespült werden.

Von Oktober 2011 bis März 2012 wurden insgesamt neun Diasporenfallen für jeweils eine Woche pro Monat an den drei Lokalitäten installiert, wobei an der ruralen zwei, an der suburbanen drei und an der urbanen Lokalität vier Fallen ausgebracht wurden. Die Anzahl der Fallen wurde so ausgewählt, dass an allen drei Lokalitäten die Fallen in gleichmäßigen Abständen über die Breite der Wandse verteilt waren. Die Befestigung erfolgte mit Angelschnur bzw. Seilen an den Fußgängerbrücken, so dass die Fallen an der Wasseroberfläche und verdeckt unter den Brücken lagen (Abb. 2). Die Lokalitäten wurden täglich aufgesucht, um die Position der Fallen zu kontrollieren und gegebenenfalls die Fallen neu auszurichten. Waren die Fallen vor Ablauf der Probennahme bereits mit ausreichendem Diasporenmaterial gefüllt, erfolgte eine zwischen-



Abb. 2
Installierte Diasporenfallen im März 2012 an der ruralen Lokalität.

zeitliche Probenentnahme, wobei das Diasporenmaterial bis zum Ende der Probenentnahme dunkel bei 7 °C gelagert wurde.

2.3 Probenaufbereitung und Diasporenbestimmung

Die Diasporenfallen und die Teilproben wurden zunächst über einem Analysensieb (0,15 mm) unter fließendem Wasser ausgespült. Große vegetative Pflanzenteile wurden per Hand aus dem Probenmaterial aussortiert, welches anschließend mehrere Tage bei 30 °C getrocknet wurde. Das Probenmaterial wurde mit Hilfe eines Schlitzsiebs sowie unterschiedlich weiten Analysensieben in kleinere Teilproben aufgetrennt. Anschließend wurden die Diasporen unter einem Binokular untersucht. Für alle generativen Diasporen von Gefäßpflanzen wurde die Art bestimmt und deren Anzahl gezählt. Kleine Diasporenbruchstücke und vegetative Diasporenteile wurden nicht berücksichtigt. Da eine eindeutige Zuordnung von Diasporen zu *Betula pendula* und *Betula pubescens* nur schwer möglich war, wurden diese zu *Betula spec.* zusammengefasst. In großen Proben wurde die Diasporenmenge für *Alnus glutinosa*, *Betula spec.*,

Lycopus europaeus und *Urtica dioica* in einer kleinen, definierten Teilprobe ausgezählt und über das Gewicht auf die Gesamtprobe hochgerechnet. Die Bestimmung der Arten erfolgte mit einer Diasporenvergleichssammlung der Arbeitsgruppe Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg, dem „Zadenatlas der niederländischen Flora“ (Beijerinck 1947) und dem „Digital Seed Atlas of the Netherlands“ (2012). Die Verbreitung der identifizierten Arten im Gebiet wurde mit dem Hamburger Pflanzenatlas (Poppendieck et al. 2010) kontrolliert. Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach Rothmaler (2011), wobei die Zuordnung einzelner Arten zu Aggregaten nach Poppendieck et al. (2010) erfolgte.

2.4 Statistische Auswertung

Die Daten der einzelnen Diasporenfallen der Lokalitäten wurden für die Untersuchungsmonate zusammengefasst. Auf Grund von Vandalismus bzw. schlechten Witterungsbedingungen konnten im Monat Januar die Daten einer suburbanen und einer urbanen Diasporenfälle sowie im Monat Dezember die Daten für die gesamte urbane Lokalität nicht erhoben werden.

Um zu untersuchen, ob es Unterschiede im hydrochoren Diasporentransport zwischen den Lokalitäten gibt, wurden aus den Diasporendaten die Summen der Anzahl Diasporen und Anzahl Arten für die drei Lokalitäten berechnet. Diese abhängigen Variablen wurden mit Hilfe von einfaktoriellen ANOVAs auf Unterschiede zwischen den Lokalitäten untersucht, wobei die Anzahl Diasporen zunächst Logarithmus-transformiert werden musste. Im Anschluss wurde als Post-Hoc-Test jeweils ein HSD-Test für ungleiche n auf Grund fehlender Werte für den Monat Dezember durchgeführt.

Der Anteil aller gefundenen Arten an der für Hamburg gefundenen Gesamtartenzahl der Farn- und Blütenpflanzen (1546 Arten; Poppendieck et al. 2010) wurde berechnet. Den erfassten Arten wurden die Pflanzenmerkmale Lebensform (Ellenberg et al. 1992), Ausbreitungstyp (FloraWeb 2012) und Gefährdung (Poppendieck et al. 2010)

Tab. 1 Übersicht der untersuchten Pflanzenmerkmale mit den jeweiligen Kategorien. In Klammern: Kürzel, die in den nachfolgenden Abbildungen verwendet werden.

