

Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 28, 55-73. Hannover 2016

Die Analyse der Phytodiversität der Ufer und Auen von Bundeswasserstraßen

– Sarah Harvolk-Schöning, Gießen, Tobias W. Donath, Kiel, Kristin Ludewig, Gießen, Annette Otte, Gießen –

1. Abstract

The term ‘novel ecosystems’ (HOBBS et al. 2006) describes systems that have developed under human influence and that cannot be changed back to their natural state after the human influence has ceased. Rivers and floodplains under anthropogenic influence are one example for these ecosystems. In their natural state, rivers and floodplains are among the most species-rich systems in middle Europe, but they have been used and altered by humans for centuries and have lost a significant amount of their diversity and functionality.

We studied the phytodiversity and landscape diversity of the banks and floodplains of German Federal Waterways (rivers and canals) to determine (1) whether species composition and plant species diversity are influenced by human activities and whether these trends remain visible across Germany; (2) which plant species grow at the banks of a canal and whether canals can provide secondary habitats for endangered floodplain species and (3) which are the main biotope types in the floodplains of waterways and whether landscape structural diversity is influenced by human activities. Finally, we aimed to evaluate if German Federal Waterways can be seen as an example for novel ecosystems.

We observed a shift in species composition with increasing levels of anthropogenic change in the riparian systems under study. Species adapted to floodplain habitats were lost and replaced by species adapted to terrestrial habitats. This invasion of terrestrial species resulted in some cases in increased plant species diversity. In a comparison of a canal and a natural river, species diversity was higher for the canal while functional diversity, landscape structural diversity and the degree of naturalness of the adjacent habitats were lower. The canal could provide habitat for some riparian species but could not take over the ecological functions of a natural river. On the landscape level, the floodplains of German Federal Waterways were dominated by agricultural land while natural floodplain biotopes were rare. Landscape structural diversity increased with increased shipping traffic and regulation (natural rivers vs. regulated rivers vs. canals) since embankments change the microstructure of the bank areas. On the other hand, the ecological value of the landscapes decreased.

Since the floodplains of Federal German Waterways are greatly altered from their natural state but still contain some remains of their natural vegetation, they can be ranged between hybrid ecosystems, i.e. ecosystems that comprise species of their natural state as well as novel species, and novel ecosystems, i.e. systems that are completely altered. Whether they can be transformed back to their natural state is an issue for further study.

1. Einleitung

Novel Ecosystems oder Emerging Ecosystems (MILTON 2003) sind Ökosysteme, die durch menschliches Handeln entstanden sind, und die sich aufgrund ihrer veränderten Eigen-

schaften nach Ende des menschlichen Einflusses nicht mehr in ihren Ursprungszustand zurückversetzen lassen (HOBBS et al. 2006). Ihre Hauptkennzeichen sind neue Artenkombinationen, welche das Potential haben, Ökosystemfunktionen zu verändern, sowie ihre (absichtliche oder unabsichtliche) Entstehung durch menschliches Handeln. Beispiele dafür sind laut HOBBS et al. (2006) invadierte oder degradierte Ökosysteme, durch Aufgabe vormals intensiver Nutzung entstandene Systeme (Garten- und Ackerland), Ästuar, die von nicht heimischen Arten (-kombinationen) geprägt sind oder Flüsse, deren Struktur und Abflussverhalten durch den Menschen verändert wurden. Dies ist bei den deutschen Bundeswasserstraßen der Fall.

Flüsse und Auen wurden seit jeher für vielfältige Zwecke genutzt (MALANSON 1993; SCHOLZ et al. 2012). Aus diesem Grund sind die meisten Flussauen stark verändert, durch Gewässerbegradigung, den Bau von Staustufen und in der Folge durch Änderungen der Landnutzung (NAIMAN & DECAMPS 1997). In Deutschland führten Gewässermodifikationen und Hochwasserschutzmaßnahmen zu einem Verlust von zwei Dritteln der ursprünglichen Auenbereiche, und von den verbliebenen Flächen befinden sich nur noch 10 % in einem ökologisch funktionellen Zustand (BRUNOTTE et al. 2009). Diese Verluste sind besonders bedeutsam, da Flüsse und ihre Auen zu den artenreichsten und komplexesten Lebensräumen der Erde gehören (NAIMAN et al. 1993) und wichtige Ökosystemfunktionen übernehmen (MALTYBY et al. 2009; NAIMAN & DECAMPS 1997; SCHOLZ et al. 2012). Sie dienen als Ausbreitungskorridore für Arten und sie stellen Lebensraum zur Verfügung, was sich in einer hohen floristischen und faunistischen Diversität widerspiegelt (NAIMAN & DECAMPS 1997). Insbesondere ist die Phytodiversität ein wichtiger Faktor, der die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen bestimmt (MEA 2005; NAEEM et al. 1994). Aus diesem Grund soll die Biodiversität in Zukunft eine stärkere Berücksichtigung entlang der Bundeswasserstraßen finden (BMVI & BMUB 2015). Gleichzeitig stellen Bundeswasserstraßen als ein Teil der nationalen Infrastruktur Deutschlands einen wichtigen Wirtschaftsfaktor dar.

Vor diesem Hintergrund ergibt sich die Frage, wie sich die diversen natürlichen und nutzungsbedingten Einflussfaktoren in ihrer Kombination und Vielfältigkeit auf die Phytodiversität in den Auen der Bundeswasserstraßen auswirken und ob sich deutschlandweit vergleichbare Muster erkennen lassen. Auch stellt sich die Frage, welche Lebensraumfunktion Kanäle bereitstellen können, die als künstliche Gewässer 24 % der Bundeswasserstraßen ausmachen (WSV 2014). Schließlich sind die Verbreitung der Vielfalt der Lebensräume und die Landschaftsstruktur in den Auen der Bundeswasserstraßen von Interesse, denn zum einen ist die Phytodiversität in Auen entscheidend von der Heterogenität der Lebensräume geprägt (NAIMAN & DECAMPS 1997), zum anderen stellt die Vielfalt der Lebensräume gemäß der Biodiversitätskonvention neben der Vielfalt auf genetischer Ebene und auf Ebene der Arten den dritten Aspekt der Biodiversität dar (CBD 1992). Den ersten beiden Fragen wurde in einer vergleichenden Studie, in welcher die Phytodiversität an 20 repräsentativen Abschnitten von deutschen Flüssen untersucht wurde, sowie in einer Fallstudie, in welcher verschiedene Maße für die Biodiversität der Pflanzen und der Lebensräume zwischen einem Kanal und einem natürlich entstandenen Fluss verglichen wurden, nachgegangen. Die Ergebnisse beider Studien wurden 2014 und 2015 in *Ecological Engineering* veröffentlicht (HARVOLK et al. 2014, 2015); sie stellen die Grundlage für die folgenden Ausführungen dar. Die landschaftsstrukturellen Fragestellungen wurden anhand eines Datensatzes von Biotoptypenkartierungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) untersucht.

Um Aussagen über die Verbreitungsmuster der Phytodiversität entlang der größten Flüsse Deutschlands und die wichtigsten Einflussfaktoren treffen zu können, wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

1.a) Welche Pflanzenarten kommen in den Uferbereichen, dem Auegrünland und den Gehölzen der Bundeswasserstraßen vor?

1.b) Welche Umweltfaktoren korrelieren mit der Pflanzenartenzusammensetzung und der Artenvielfalt? Welche Rolle spielen dabei menschliche Einflüsse im Vergleich zu natürlichen Einflussfaktoren?

Um festzustellen, ob die Ufer von Kanälen Ersatzlebensräume für gefährdete Auearten darstellen können und ob sich die Phytodiversität in diesen Bereichen von natürlich entstandenen Flüssen unterscheidet, wurden in einer Fallstudie die Ufer und Seitenräume der nicht schiffbaren Ems und des parallel verlaufenden Dortmund-Ems-Kanals (DEK) mit Hinblick auf folgende Fragestellungen untersucht:

2.a) Wie unterscheiden sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften, die Phytodiversität und die funktionelle Vielfalt zwischen beiden Fließgewässertypen?