Ausbreitungstypen (FloraWeb 2012)	Lebensformtypen (Ellenberg et al. 1992)	Gefährdungsklassen (Poppendieck et al. 2010)
Anemochorie	Hydrophyt (A)	vom Aussterben bedroht (1)
Anthropochorie	krautiger Chamaephyt (C)	stark gefährdet (2)
Autochorie	Geophyt (G)	gefährdet (3)
Hydrochorie	Hemikryptophyt (H)	extrem selten und Vorwarnliste (R+V)
Zoochorie	Nanophanerophyt (N)	Daten unzureichend (D)
	Phanerophyt (P)	nicht bewertet (nb)
	Therophyt (T)	ungefährdet (*)
	holziger Chamaephyt (Z)	

zugeordnet (Tab. 1). Für die Lebensform wurden Angaben zu Epiphytismus und Parasitismus nicht berücksichtigt. Die Ausbreitungstypen Epizoochorie, Endozoochorie, Myrmeochorie und Zoochorie wurden zu Zoochorie und die Gefährdungskategorien „extrem selten“ (R) und „Vorwarnliste“ (V) wurden in einer gemeinsamen Kategorie zusammengefasst.

Der Anteil Arten einer Merkmalskategorie wurde pro Lokalität berechnet. Für die Berechnung des Grundwerts wurden auch Arten, für die keine Daten zum jeweiligen Merkmal vorlagen, berücksichtigt. Um zu untersuchen, ob es Unterschiede im Anteil Arten [%] zwischen den Merkmalen und Lokalitäten gibt, wurden Generalisierte Lineare Modelle (GLM) mit transformierten Daten (Wert+1) berechnet. Für die Berechnung der GLMs wurde das Design einer mehrfaktoriellen ANOVA mit den Faktoren „Lokalität“ und „Merkmal“ mit einer Gamma-Verteilung und einer Log-Link-Funktion angewandt.

3 Ergebnisse

3.1 Räumliche Variabilität

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 280.902 Diasporen von 139 Arten und 103 weiteren Taxa erfasst (Tab. 2). Die fünf häufigsten Taxa (*Alnus glutinosa*, *Betula spec.*, *Urtica dioica*, *Lycopus europaeus* und *Ranunculus sceleratus*) machten 95 % (266.098 Diasporen) aller gesammelten Diasporen aus, wovon bereits 84 % (235.170 Diasporen) aller Diasporen zu den zwei häufigsten Taxa (*Alnus glutinosa* und *Betula spec.*) gehörten. Alle anderen Taxa stellten jeweils weniger als 1 % (insgesamt 14.804 Diasporen) an der Gesamtanzahl Diasporen dar.

Insgesamt wurden während sechs Probennahmen an der ruralen Lokalität 21.988 Diasporen von 29 Arten, an der suburbanen Lokalität 205.465 Diasporen von 121 Arten und an der urbanen Lokalität 53.449 Diasporen von 91 Arten erfasst. Die Anzahl Diasporen der ruralen Lokalität (3.665 ± 1.537) war signifikant niedriger als die Anzahl Diasporen der suburbanen Lokalität (34.244 ± 17.835). Die urbane Lokalität (10.690 ± 5.227) unterschied sich nicht signifikant von den anderen beiden Lokalitäten (Abb. 3; ANOVA: $F = 3,85$; $p < 0,05$; HSD-Test für ungleiche n). Die erfasste Anzahl Arten war an der ruralen Lokalität (12 ± 3) signifikant niedriger als an der suburbanen (55 ± 10) und urbanen Lokalität (44 ± 8 ; Abb. 3; ANOVA: $F = 8,49$; $p < 0,01$; HSD-Test für ungleiche n).

Tab. 2 Liste aller in der Untersuchung aus den Diasporen bestimmten Arten sowie ihre Häufigkeit entlang der Lokalitäten.

Taxa	Anzahl Diasporen			
	rural	suburban	urban	gesamt
<i>Acer campestre</i>		42	66	108
<i>Acer negundo</i>		3	1	4
<i>Acer platanoides</i>		28	284	312
<i>Acer pseudoplatanus</i>		467	938	1405
<i>Aegopodium podagraria</i>		2		2
<i>Aethusa cynapium</i>		1		1
<i>Ajuga reptans</i>		6	2	8
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		217	47	264
<i>Alliaria petiolata</i>		7	1	8
<i>Alnus glutinosa</i>	19749	89498	16925	126172
<i>Alnus incana</i>	15	880	205	1100
<i>Alopecurus pratensis</i>	1	3	1	5
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>		1		1
<i>Angelica sylvestris</i>		8	3	11
<i>Antirrhinum majus</i>		1		1
<i>Arctium lappa</i>			3	3
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		1		1
<i>Berula erecta</i>	65	55	14	134
<i>Bidens cernuus</i>	1		40	41
<i>Bidens frondosus</i>		37	28	65
<i>Bidens tripartitus</i>	1	16	21	38
<i>Bryonia dioica</i>			1	1
<i>Calendula officinalis</i>			1	1
<i>Caltha palustris</i>		3		3
<i>Calystegia sepium</i>		2		2
<i>Cannabis sativa</i>		1		1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		2		2
<i>Carex acuta</i>		2		2
<i>Carex acutiformis</i>	23	7	10	40
<i>Carex canescens</i>	2		2	4
<i>Carex elata</i>		1	3	4
<i>Carex hirta</i>	9		1	10
<i>Carex leporina</i>			2	2
<i>Carex paniculata</i>	9	95	9	113
<i>Carex pseudocyperus</i>		7	9	16
<i>Carex remota</i>		189	38	227
<i>Carex riparia</i>			1	1
<i>Carpinus betulus</i>	37	52	412	501