2.b) Welche Kennzeichen der Landschaft stehen in Verbindung zu Verbreitungsmustern der Artenvielfalt entlang beider Gewässertypen?

2.c) Welche Schlussfolgerungen lassen sich aus den Ergebnissen für das Biodiversitätsmanagement entlang beider Systeme ableiten?

Die Vielfalt der Pflanzenarten und deren funktionelle Diversität sind abhängig von der Lebensraumvielfalt. Ein von der BfG für die Seitenräume der Bundeswasserstraßen bereitgestellter Datensatz von umfassenden Biotoptypenkartierungen (Erhebungen von 2002 bis 2012) wurde analysiert, um Antworten auf die folgenden Fragen zu erhalten:

3.a) Welche sind die am häufigsten entlang der Bundeswasserstraßen vorkommenden Biotoptypen?

3.b) Wie unterscheiden sich die Diversität auf Landschaftsebene, die Landschaftsstruktur und die ökologische Wertigkeit der Biotoptypen zwischen frei fließenden Flüssen, regulierten Flüssen und Kanälen? Gibt es Unterschiede zwischen den Wasserstraßenklassen? Spielen regionale Unterschiede oder der menschliche Einfluss eine größere Rolle für diese Unterschiede?

Abschließend wird bewertet, ob es sich bei den Auen entlang von Bundeswasserstraßen um Novel Ecosystems im Sinne von HOBBS et al. (2006) handelt.

2. Methoden

2.1 Untersuchungen auf Plot-Ebene

Erfassung der Phytodiversität an Flüssen

Für die Untersuchung der Phytodiversität wurden 20 Untersuchungsgebiete ausgewählt, die repräsentativ für deutsche Flüsse sind. Um eine gleichmäßige Verteilung zu erzielen wurden die Bundeswasserstraßen nach Naturraum, Gefälle und Vorhandensein von Staustufen klassifiziert, aus den entstandenen Klassen wurden 20 Abschnitte zufällig ausgewählt (Abb. 1). Dabei wurden Wasserstraßenabschnitte mit einem Transportvolumen von mehr als einer Million Tonnen pro Jahr ausgewählt: die Abschnitte sollten außerhalb von Städten, Naturschutzgebieten und den Ästuarbereichen liegen. Ein Gebiet umfasste ein 1 Kilometer langes Segment der rezenten Aue (der Bereich der Aue, der überflutet wird; meist durch die Deichlinie begrenzt und in den gewählten Gebieten größtenteils das Weichholzauneniveau umfassend). Für jedes Gebiet wurden Vegetationsaufnahmen zur Erfassung der Phytodiversität in den vorherrschenden Auelebensraumtypen, also Uferzonen, Gehölzen und Auegrünland, durchgeführt. In den

Uferbereichen wurden je nach Zugänglichkeit pro Gebiet 4 bis 8 Aufnahmen (3 m x 4 m), im Grünland und in den Gehölzen je 6 Aufnahmen nach Braun-Blanquet durchgeführt (5 m x 5 m bzw. 10 m x 10 m). Die Bestimmung erfolgte entsprechend der Nomenklatur nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), jede Aufnahmefläche wurde zufällig ausgewählt, allerdings in maximaler Entfernung von 500 m zur Uferlinie. Da nicht jeder Lebensraum in jedem Gebiet dokumentiert werden konnte, wurden insgesamt 96 Aufnahmen im Grünland, 114 Aufnahmen in Gehölzen und 116 Aufnahmen am Ufer durchgeführt. Das Aufnahmeschema war an die Berechnung von Biodiversitätsindices angepasst, daher wurde keine pflanzensoziologische Einordnung vorgenommen.

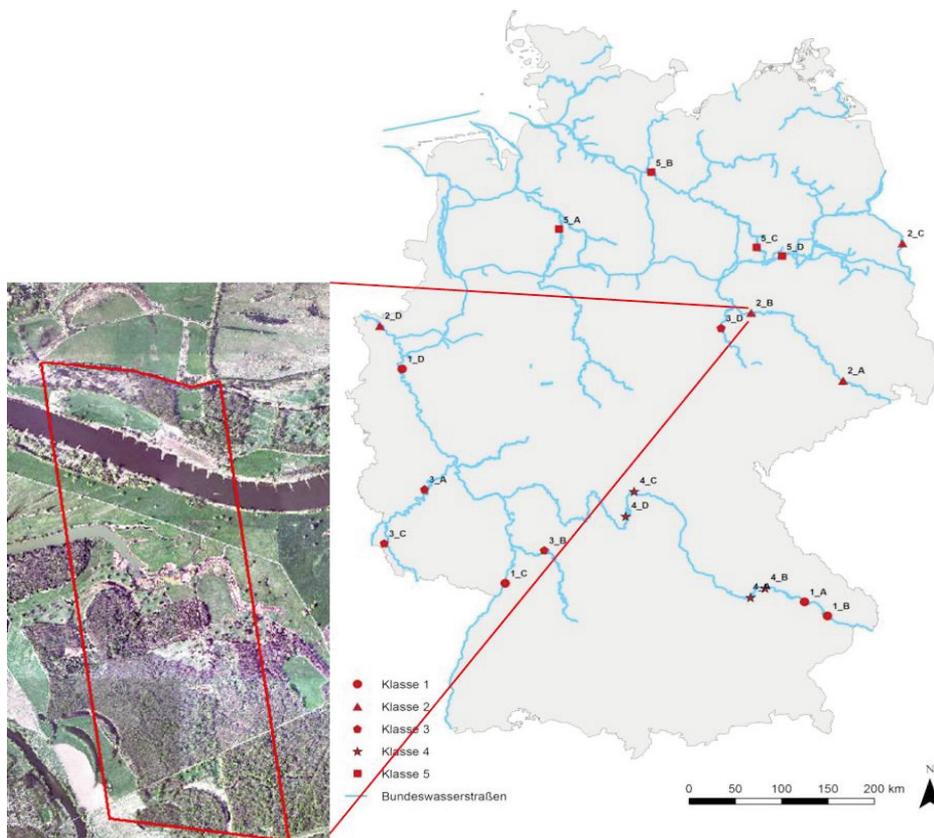


Abb. 1: Untersuchungsgebiete zur Untersuchung der Phytodiversität an Flüssen. Die Gewässerabschnitte sind nach geografischer Lage, Gefälle und Regulierung (staureguliert, freifließend) in 5 Klassen eingeteilt. Ein Untersuchungsgebiet umfasst einen 1 km breiten Abschnitt der rezenten Aue (hier beispielhaft für ein Gebiet an der Elbe dargestellt).

Vergleich der Phytodiversität an den Ufern eines Kanals mit der an den Ufern eines Flusses

Die Untersuchungen zum Vergleich der Biodiversität an Kanälen und nicht schiffbaren Flussabschnitten fanden entlang der Ems und des Dortmund-Ems-Kanals (DEK) zwischen den Städten Lingen und Meppen im Emsland statt; dort verlaufen beide Gewässer in wenigen Kilometern Entfernung parallel zueinander. Die Kanalufer sind mit Steinschüttungen gesichert, die Wasserstandsschwankungen sind auf max. 20 cm beschränkt. Die Ems ist in diesem Abschnitt nicht ausgebaut, die Wasserstände schwanken um bis zu 3 m (!) pro Jahr (NLWKN

2013). Etwa 35 % der Uferlinie im betrachteten Abschnitt sind mit Steinschüttungen gesichert, die restlichen Uferbereiche sind ungesichert und teils stark erodiert. Im Sommer 2013 wurde die Vegetation in je 11 gewässerparallelen, 300 m langen Transekten entlang der Ufer beider Gewässer abwechselnd am linken und rechten Ufer in gleichmäßigem Abstand erfasst. In jedem Transekt wurden die Vorkommen aller Höheren Pflanzen dokumentiert.