(Fortsetzung
nächste Seite)

Tab. 2 (Fortsetzung 1)

Taxa	Anzahl Diasporen			
	rural	suburban	urban	gesamt
Chaerophyllum temulum			4	4
Chelidonium majus		1	1	2
Cicuta virosa		1		1
Clematis viticella		1		1
Clinopodium vulgare		1		1
Cornus sanguinea		3		3
Cornus sericea			1	1
Crataegus monogyna		18	11	29
Dactylis glomerata		38	3	41
Datura stramonium		1	1	2
Deschampsia cespitosa	4	8		12
Digitaria sanguinalis		1		1
Echinochloa crus-galli		1		1
Elymus repens		6	10	16
Euphorbia peplus		1		1
Fagus sylvatica		21	9	30
Fallopia convolvulus		3		3
Festuca gigantea		12		12
Filipendula ulmaria	33	184	102	319
Fumaria officinalis			1	1
Galinsoga parviflora		1	1	2
Geum rivale		1		1
Geum urbanum		5		5
Glechoma hederacea		2		2
Glyceria fluitans		2		2
Glyceria maxima	3	6	14	23
Helianthus annuus		2	3	5
Heracleum mantegazzianum		2		2
Heracleum sphondylium		8		8
Hordeum murinum			1	1
Humulus lupulus		18	23	41
Ilex aquifolium		1	4	5
Impatiens glandulifera		1		1
Iris pseudacorus	2	41	13	56
Isolepis setacea	1	6		7
Laburnum anagyroides		1		1
Lapsana communis		3	1	4
Larix decidua		5		5

(Fortsetzung
nächste Seite)

Tab. 2 (Fortsetzung 2)

Taxa	Anzahl Diasporen			
	rural	suburban	urban	gesamt
Lepidium didymum		1		1
Levisticum officinale		3		3
Linum usitatissimum			2	2
Lycopus europaeus	763	8705	3514	12982
Lychnis flos-cuculi		32		32
Lythrum hyssopifolia		1		1
Matricaria discoidea		1		1
Matricaria chamomilla		1		1
Medicago x varia			1	1
Mentha arvensis	22	88	66	176
Menyanthes trifoliata	12	10	3	25
Milium effusum		1		1
Moehringia trinervia		6		6
Montia fontana		4	1	5
Nicandra physalodes		1		1
Oenanthe aquatica		1		1
Papaver somniferum			9	9
Persicaria hydropiper		40	1	41
Persicaria lapathifolia		11	2	13
Phalaris arundinacea	366	431	166	963
Phragmites australis	3	2	24	29
Plantago major		7	3	10
Platanus x hispanica		51	889	940
Poa annua		6	1	7
Poa nemoralis		5	1	6
Poa pratensis		2	3	5
Poa trivialis	26	107	20	153
Polygonum aviculare agg.		126	21	147
Potentilla anserina		2		2
Prunella vulgaris		1		1
Prunus domestica		2	1	3
Prunus padus		11	9	20
Prunus spinosa			1	1
Pterocarya fraxinifolia		22	1200	1222
Ranunculus aquatilis agg.		3		3
Ranunculus flammula		3		3
Ranunculus sceleratus	5	2014	408	2427
Rorippa palustris	1	97	23	121

(Fortsetzung
nächste Seite)

Tab. 2 (Fortsetzung 3)

Taxa	Anzahl Diasporen			
	rural	suburban	urban	gesamt
Rumex acetosella		23	1	24
Rumex conglomeratus		19	6	25
Rumex crispus	3	2	2	7
Rumex hydrolapathum		3	1	4
Rumex obtusifolius		49	25	74
Rumex sanguineus		10	18	28
Sambucus nigra		350	63	413
Saponaria officinalis		1	2	3
Schoenoplectus lacustris		34	11	45
Scirpus sylvaticus	11	46		57
Scutellaria galericulata	3	6	2	11
Sesamum indicum L.			12	12
Sisymbrium officinale		2	2	4
Sonchus asper		4	3	7
Sonchus oleraceus		8	3	11
Stellaria alsine		13	1	14
Stellaria graminea		1		1
Stellaria media		40	8	48
Stellaria nemorum		24		24
Symphoricarpos albus		2	11	13
Taraxacum sect. Ruderalia		14	5	19
Taxus baccata			2	2
Trifolium dubium		1		1
Urtica dioica	174	16716	1056	17946
Valeriana officinalis agg.	9	20	4	33
weitere Taxa	635	84239	26571	111445
davon Betula spec.	596	82518	25884	108998
Gesamt	21988	205465	53449	280902