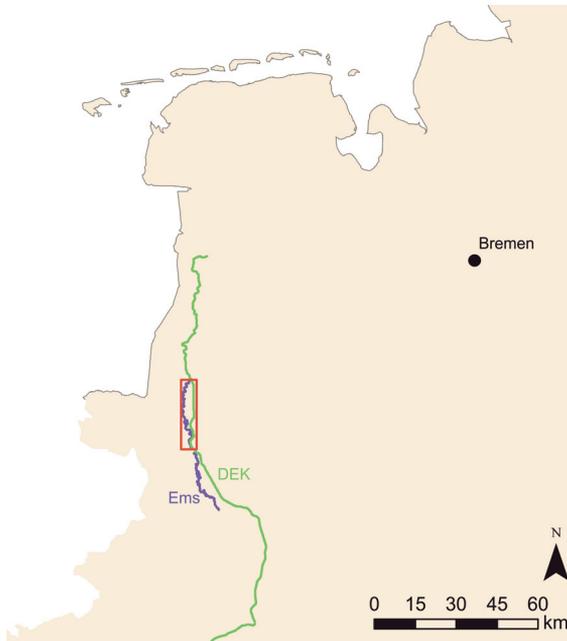


Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebiets der Kanalstudie.

Statistische Auswertungen

Die am häufigsten in den untersuchten Habitaten vorkommenden Pflanzenarten wurden in beiden Studien anhand der Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchte (ELLENBERG et al. 1991) sowie der Einstufung zu Strategietypen nach GRIME (1979) hinsichtlich der Anpassung an Auenlebensräume bewertet. Für die Pflanzenartenvielfalt wurden Richness (Artenzahl), der Shannon Index (SHANNON & WEAVER 1971) sowie die Hill's Evenness (HILL 1973) berechnet.

Die Artenlisten der Kanalstudie und der Untersuchungen an den Flüssen wurden auf Unterschiede zwischen den Gebieten sowie auf die relevanten Faktoren, die die Artzusammensetzung und die Biodiversitätsmaße beeinflussen, analysiert. Für eine ausführliche Beschreibung der uni- und multivariaten Auswertungsverfahren verweisen wir auf HARVOLK et al. (2014, 2015). Die Analysen wurden mit den Programmen CANOCO 5 (Microcomputer Power Co., Ithaca, New York, USA; TER BRAAK & SMILAUER 2012), PCOrd 5.32 (MCCUNE & GRACE 2002) sowie Statistica 12 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, USA) durchgeführt.

Um weitere Aspekte der Biodiversität zu erfassen, wurden entlang von Ems und DEK die funktionelle Diversität mittels der von VILLÉGER et al. (2008), LALIBERTÉ & LEGENDRE (2010) und RAO (1982) beschriebenen funktionellen Diversitätsmaße berechnet. Die landschaftsstrukturelle Vielfalt wurde anhand der in der ArcGIS Erweiterung VLATE (LANG & TIEDE 2003) implementierten Maßzahlen Richness, Shannon's Evenness, Shannon's Diversität und Dominanz beschrieben. Um Unterschiede zwischen Fluss und Kanal zu detektieren wurden gepaarte t-Tests durchgeführt, und zwar auf Art-Ebene für die Diversitätsmaße und die Anzahl der Rote-Liste-Arten, auf funktioneller Ebene für die beschriebenen Maßzahlen

und auf Landschaftsebene für die Diversitätsmaße, die flächengewichteten mittleren Biotopwerte und die Anteile an FFH-Lebensraumtypen.

2.2 Untersuchungen auf der Landschafts-Ebene

In der Studie zur Phytodiversität an Flüssen (Forschungsfragen 1 a) und b), HARVOLK et al., 2015) wurde für jeden untersuchten Flussabschnitt eine flächendeckende Biotoptypenkartierung durchgeführt, um Einflüsse der umgebenden Landschaft auf die Phytodiversität zu untersuchen. In der Kanalstudie (Fragen 2 a)-c), HARVOLK et al. 2014) wurde für die Analysen auf Landschaftsebene Ergebnisse einer Biotoptypenkartierung der BfG von 2005 benutzt, nachdem die Daten im Gelände auf Aktualität überprüft worden waren.

Die landschaftsstrukturelle Vielfalt entlang der Bundeswasserstraßen (Fragen 3 a) und b)) wurde anhand eines vorliegenden Datensatzes von Biotoptypenkartierungen der BfG untersucht, welcher in ArcGIS-Shapefiles vorlag. Die einzelnen Kartierungsdaten wurden homogenisiert und in 1-Kilometer-Abschnitte unterteilt, die den Basisdaten des Auenzustandsberichts des Bundesamts für Naturschutz (BRUNOTTE et al., 2009) entsprachen, um gleichmäßige Untersuchungselemente zu erhalten. Der Datensatz umfasste insgesamt 433 1-Kilometer-Abschnitte an den Wasserstraßen Berlin-Spandauer Schifffahrtskanal, Dortmund-Ems-Kanal, Elbe, Ems, Lahn, Main, Rhein, Saar, Untere-Havel-Wasserstraße und Unterweser.

Mithilfe der ArcGIS Erweiterung VLATE (LANG & TIEDE 2003) wurden die Flächengröße der Biotope, Richness, Shannon's Diversität, Shannon's Evenness, Dominanz und Randliendichte (Edge Density, ED) berechnet. Die in den Daten enthaltene Bewertung der Biotope von 0 (ohne Bewertung, z. B. versiegelte Flächen) bis 5 (sehr hoher ökologischer Wert) wurden flächengewichtet gemittelt und ergaben so einen mittleren Biotopwert (Mean Ecological Value, MEV).

Ob sich die oben beschriebenen Indikatoren signifikant zwischen Gewässern mit unterschiedlicher Regulierung (Kanal, staureguliert, freifließend) oder unterschiedlicher Wasserstraßenklasse (Klassifizierung der Wasserstraßen anhand der maximal möglichen Durchfahrtsgrößen der Schiffe, d. h. eine hohe Wasserstraßenklasse beinhaltet größere, stärker ausgebauten Flüsse mit eher hohem Verkehrsaufkommen) unterschieden, wurde mittels Kruskal-Wallis-Tests (aufgrund von fehlender Normalverteilung und Varianzinhomogenität) und Nemenyi-Posthoc-Tests (R Package „PMCMR“, POHLERT 2015) untersucht. Die erfassten Daten waren einem entsprechenden Unterhaltungsplan zugeordnet (also einer Kartiereinheit als Maß für räumliche Autokorrelation). Diese Angaben konnten in der Auswertung mit berücksichtigt werden; durchgängige Angaben zu Ufersicherungsmaßnahmen lagen leider nicht vor. Die relative Bedeutung der erklärenden Variablen (und zusätzlich Variablen für Klima und Topografie) für die Verbreitungsmuster der Landschaftsdiversität wurde mit Random Forest Analysen untersucht (R Package „randomForest“, LIAW & WIENER 2002).

3. Ergebnisse

3.1 Vielfalt der Pflanzenarten entlang von Bundeswasserstraßen

In 116 Vegetationsaufnahmen entlang der Ufer der 20 Untersuchungsgebiete wurden 309 Pflanzenarten aufgenommen (Ø 18 Arten/Aufnahme; Ø 49 Arten/Untersuchungsgebiet). Der mittlere Shannon Index lag bei 2,1 und die mittlere Evenness bei 0,74. Zu den häufigsten Arten zählten *Carex acuta* und *Lythrum salicaria*, aber auch *Solidago gigantea*. In Abschnitten mit hoher Strömungsgeschwindigkeit war *Phalaris arundinacea* häufig, während in Bereichen mit Ufersicherung und dadurch reduziertem Strömungseinfluss Arten auftraten, die an geringere Fließgeschwindigkeiten angepasst sind (z. B. *Phragmites australis*). Im ufernahen Grünland wurden in 96 Vegetationsaufnahmen 220 Pflanzenarten identifiziert (Ø 15

Arten/Aufnahme; Ø 40 Arten/Untersuchungsgebiet), der mittlere Shannon Index lag bei 2,0 und die mittlere Gleichverteilung bei 0,74). Die häufigsten Arten des Grünlandes waren die Gräser *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius* und *Agropyron repens*, letzterer deutet auf erhöhte Nährstoffgehalte hin (Elbe: HÄRDTLE et al. 2006; Rhein: KLAUS et al. 2011). Zu den häufigsten Krautigen zählen *Achillea millefolium* und *Plantago lanceolata*; eigentliche Stromtalwiesenarten wie z. B. *Cnidium dubium* waren sehr selten. In 114 Vegetationsaufnahmen von flussnahen Gehölzen wurden insgesamt 258 Arten erfasst (Ø 17 Arten/Aufnahme; Ø 53 Arten/Untersuchungsgebiet). Shannon Index und Evenness betrug hier ebenfalls im Mittel 2,0 bzw. 0,74. Die Baum- und Strauchschicht dominierten Hart- und Weichholzaearten (*Salix alba*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*), In 25 % der Aufnahmen trat *Acer pseudoplatanus* auf – die Hartholzaue-Arten wuchsen größtenteils auf Weichholzauebene. Dies deutet auf ein verändertes Überflutungsregime hin (CARBIENER & SCHNITZLER 1990). In der Krautschicht waren *Urtica dioica* und *Galium aparine* am häufigsten.

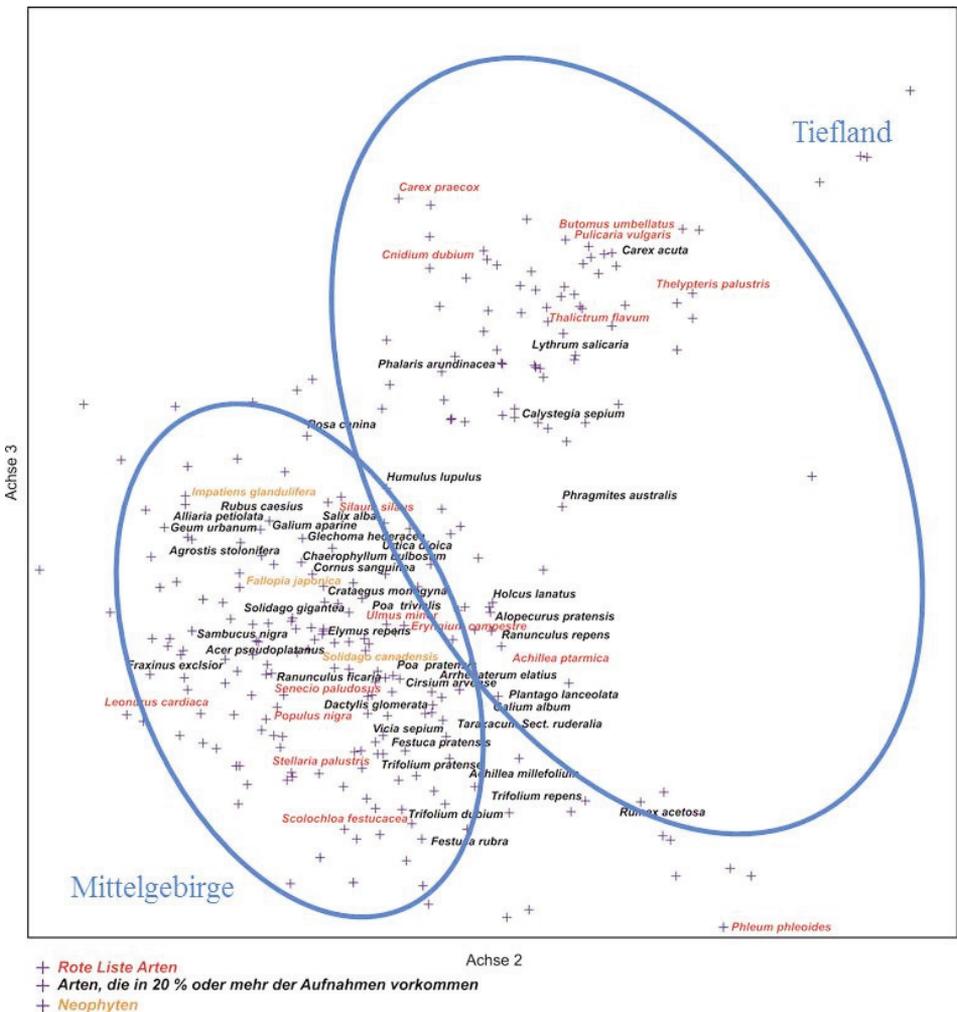


Abb. 3: NMS-Ordination der Vegetationsaufnahmen am Ufer. Jedes Kreuz entspricht einer Vegetationsaufnahme. Zusätzlich sind die Arten mit einer Frequenz > 20 %, die Rote-Liste-Arten und die Neophyten aufgetragen.

Die Ordination der Vegetationsaufnahmen zeigte eine deutliche Differenzierung der Artenzusammensetzung zwischen den Mittelgebirgs- und Tieflands-Auen (NMDS, Abb. 3). Die südwestdeutschen Gewässerabschnitte in Mittelgebirgslagen (z. B. Mosel und Saar, Gefälle der Aue > 0,1 % bis > 0,5 %, KOENZEN 2005), die häufig staureguliert sind und deren Ufer meist mit Steinschüttung gesichert sind (hohes Gefälle), sind deutlich artenreicher als die Gebiete im Nordosten Deutschlands (z. B. Elbe oder Havel, Gefälle < 0,1 - 0,05 %), wo die Gewässer oft frei fließend sind und deren Ufer ungesichert oder mit Buhnen verbaut sind. Dort wurden mehr typische Auearten und Feuchtezeiger (z. B. *Carex acuta*, Feuchtezahl 9=, oder *Lythrum salicaria*, Feuchtezahl 8~) sowie Rote-Liste-Arten (z. B. *Thalictrum flavum*, *Cnidium dubium*, *Carex praecox*) erfasst; dagegen kommen in den Mittelgebirgsabschnitten Neophyten (z. B. *Solidago canadensis*) deutlich häufiger vor (Abb. 3).

Sowohl die kanonische Korrespondenzanalyse, die den Zusammenhang der Artenzusammensetzung mit den untersuchten Umweltfaktoren zeigt, als auch die Regressionsmodelle, die den Zusammenhang der Einflussfaktoren mit den Biodiversitätsmaßen berechnen, bestätigten diese Ergebnisse.

Der größte Teil der Varianz (je nach untersuchtem Habitat meist mehr als 10 %, für Details siehe Tabelle 4 in HARVOLK et al. 2015) konnte jeweils durch regionale Unterschiede und lokale Unterschiede in den Standorten erklärt werden (Topographie, Klima, Bodenbedeckung, mittlere Zeigerwerte, Abb. 4). Weiterhin gehörten Landnutzung und Landschaftsstruktur zu den wichtigsten erklärenden Variablen.