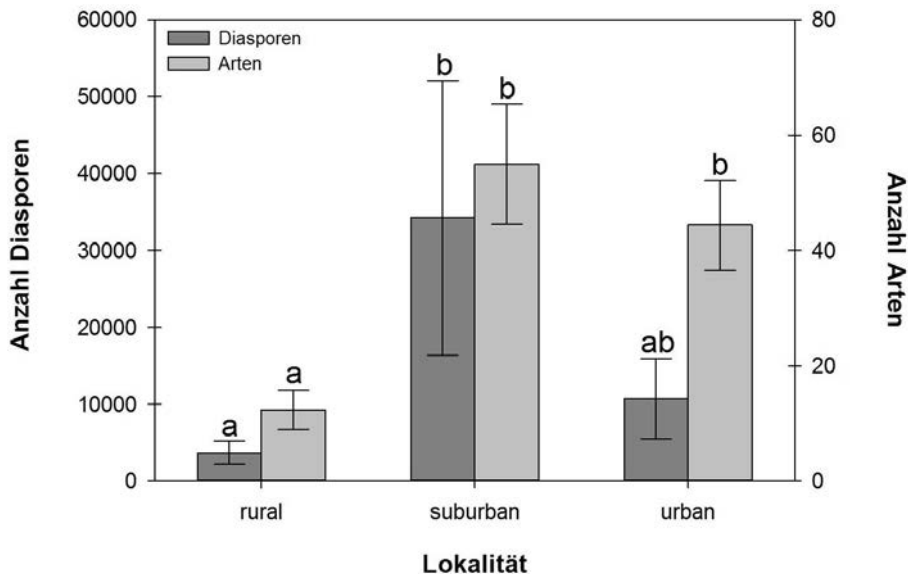


Abb. 3

Räumliche Variabilität der Anzahl gefangener Diasporen (dunkelgrau) und erfassten Arten (hellgrau). Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant unterschiedliche Gruppen, wobei die Anzahl Diasporen und die Anzahl Arten getrennt untersucht wurden. Die sechs Untersuchungsmonate wurden als Replikate behandelt, für die urbane Lokalität konnten auf Grund fehlender Daten im Monat Dezember nur fünf Replikate einbezogen werden.

3.2 Artendiversität

Mit 137 Arten (Tab. 2) konnten 8,9 % der insgesamt in Hamburg vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen mit den Diasporenfallen gefangen werden. Die ebenfalls erfassten Zier- bzw. Kulturpflanzen *Clematis viticella* und *Sesamum indicum* werden nicht zur Hamburger Flora gezählt. Ein Großteil der gefundenen Arten sind typische Vertreter der städtischen Ruderalflora. Ebenfalls recht häufig sind Arten feuchter und nasser Standorte sowie Arten, die als Straßen- und Parkgehölze Verwendung finden. Des Weiteren konnten einige Zier- und Kulturpflanzen identifiziert werden.

Die meisten Arten sind der Ausbreitungskategorie „Zoochorie“ (69,8 %) zugeordnet, gefolgt von der Kategorie „Anemochorie“ mit 56,8 %. Die erfassten Gehölze und Gräser gehören fast ausschließlich in diese beiden Kategorien. 21,6 % aller Arten lassen sich der Kategorie „Autochorie“ zuordnen. Die Arten der Kategorie „Hydrochorie“ (20,1 %) sind Arten nasser Standorte wie *Iris pseudacorus* oder *Persicaria lapathifolia*. Am wenigsten Arten mit 7,2 % gehören der Kategorie „Anthropochorie“ an, wobei hier auffallend viele Neophyten wie *Ambrosia artemisiifolia* oder *Heracleum mantegazzianum* zu finden waren. Die rurale Lokalität wies mehr Arten der Kategorie

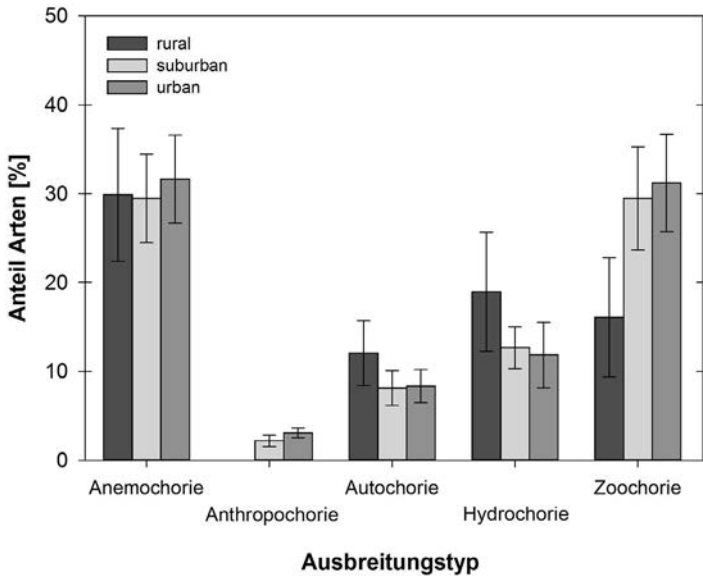


Abb. 4
Anteil Arten [%] der Ausbreitungstypen für die drei Lokalitäten.

„Autochorie“ und „Hydrochorie“ auf als die anderen beiden Lokalitäten. Der Anteil Arten der Kategorie „Zoochorie“ und „Anthropochorie“ war hier deutlich geringer. Der Anteil Arten [%] unterschied sich höchst signifikant zwischen den Ausbreitungstypen (GLM: $\chi^2 = 75,16$; $p < 0,001$) und auch in der Interaktion Ausbreitungstyp*Lokalität lagen signifikante Unterschiede vor (GLM: $\chi^2 = 18,52$; $p < 0,05$; Abb. 4).