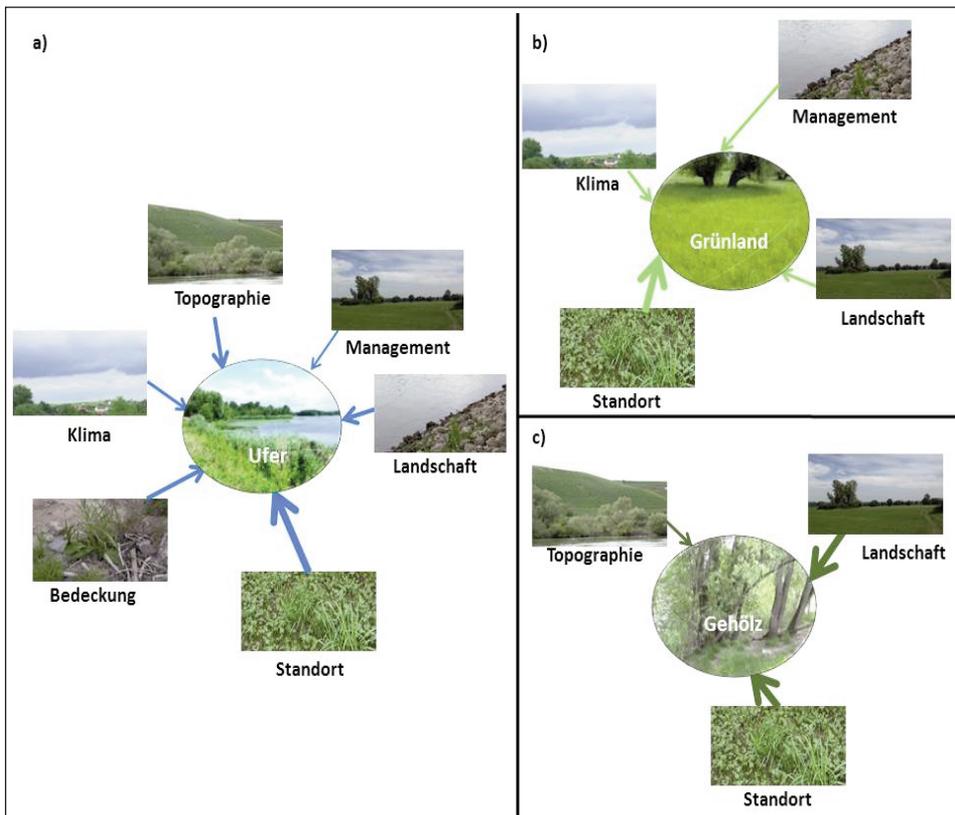


Abb. 4: Einflüsse auf die Artenzusammensetzung in den untersuchten Habitaten (a) Ufer, b) Grünland, c) Gehölz). Die Dicke der Pfeile gibt die Stärke des Zusammenhangs an (nicht proportional).

Das Gewässermanagement (d. h. die Wasserstraßenklasse, also die Einteilung der Wasserstraßen nach ihrer Schiffbarkeit, Stauregulierung, sowie die Ufersicherung) hatte einen kleinen, aber signifikanten Anteil an der erklärten Variation sowohl für die Artenzusammensetzung (Abb. 4 a und b) als auch für die Biodiversitätsmaße. Stauregulierung und Wasserstraßenklasse standen eher in negativem Zusammenhang mit der Artenvielfalt, während intensivere Ufersicherung eher mit höheren Werten in Zusammenhang stand. Trotz der großen regionalen Unterschiede blieben Indikatoren für den menschlichen Einfluss deutlich zu erkennen (vgl. TABACCHI et al. 1996).

3.2 Phytodiversität an Kanälen

Insgesamt wurden in den Untersuchungen an Dortmund-Ems-Kanal und Ems 253 Pflanzenarten gefunden, davon kamen 125 an beiden Gewässern vor. 21 der Arten waren auf der Roten Liste von Niedersachsen verzeichnet (GARVE 2004); allerdings nicht signifikant verschieden zwischen DEK und Ems (Abb. 5), so dass der Kanal als Lebensraum für einige (\bar{O} 3,2 Arten/300 m Transekt) gefährdete Arten (z. B. *Thalictrum flavum*, *Valeriana dioica*) dienen kann.

Dennoch war der Unterschied in der Artenzusammensetzung zwischen den beiden Gewässertypen deutlich - sowohl in der Ordination (nicht dargestellt) als auch in der Indikatorartenanalyse (Tab. 1). Die Indikatorarten für den DEK reflektieren die Abfolge der anthropogen gestalteten Standorte entlang der Kanalufer: Hochstauden (z. B. *Angelica archangelica*, *Epilobium hirsutum*) wachsen im Übergangsbereich zwischen Wasserspiegel und Steinschüttung, die teils mit *Rubus*-Arten überwachsen sind, daran grenzt ein Grünlandstreifen an (z. B. *Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis*) und ein Wegrandstreifen (*Taraxacum* sect. *ruderalia*, *Plantago lanceolata*) bildet den Abschluss zum Wirtschaftsweg. Zu den Indikatorarten ent-

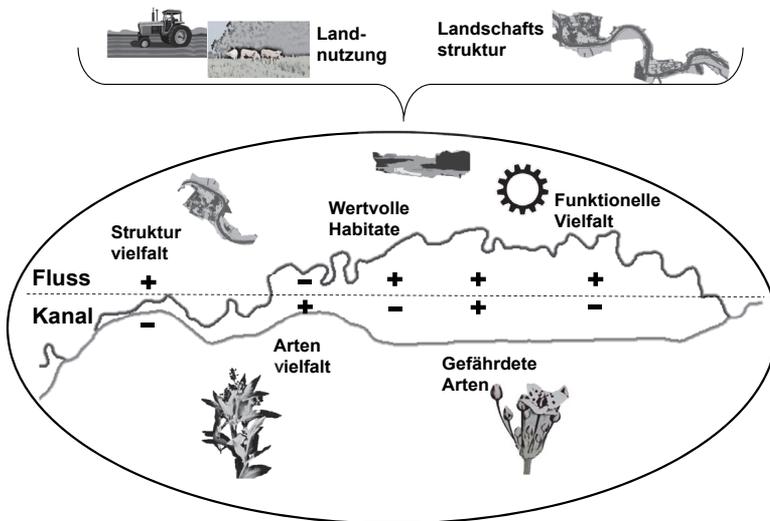
Tab. 1: Indikatorarten für jedes Gewässer und die an beiden Gewässern häufigen Arten, die relative Frequenz, der Indikatorwert, die Ellenberg-Feuchtezahl und der Strategietyp nach GRIME (1979). ~ Anpassung an Wechselfeuchte; = Anpassung an Überflutung

Art	relative Frequenz (%)		Indikatorwert*	Feuchtezahl	CSR
	DEK	Ems			
DEK					
<i>Rubus fruticosus</i>	73	8	65,9	5	c
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	92	48	60,6	5	csr
<i>Calystegia sepium</i>	100	77	56,4	6	c
<i>Rubus caesius</i>	65	11	56	x	c
<i>Equisetum arvense</i>	65	12	54,9	x~	cr
<i>Phragmites australis</i>	58	3	54,7	10	cs
<i>Galium aparine</i>	83	45	53,9	x	cr
<i>Rumex acetosa</i>	58	8	50,9	x	c
und 22 weitere					
Ems					
<i>Artemisia vulgaris</i>	35	83	58,8	6	c
<i>Impatiens glandulifera</i>	11	67	57,5	8=	cr
<i>Cirsium vulgare</i>	33	74	51,2	5	cr
<i>Tanacetum vulgare</i>	18	62	48,1	5	c
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	0	45	45,5	5	cr
<i>Carduus crispus</i>	18	59	45,2	6	cr
<i>Atriplex prostrata</i>	3	44	41,1	6	s
<i>Salix fragilis</i>	2	41	39,4	8=	c
und 14 weitere					
häufig					
<i>Urtica dioica</i>	97	98	-	6	c
<i>Phalaris arundinacea</i>	83	80	-	9=	c
<i>Galium mollugo</i>	64	71	-	4	NA
<i>Poa trivialis</i>	67	62	-	NA	NA
<i>Achillea millefolium</i>	61	56	-	4	c
<i>Aegopodium podagraria</i>	47	48	-	6	c
<i>Lolium perenne</i>	42	47	-	5	c
<i>Ranunculus repens</i>	44	45	-	7~	csr

* ≥ 25 , $p \leq 0,05$

lang der Ems zählen Arten natürlicher Auestandorte wie *Thalictrum flavum* oder *Rorippa amphibia*, neben Hochstauden und Pioniervegetation an erodierten Ufern herrschen hier von *Salix alba* und teils *Salix fragilis* dominierte Weichholzbestände vor. Die Anzahl der Arten mit Ruderalstrategie (GRIME 1979) war höher für die Ems als für den DEK, ebenso wie die Anzahl von Arten mit hohen Zeigerwerten für Feuchte (*Achillea ptarmica*), Überflutung (*Salix alba*, *Myosoton aquaticum*) und Wechselfeuchte (*Lythrum salicaria*, *Stachys palustris*) (siehe Tab. 1 und Tab. 1 in HARVOLK et al 2014). Dieses Ergebnis entspricht den Untersuchungen an stauregulierten Flüssen (Kapitel 3.1), die im Vergleich zu freifließenden Gewässern einen höheren Anteil an allgemein häufigen Arten aufwiesen.