Die meisten Arten gehörten den Lebensformen Hemikryptophyten (48,9 %) und Therophyten (28,1 %) an. 12,2 % aller Arten waren jeweils Hydrophyten und Geophyten und 9,4 % waren Phanerophyten. Die wenigsten Arten waren Nanophanerophyten (3,6 %) und krautige Chamaephyten (1,4 %). Während die rurale Lokalität die meisten Hydrophyten, krautigen Chamaephyten, Geophyten und Hemikryptophyten aufwies, fanden sich an der suburbanen Lokalität die meisten Therophyten und an der urbanen Lokalität die meisten holzigen Arten (Nanophanerophyten und Phanerophyten). Der Anteil Arten [%] unterschied sich höchst signifikant zwischen den Lebensformen (GLM: $\chi^2 = 108,80$; $p < 0,001$) und auch in der Interaktion Lebensform*Lokalität lagen hoch signifikante Unterschiede vor (GLM: $\chi^2 = 32,40$; $p < 0,01$; Abb. 5).

Bezüglich ihres Status in der Roten Liste waren 87,1 % der Arten ungefährdet (*, nb, D) und 11,5 % gefährdet (1, 2, 3, R+V). Die meisten gefährdeten Arten fanden sich mit 3,6 % in der Kategorie R+V (extrem selten und Vorwarnliste), gefolgt von den Kategorien 2 (stark gefährdet) und 3 (gefährdet) mit jeweils 2,9 % aller Arten. Die wenigsten Artenanteile [%] wurden in der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) mit 2,1 % gefunden. An allen drei Lokalitäten wurden gefährdete Arten gefunden, wobei an

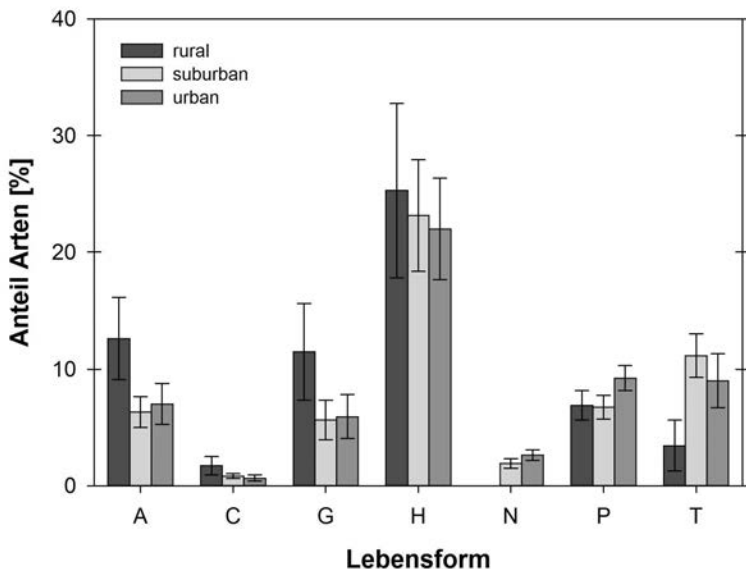


Abb. 5

Anteil Arten [%] der Lebensformen für die drei Lokalitäten. A = Hydrophyt, C = krautiger Chamaephyt, G = Geophyt, H = Hemikryptophyt, N = Nanophanerophyt, P = Phanerophyt, T = Therophyt.

der ruralen Lokalität keine vom Aussterben bedrohte Art und mehr gefährdete Arten als an den anderen beiden Lokalitäten gefunden wurden. Die Artenanteile waren generell an allen drei Lokalitäten sehr niedrig. Unter den gefährdeten Arten fanden sich zum Großteil Arten feuchter und nasser Standorte, wie z.B. *Cicuta virosa*, *Montia fontana* oder *Menyanthes trifoliata*. Der Anteil Arten [%] unterschied sich höchst signifikant zwischen den Gefährdungskategorien (GLM: $\chi^2 = 18,61$; $p < 0,001$; Abb. 6).

4 Diskussion

4.1 Räumliche Variabilität

Die in der Untersuchung erfasste Anzahl Diasporen und Anzahl Arten war an der ruralen Lokalität signifikant niedriger als an der suburbanen Lokalität. In einer Vielzahl von Untersuchungen wurde der Einfluss des hydrologischen Regimes auf den hydrochoren Diasporentransport untersucht. Mit zunehmenden Abfluss eines Fließgewässers steigt sowohl die Anzahl transportierter Diasporen als auch die Anzahl transportierter Arten (Boedeltje et al. 2004). Auch mit steigendem Wasserstand erhöhen sich die Anzahl transportierter Diasporen und Arten (Schneider & Sharitz 1988) sowie die Menge