Der Vergleich der Biodiversitätsindikatoren zwischen beiden Gewässern zeigte je nach betrachteter Maßzahl gegenläufige Ergebnisse (Abb. 5). Alle Maße, die zur Beschreibung der Artenvielfalt herangezogen wurden (Shannon Index, Artenzahlen, Evenness) waren für den Kanal höher als für den Fluss. Der Anteil der nach der Roten Liste (GARVE 2004) geschützten Arten unterschied sich nicht signifikant.



Harvolk et al., 2014. Ecological Engineering 73: 31-44.

Abb. 5: Unterschiede in den Biodiversitätsindikatoren zwischen Ems und Dortmund-Ems-Kanal sowie die Einflussfaktoren auf die Biodiversität.

Auf Landschaftsebene waren die Anzahl der Biotoptypen und die Dominanz entlang des Flusses höher. Der Anteil wertvoller und sehr wertvoller Biotope war entlang der Ems signifikant höher als entlang des Kanals (DEK = 24% ± 1.86 Standardfehler, Ems = 38.6% ± 2.55, $p < 0.0001$). Der Anteil der FFH-Lebensraumtypen war statistisch nicht vergleichbar, da entlang des Kanals nur vereinzelt geschützte Biotope vorkamen, während entlang der Ems häufig Hart- und Weichholzauwälder (LRT Typ 91F0 und Typ 91E0) kartiert waren.

Die Maße für die funktionelle Diversität waren für die Ems höher als für den Kanal, was den Ergebnissen einer größeren Differenzierung der Artenzusammensetzung entspricht. Dies ist ein Hinweis auf eine höhere Anzahl von spezialisierten Arten (KOTOWSKI et al. 2013) und steht im Zusammenhang mit einem höheren Grad an Nischendifferenzierung und somit reduzierter Konkurrenz zwischen den Arten (MASON et al. 2005). Dies entspricht den Beobachtungen in der Artenzusammensetzung: entlang der Ems wachsen mehr Spezialisten und weniger Konkurrenz betonte Strategen als entlang des Kanals.

3.3 Vielfalt der Lebensräume

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Vielfalt der Lebensräume entlang der Bundeswasserstraßen zeigten eine hohe Variabilität zwischen den Gebieten. Insbesondere die berechneten Diversitätsmaße und die mittleren ökologischen Wertigkeiten (im Folgenden MEV) variierten stark (siehe Abb.6).

Der mit den größten Flächenanteilen vorkommende Lebensraum war Grünland, gefolgt von Röhricht und Acker. Hartholz-Auwald war nur in einem Untersuchungsabschnitt am Rhein (ab km 449, im NSG Kühkopf-Knoblochsau, welches bedeutsame Auwaldbestände umfasst (NW-FVH 2010)) der häufigste Biotoptyp. Die Ergebnisse zeigen die Intensität der Landnutzung und den damit vorherrschenden anthropogenen Einfluss entlang der Bundeswasserstraßen an, was bereits im Auenzustandsbericht (BRUNOTTE et al. 2009) nachgewiesen wurde.

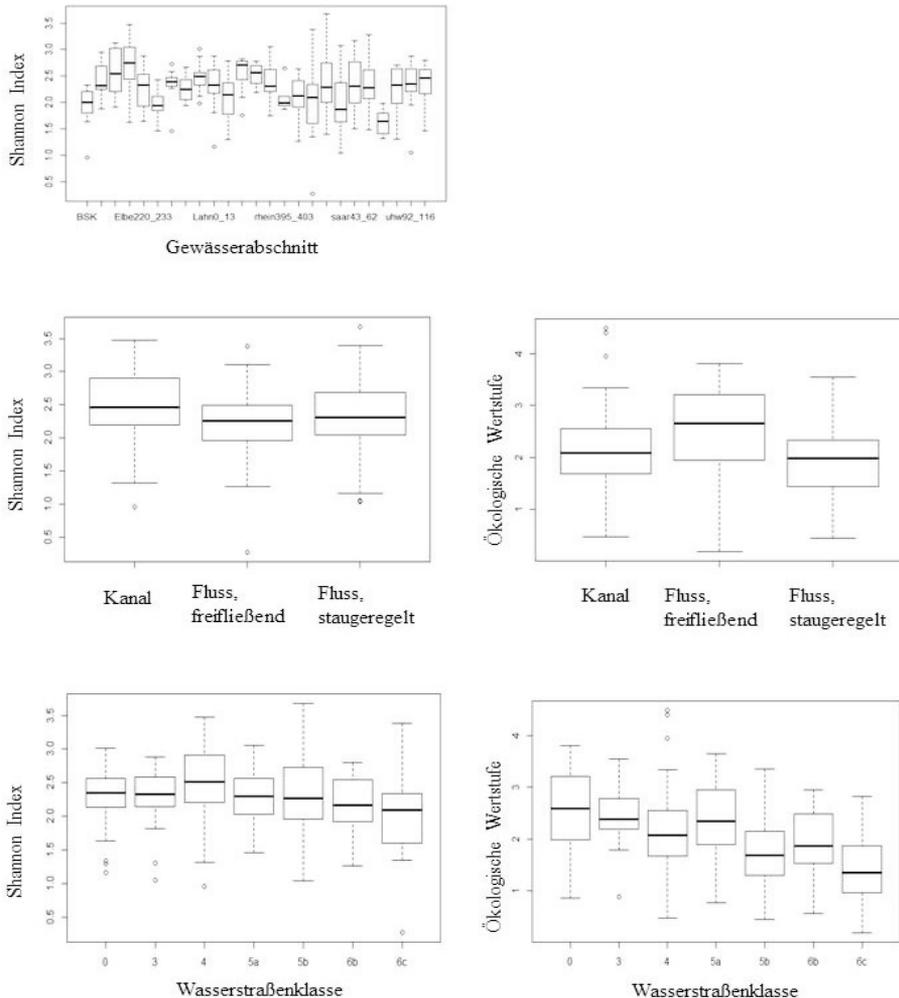


Abb. 6: Landschaftsstrukturelle Vielfalt (Shannon Index auf Landschaftsebene) und mittlere ökologische Wertstufe der untersuchten Gewässerabschnitte in Abhängigkeit vom Untersuchungsabschnitt, Regulierung und Wasserstraßenklasse (Klassifizierung der Wasserstraßen anhand der maximal möglichen Durchfahrtsgrößen der Schiffe).

Die landschaftsstrukturelle Vielfalt (Shannon's Diversität) und die Gleichverteilung (Evenness) der Habitate waren an Kanälen signifikant höher als an staugeregelten und frei fließenden Flüssen, welche die geringste strukturelle Diversität aufwiesen (Abb. 6). Im Gegensatz dazu war der mittlere ökologische Wert an freifließenden Abschnitten signifikant höher als an staugeregelten Flüssen oder Kanälen. Diese Ergebnisse entsprechen den Erkenntnissen aus der vergleichenden Studie an Ems und Dortmund-Ems-Kanal. Kanäle weisen eine kurze Uferzonierung auf (steile Ufer mit starkem Gradienten), welche jedoch in Längsrichtung sehr gleichmäßig ist. Diese streifenartigen Zonen sind von geringerem ökologischem Wert im Gegensatz zu den größeren und ineinander gewachsenen Biotopen an Flussufern, welche sich allerdings in niedrigeren Zahlen für die strukturelle Vielfalt ausdrücken. Zwischen den verschiedenen Wasserstraßenklassen unterschieden sich die Maßzahlen für strukturelle Vielfalt nur geringfügig, der ökologische Wert nahm jedoch kontinuierlich von der niedrigsten zur höchsten Wasserstraßenklasse ab (Abb. 6). Intensiver Ausbau und Schiffsverkehr haben also negative Auswirkungen auf die ökologische Wertigkeit der Uferbereiche.

Die Random-Forest-Analysen, anhand derer die relative Bedeutung der einzelnen Faktoren für die Verteilung der jeweiligen Parameter untersucht wurden, zeigten die hohe Variabilität in den Datensätzen an. Die Zuordnung der Werte zu der jeweiligen Kartiereinheit, die Topografie und das Klima hatten jeweils den größten erklärenden Anteil, während Wasserstraßenklasse und Regulierung nur eine marginale Rolle spielten.

4. Diskussion

In den Seitenräumen der stark anthropogen veränderten Bundeswasserstraßen werden Aue typische Pflanzenarten durch allgemein häufige Arten ersetzt. Arten mit Anpassung an nasse Standorte, Wechselfeuchte oder Überflutung sind genauso selten vertreten wie die in dynamischen Auehabitaten zu erwartenden Stress-Strategen (Ausnahme: *Atriplex prostrata* an der Ems) und Ruderal-Strategen (Ausnahme: *Corrigiola litoralis*, *Galeopsis segetum* in 1 bzw. 2 % der Aufnahmen an Flüssen) (NILSSON et al. 1989). Stattdessen dominieren an mittlere Standorte angepasste Konkurrenz-Strategen (*Cirsium arvense*, *Dactylis glomerata*), welche bei verändertem Überflutungsregime Auespezialisten verdrängen (CATFORD et al. 2011). Dieser Trend der Verlagerung der Arten hin zu mehr terrestrisch verbreiteten Arten im Vergleich von natürlichen und begradigten oder regulierten Gewässern wurde häufig beobachtet (z. B. POFF & ZIMMERMANN 2010; OSWALT & KING 2005) und ist auf Unterschiede im Abflussregime (POFF & ZIMMERMANN 2010), der Überflutungsfrequenz (DEILLER et al. 2001), im Uferverbau oder generell der Trennung von Fluss und Aue, wie sie zum Beispiel durch eine Eintiefung des Gewässerbetts verursacht wird, zurückzuführen (DECAMPS et al. 1988; LEYER 2006). Diese Veränderung des Artenspektrums könnte eine Ursache für die beobachteten höheren Artenzahlen entlang des untersuchten Kanals und der Flüsse mit Ufersicherung sein, da der terrestrische Artenpool höher ist als die Anzahl Aue typischer Arten. Der Trend zu einer höheren Phytodiversität in Auen durch anthropogenen Einfluss wurde teils bestätigt, teils wurde das Gegenteil beobachtet: CHIPPS et al. (2006) und POFF & ZIMMERMANN (2001) zeigten, dass die Biodiversität verschiedener Artengruppen negativ durch Veränderungen des Überflutungsregimes beeinflusst wurde, während DEILLER et al. (2001) bei reduzierter Überflutungsfrequenz eine Erhöhung der Phytodiversität beobachteten und diese Beobachtung ebenfalls mit der Einwanderung überflutungsintoleranter Arten begründeten.

Die natürliche biologische Vielfalt von Auen ist in der groß- und kleinmaßstäblich räumlich und wiederkehrend wechselnden Heterogenität der Umweltfaktoren und Standorte begründet (STROMBERG et al. 2010). Natürliche Auegesellschaften weisen nicht unbedingt hohe Artenzahlen auf (STROMBERG et al. 2010, DOUDA et al. 2011), aber die dynamischen

Verbreitungsmuster bieten Raum für eine hohe funktionelle Diversität. Dies zeigt sich in der höheren Landschaftsstrukturvielfalt und der höheren funktionellen Diversität an der Ems. Höhere Artenzahlen, wie am Kanal, sind daher kein Beleg für einen höheren Grad an Natürlichkeit oder höhere Funktionalität (DEILLER et al. 2001). Der Dortmund-Ems-Kanal kann in seinem derzeitigen Zustand nur zu einem geringen Anteil die Ökosystemfunktionen einer funktionellen Aue übernehmen, da die Funktionsfähigkeit natürlicher Flussauen durch ein dynamisches Abflussregime gekennzeichnet ist (POFF 1997, in ALFREDSEN et al. 2012), das an einem Kanal nicht vorhanden ist.

In der Fallstudie entlang des Kanals und entlang der untersuchten Gewässer mit Uferbefestigungen sorgte die kleinräumig laterale Strukturierung der Uferzone für höhere Artenzahlen, während die ökologisch wertvolleren Biotope vor allem entlang der Ems nicht mit höherer Artenvielfalt in Zusammenhang standen. Diese Strukturierung (ausgedrückt durch eine hohe Randliniendichte) zeigte sich in den NMDS-Analysen als bestimmender Faktor für die Artenzusammensetzung (HARVOLK et al. 2014, 2015). Auch in den Regressionsanalysen (Kapitel 3.1, 3.2) wurden Landschaftsstruktur sowie Landnutzung als wichtige Einflussfaktoren der Verteilung der Pflanzenartenvielfalt identifiziert, was auch von MÉNDEZ-TORIBIO et al. (2014) oder ALLAN (2004) beobachtet wurde. Negative Randeffekte (beispielsweise durch Dünger- oder Pflanzenschutzmitteleintrag) aus der umliegenden Landwirtschaft können die Phytodiversität von Auen beeinträchtigen (MÉNDEZ-TORIBIO et al. 2014; ALLAN 2004), wie in der Artenzusammensetzung der untersuchten Grünlandstandorte und hohen Nährstoff-Zeigerwerten sichtbar wurde. Andererseits erhöht eine vielfältige Landnutzung den Gesamtartenpool der umgebenden Landschaft (LIU et al. 2013). Entsprechend steht eine hohe Landschaftsstrukturvielfalt mit hohen Artenzahlen in Zusammenhang (KUMAR et al. 2006; SIMMERING et al. 2013).

Die Untersuchungen zur landschaftsstrukturellen Vielfalt (Kapitel 3.3) zeigten ähnliche Befunde wie die Ergebnisse auf Plot-Ebene zur Pflanzenartenvielfalt. Auch hier entsprach eine hohe Diversität nicht einem hohen Grad an Natürlichkeit und mit zunehmendem menschlichem Einfluss nahm die ökologische Wertigkeit ab. Während beispielsweise die Elbe (frei fließend, relativ geringer Schiffsverkehr) bei km 365 bis 385 einen mittleren Biotopwert von 3,5 von 5 (mittel bis hochwertig) aufwies, lag dieser für den Rhein bei Kilometer 639 bis 679 (stärker ausgebaut und in diesem Abschnitt stärker befahren) nur bei 1,4 (sehr geringwertig bis geringwertig). Der Zustand und die Vielfalt der Lebensräume ist einer der wichtigsten Faktoren für die Artenvielfalt der Flussauen (NAIMAN & TURNER 2000). Dies ist jedoch vor allem in dynamischen Bedingungen begründet, welche im zeitlichen Verlauf immer wieder neue Standorte schaffen. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit stellen nur eine Momentaufnahme dar, können also den zeitlichen Faktor nicht bewerten. Diversitätsmaße zur Beschreibung der Landschaftsstruktur sind ohne Zeitreihenbetrachtung daher nur bedingt für Aussagen zum ökologischen Wert von Auelebensräumen geeignet.