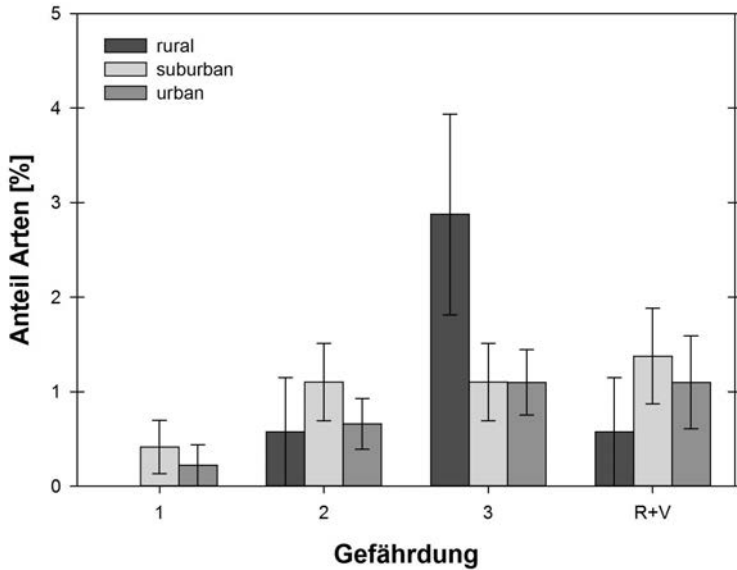


Abb. 6

Anteil Arten [%] der Gefährdungskategorien für die drei Lokalitäten. 1=vom Aussterben bedroht, 2=stark gefährdet, 3=gefährdet, R=extrem selten, V=Vorwarnliste. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler. Die sechs Untersuchungsmonate wurden als Replikate behandelt, für die urbane Lokalität konnten auf Grund fehlender Daten im Monat Dezember nur fünf Replikate einbezogen werden.

transportierter Pflanzenstreu (Andersson & Nilsson 2002). Die Strömungsgeschwindigkeit in m/s während der vorliegenden Untersuchung war an der ruralen Lokalität signifikant niedriger als an den anderen beiden Lokalitäten (nicht dargestellt), was ein Grund für die niedrige Anzahl transportierter Diasporen und Anzahl erfasster Arten sein könnte.

Das Spektrum der im Gebiet vorhandenen Pflanzenarten mit jeweils artspezifischen Eigenschaften bestimmt die Menge und Zusammensetzung der hydrochor ausgebreiteten Diasporen. Hierbei spielt eine hohe Diasporenproduktion pro Pflanze eine wichtige Rolle, ebenso wie die Höhe der Pflanze und die Entfernung ihres Wuchsortes zum Wasser (Boedeltje et al. 2003; Soomers et al. 2011). Diese Faktoren sowie eine hohe Abundanz einer Art in der umliegenden Vegetation (Boedeltje et al. 2003) erhöhen die Wahrscheinlichkeit, dass vermehrt Diasporen das Wasser erreichen und mit diesem ausgebreitet werden können. In dieser Untersuchung stammten 84 % aller gefangenen Diasporen von den Phanerophyten *Alnus glutinosa* und *Betula pendula* bzw. *Betula pubescens*. Diese drei Arten kommen entlang der Wandse sehr häufig vor (Poppendieck et al. 2010), haben eine sehr hohe Diasporenproduktion pro Pflanze und erreichen Höhen von bis zu 12 m oder mehr. Zudem wächst *Alnus glutinosa* häufig direkt an Ufern von Gewässern (McVean 1953; Atkinson 1992). Sowohl *Alnus glutinosa* als auch *Betula spec.* wurden in anderen Untersuchungen ebenfalls als dominante Taxa in

der Vegetation und im hydrochoren Diasporetransport identifiziert (Andersson & Nilsson 2002; Vogt et al. 2004).

4.2 Artendiversität

Die meisten der in den Diasporenfallen gefundenen Arten können auf natürliche Vorkommen oder Anpflanzungen zurückgeführt werden. Manche Arten könnten sich aus den Abfällen von Gärten und Parks ausgebreitet haben („garden throw-outs“, Hodkinson & Thompson 1997), was für *Anthriscum majus* oder *Clematis viticella* zutreffen könnte. Viele solcher Arten können sich als Gartenflüchtlinge über längere Zeiträume oder dauerhaft in der heimischen Vegetation halten oder etablieren („garden escapes“, Hodkinson & Thompson 1997), wofür *Calendula officinalis* ein Beispiel sein könnte (Poppendieck et al. 2010). Die identifizierten Zierpflanzen wurden fast ausschließlich an der suburbanen und urbanen Lokalität gefunden, an denen es private Gärten bzw. einen Park gibt. Somit kann die Vermutung von Goodson et al. (2004) bestätigt werden, dass urbane Fließgewässer Ausbreitungskorridore für eine Vielzahl von Zierpflanzenarten darstellen. Die Diasporen von *Cannabis sativum* und *Medicago x varia* könnten ihren Ursprung in ausgelegtem Vogelfutter haben (Hanson & Mason 1985, Poppendieck et al. 2010). Dies ist ebenfalls eine mögliche Erklärung für die Herkunft der Diasporen der Kulturpflanzen *Linum usitatissimum*, *Papaver somniferum* und *Sesamum indicum* (Hanson & Mason 1985). Da im Probenmaterial der urbanen Lokalität Brot- und Backwaren aufgefunden wurden, ist es jedoch wahrscheinlicher, dass diese Diasporen durch Verfütterung an Wasservögel in die Wandse gelangt sind. Die Diasporen des Obstgehölzes *Prunus domestica* wurden wahrscheinlich als Abfall durch den Menschen in der Wandse entsorgt.

An der ruralen Lokalität wurden mehr Arten der Kategorien „Autochorie“ und „Hydrochorie“ und weniger Arten der Kategorien „Anthropochorie“ und „Zoochorie“ als an der suburbanen und urbanen Lokalität gefunden. In einem dynamischen Lebensraum wie es das städtische Umfeld ist, ist es von Vorteil, schnell neu geschaffene Habitate zu erreichen und zu besiedeln (Wittig 2002). Autochore Arten, die sich in der Regel nur über kurze Distanzen ausbreiten können (Vittoz & Engler 2007), sind daher an der suburbanen und urbanen Lokalität seltener. Da es an der ruralen Lokalität mehr Hydrophyten als an den anderen beiden Lokalitäten gibt, ist es nicht verwunderlich, dass auch mehr Arten der Kategorie „Hydrochorie“ an der ruralen Lokalität gefunden wurden als an den beiden anderen Lokalitäten, zumal für eine Vielzahl von Feuchtgebietsarten die Diasporenausbreitung mit dem Wasser der bedeutendste Ausbreitungsmechanismus ist (Neff & Baldwin 2005). Durch Anthropochorie ausgebreitete Arten profitieren von den Störungen, die durch den Menschen verursacht werden und die verstärkt in der Stadt auftreten. Das erklärt, warum an der ruralen Lokalität Arten der Kategorie „Anthropochorie“ fehlen. Arten mit zoochorer Ausbreitung (Endo- und Epizoochorie) sind in der Stadt häufiger als im Umland (Wittig 1996), was sich mit den in

dieser Untersuchung erzielten Ergebnissen deckt. Aber auch anemochor ausgebreitete Arten sind in der Stadt häufiger als im Umland (Wittig 1996), was jedoch die Ergebnisse nicht widerspiegeln.

An der ruralen Lokalität finden sich im Vergleich zu den anderen Lokalitäten mehr Hydrophyten und Geophyten, während Therophyten weniger häufig sind. Hydrophyten können in den eingefassten, kanalisierten und verschmutzten urbanen Bereichen von Fließgewässern weniger gut überleben (Wittig 1996; Pott & Remy 2008), und auch Geophyten sind in städtischen Bereichen seltener als im ruralen Umland (Endlicher 2012). Das wird durch die höheren Artenanteile der Hydro- und Geophyten an der ruralen Lokalität bestätigt. Demnach kommen Therophyten an der ruralen Lokalität seltener vor. Für holzige Arten kann keine Aussage über Unterschiede zwischen urbanen und ruralen Ökotypen getroffen werden, da diese in Städten häufig angepflanzt werden. Zudem unterscheiden sich die Standortansprüche holziger Arten häufig zwischen verschiedenen Altersstadien (Wittig 1996).

Die meisten der gefundenen Arten sind ungefährdet, und die Anteile der gefährdeten Arten sind an allen drei Lokalitäten sehr gering. Auf Grund der hohen Anzahl gefährdeter Arten im Naturschutzgebiet Stellmoorer Tunneltal (Poppendieck et al. 2010) hätte man einen höheren Anteil „Rote Liste Arten“ an der ruralen Lokalität erwarten können. Zudem sind die Mengen der gefangenen Diasporen der gefährdeten Arten sehr gering und liegen häufig bei einer einzigen Diaspore. Ähnlich geringe Häufigkeiten gefährdeter Arten wurden in vergleichbaren Untersuchungen gefunden (Vogt et al. 2004). Trotzdem konnten insgesamt 16 gefährdete Arten der Kategorien 1, 2, 3, R und V erfasst werden, von denen die häufigsten *Bidens tripartita* (38 Diasporen), *Schoenoplectus lacustris* (36 Diasporen), *Menyanthes trifoliata* (25 Diasporen), *Stellaria alsine* (14 Diasporen) und *Angelica sylvestris* (11 Diasporen) sind.

5 Fazit

Die Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass die Wandse ein Ausbreitungskorridor für Gefäßpflanzen sein kann. Auf Grund der Menge der transportierten Diasporen scheint dies hauptsächlich für *Alnus glutinosa* und *Betula spec.* als dominante Taxa im hydrochoren Diasporetransport zu gelten. Weniger häufig erfasste Arten wie Hydrophyten und semi-aquatische Gefäßpflanzen nutzen die Wandse als natürliche Ausbreitungsachse, wenn auch in viel geringerem Umfang, welches ebenfalls für die erfassten gefährdeten Arten gilt.

Die Wandse als urbanes Fließgewässer verbindet das rurale Umland Hamburgs mit dem stark überprägten Stadtkern. Die mit dem Gewässer ausgebreiteten Diasporen müssen jedoch nicht nur transportiert werden, sondern auch geeignete Habitate für die Keimung und Etablierung erreichen. Dies muss ebenso die Aufgabe eines Biotopverbundes sein wie die Schaffung barrierefreier, durchgängiger Gewässer. Weitere wichti-

ge Bestandteile eines Biotopverbundsystems können Grünzüge oder künstliche Achsen wie Straßen und Eisenbahnschienen sein, für welche das Ausbreitungspotential von Gefäßpflanzen in Zukunft näher untersucht werden sollte.

6 Literatur

- Andersson, E.; Nilsson, C. (2002): Temporal variation in the drift of plant litter and propagules in a small boreal river. *Freshwater Biology* 47, 1674-1684.
- Atkinson, M.D. (1992): *Betula pendula* Roth (*B. verrucosa* Ehrh.) and *B. pubescens* Ehrh.. *Journal of Ecology* 80(4), 837-870.
- Beijerinck, W. (1947): Zadenatlas der niederlandschen Flora. Wageningen: Verlag H. Veenman & Zonen.
- Boedeltje, G.; Bakker, J.P.; Bekker, R.M.; Van Groenendael, J.M.; Soesbergen, M. (2003): Plant dispersal in a lowland stream in relation to occurrence and three specific life-history traits of species in the species pool. *Journal of Ecology* 91, 855-866.
- Boedeltje, G.; Bakker, J.P.; Brinke, A.T.; Van Groenendael, J.M.; Soesbergen, M. (2004): Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal of Ecology* 92, 786-796.
- Digital Seed Atlas of the Netherlands (2012): <<http://www.seedatlas.nl>>, letzter Zugriff am 31.10.2012.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18.
- Endlicher, W. (2012): Einführung in die Stadtökologie. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- FloraWeb (2012): Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. <<http://www.floraweb.de>>, letzter Zugriff am 07.11.2012.
- Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Landesinterner Bericht zum Bearbeitungsgebiet Alster, Bestandsaufnahme und Erstbewertung (Anhang II/Anhang IV der WRRL). <<http://www.hamburg.de/contentblob/151790/data/lib-alster.pdf>>, letzter Zugriff am 25.04.2013.
- Goodson, J.M.; Davenport, A.; Gurnell, A.M.; Thompson, K. (2004): Hydrochory, river flow regime and riparian vegetation. *Hydrology: Science & Practice for the 21st Century, Volume II, Proceedings of the British Hydrological Society International Conference, Imperial College, London*, 99-105.
- HafenCity Universität Hamburg (2012): Retentionspotentiale im Siedlungsbestand. Synergetische Maßnahmen zwischen WRRL und HwRMRL. Ergebnisse der Untersuchungen der HafenCity Universität Hamburg erarbeitet zur Diskussion der Lern- und Aktionsallianz Wandse (LAA Wandse) im Rahmen des Interreg Vlb Projektes Strategic Alliance for integrated Water Management Actions (SAWA). <https://www.hcu-hamburg.de/fileadmin/documents/Research/Forschungsgruppen/REAP/SAWA/Retentionspotentiale_im_Siedlungsbestand_Druck.pdf>, letzter Zugriff am 25.04.2013.
- Hanson, C.G.; Mason, J.L. (1985): Bird seed aliens in Britain. *Watsonia* 15, 237-252.
- Hodkinson, D.J.; Thompson, K. (1997): Plant dispersal: the role of man. *Journal of Applied Ecology* 34, 1484-1496.
- McVean, D.N. (1953): *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.. *Journal of Ecology* 41(2), 447-466.
- Neff, K.P.; Baldwin, A.H. (2005): Seed dispersal into wetlands: Techniques and results for a restored tidal freshwater marsh. *Wetlands* 25(2), 392-404.
- Poppendieck, H.-H.; Bertram, H.; Brandt, I.; Engelschall, B.; v. Prondzinski, J. (Hrsg.) (2010): Der Hamburger Pflanzenatlas von a bis z. Hamburg: Dölling und Galitz Verlag.
- Pott, R.; Remy, D. (2008): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.

- Rothmaler, W. (2011): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen (Grundband). Hrsg.: Jäger, E.J.. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.
- Schneider, R.L.; Sharitz, R.R. (1988): Hydrochory and regeneration in a bald cypress-water tupelo swamp forest. *Ecology* 69(4), 1055-1063.
- Schuhmacher, H. (1993): Stadtgewässer. In: Sukopp, H.; Wittig, R. (Hrsg.): *Stadtökologie*. 2. Auflage, 201-218, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Soomers, H.; Sarneel, J.M.; Patberg, W.; Verbeek, S.K.; Verweij, P.A.; Wassen, M.J.; Van Diggelen, R. (2011): Factors influencing the seed source and sink functions of a floodplain nature reserve in the Netherlands. *Journal of Vegetation Science* 22, 445-456.
- Ter Heerd, G.N.J.; Verweij, G.L.; Bekker, R.M.; Bakker, J.P. (1996): An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10, 144-151.
- Vittoz, P.; Engler, R. (2007): Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica* 117, 109-124.
- Vogt, K.; Rasran, L.; Jensen, K. (2004): Water-borne seed transport and seed deposition during flooding in a small river-valley in Northern Germany. *Flora* 199, 377-388.
- Wittig, R. (1996): Die mitteleuropäische Großstadflora. *Geographische Rundschau* 48, 640-646.
- Wittig, R. (2002): Siedlungsvegetation. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.

Danksagung

Wir danken den Mitarbeitern der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt sowie dem Bezirksamt Wandsbek für die Genehmigungen zur Durchführung dieser Arbeit.

Anschrift der erstgenannten Verfasserin

Nikola Lenzewski
Universität Hamburg
Biozentrum Klein Flottbek
Angewandte Pflanzenökologie
Ohnhorststraße 18
22609 Hamburg
<nikola.lenzewski@web.de>

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [28](#)

Autor(en)/Author(s): Jensen Kai, Lenzewski Nikola, Schmidt Katharina J., Krüger Jutta

Artikel/Article: [Hydrochore Ausbreitung von Gefäßpflanzen entlang der Wandse in Hamburg 35-52](#)