Die Ergebnisse aller drei Studien legen nahe, dass für eine Berücksichtigung und Verbesserung des Naturschutzes beim Management von Bundeswasserstraßen vor allem die Natürlichkeit der Lebensräume betrachtet werden sollte. Die Wiederherstellung oder das Zulassen von dynamischen Umweltverhältnissen durch die teilweise Reduzierung der Regulierung sowie die aktive Förderung von Auebiotopen würden den naturschutzfachlichen Wert der Seitenräume von Bundeswasserstraßen verbessern. Bei der Berücksichtigung von Naturschutzbelangen im Gewässermanagement müssen potentielle Fehlinterpretationen bei der Verknüpfung eines hohen Grades an Natürlichkeit mit hohen Artenzahlen bedacht werden. Nach Renaturierungsprojekten fallen i. d. R. zunächst nicht Aue typische Arten aus, was kurzfristig zu einer Verringerung der Artenzahlen führen kann (BAART et al. 2013). Langfristig bieten die sich einstellenden natürlicheren Bedingungen wieder Raum für eine Aue typische Phytodiversität (FUNK et al. 2013).

Bei Überlegungen zu Renaturierungsprojekten an stark veränderten Fließgewässern stellt sich die Frage, ob dabei tatsächlich Novel Ecosystems im Sinne von HOBBS et al. (2006) behandelt werden, d. h. um unter menschlichem Einfluss entstandene Systeme, die sich nach Wegfallen dieses Einflusses nicht mehr in ihren ursprünglichen Zustand zurückversetzen lassen. Es stellt sich die Frage, ob diese Novel Ecosystems einen vorübergehenden Zustand darstellen oder ob sie dauerhaft stabil sind, somit nicht wieder regenerierbar, und ob ihnen dementsprechend ein eigener Wert zugesprochen werden sollte. Diese Debatte ist nicht erst während der vergangenen Dekade aufgekommen. TÜXEN führte 1956 den Begriff der potentiellen natürlichen Vegetation ein, nämlich einen „gedachten natürlichen Zustand der Vegetation“ (PNV), welcher sich nach Beseitigung menschlicher Einflüsse unter den gegebenen Bedingungen „schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde“. Mit dieser Definition trug er der Tatsache Rechnung, dass Ökosysteme weitreichend durch den menschlichen Einfluss verändert sind. Er wandte sich von der bis dahin gängigen Rekonstruktion eines „natürlichen“ oder „ursprünglichen“ Zustandes der Vegetation ab (KOWARIK 1987) und ließ die Folgerung zu, dass anthropogen veränderte Standortbedingungen zu einer sich von einem historischen Zustand unterscheidenden PNV führen würden. Dies entspricht dem Konzept der Novel Ecosystems. In der Folge beschrieben weitere Autoren anthropogen veränderte Systeme: ODUM bezeichnete sie 1962 als ‘synthetic ecosystems’, die bisher nicht dagewesene Bedingungen und Kombinationen von Organismen umfassen, ELLENBERG (1973) kennzeichnete sie als ‘urban-industrielle Ökosysteme’.

Zwei wesentliche Faktoren spielen eine Rolle für die Regenerierbarkeit von Ökosystemen: Sowohl abiotische Limitierungen durch veränderte abiotische Standortverhältnisse (z. B. Wasserhaushalt) als auch biotische Limitierungen aufgrund von Ausbreitungsbarrieren können einer Rückkehr zu ursprünglich vorhandenen Artenkombinationen entgegenwirken (HOBBS et al. 2006). Nicht ausreichender Renaturierungserfolg an Fließgewässern wurde unter anderem von JANUSCHKE et al. (2014) an der Lahn dokumentiert: Da das Abflussregime weiterhin durch Stauregulierung verändert ist und somit dynamische Verhältnisse fehlen, setzten nach anfänglicher Besiedlung der renaturierten Standorte mit typischen Auearten Sukzessions- (und nicht Zonierungs-) prozesse ein. Einige Jahre später unterschied sich die Artenzusammensetzung kaum noch von den nicht renaturierten, weiterhin mit Steinschüttung gesicherten Uferabschnitten in der Umgebung.

Novel Ecosystems entstehen nicht “neu”, sondern entwickeln sich innerhalb existierender, räumlich und zeitlich dynamischer Systeme (HOBBS et al. 2006). Dementsprechend bestehen verschiedene Entwicklungspotentiale. Dynamische Veränderungen können einerseits eine Rückentwicklung der Artenspektren zur Folge haben. Andererseits können bestimmte Schlüsselarten unter den eingewanderten Arten das System so stark beeinflussen, dass sich weitere Arten etablieren, die invasiv werden und so das Ökosystem noch weiter verändert wird (HOBBS et al. 2006). Das Entwicklungspotential hängt also von der relativen Stabilität des neuen Ökosystems ab. HOBBS et al. (2009) unterscheiden hier zwischen ‘historical’, ‘hybrid’ und ‘novel’ Systemen. Dabei stellen die historischen Systeme den ursprünglichen Zustand dar, hybride beinhalten eine Artenkombination aus historisch am Standort zu erwartenden und neuen Arten, neue Systeme sind vollständig verändert und, im Gegensatz zu den beiden anderen Zuständen, kaum durch Naturschutz- und Renaturierungsmaßnahmen veränderbar. Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Gewässer beinhalten teils noch typische Auenarten, teils sind sie stark verändert, sie sind also im Übergangsbereich zwischen den ‘hybrid’ und ‘novel’ Ökosystemen einzuordnen. Ob eine Renaturierung von Bundeswasserstraßen wieder zu historischen, also natürlichen, Zuständen führen kann, könnte die Erprobung von Renaturierungsmaßnahmen zeigen, ist aber nicht sehr wahrscheinlich.

Danksagung

Wir danken der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) für die Förderung des Projekts „Biodiversität an Bundeswasserstraßen“, in welchem die vorgestellten Untersuchungen durchgeführt wurden und insbesondere Dr. Andreas Sundermeier und Dr. Lars Symmank für die Zusammenarbeit, sowie allen Beteiligten (Dr. Marcus Bernhardt-Römermann, Miriam Bienau, Prof. Dr. Lutz Eckstein, Renate Keyl, Yves Klinger, Annette Müller, Frank Richter, Laura Satkowski, Anja Schürmann, Nato Tephnadze, Prof. Dr. Cajo ter Braak, Tim Theissen, Andreas Wieneke, Bernd Wolters) für die Unterstützung bei der Geländearbeit und den Auswertungen.

Zusammenfassung

Der Begriff ‘Novel Ecosystems’ (‘neuartige Ökosysteme’, HOBBS et al. 2006) beschreibt Systeme, die sich unter menschlichem Einfluss entwickelt haben und die nach Beendigung dieses Einflusses nicht in ihren ursprünglichen Zustand zurückversetzt werden können. Anthropogen veränderte Flüsse und Auen sind ein Beispiel für diese Systeme. In ihrem natürlichen Zustand gehören Flussauen zu den artenreichsten Systemen in Mitteleuropa. Allerdings wurden sie seit Jahrhunderten vom Menschen genutzt und verändert und haben einen Großteil ihrer Vielfalt und Funktionalität verloren.

In der vorliegenden Studie wurden die Phytodiversität und die landschaftliche Vielfalt der Bundeswasserstraßen (Flüsse und Kanäle) untersucht, um zu ermitteln (1) ob die Artenzusammensetzung und Pflanzenartenvielfalt entlang der Bundeswasserstraßen von menschlichen Aktivitäten beeinflusst sind und ob sich deutschlandweite Trends erkennen lassen, (2) welche Pflanzenarten an den Ufern eines Kanals vorkommen und ob Kanäle Sekundärlebensräume für gefährdete Arten der Flussaue bereitstellen können und (3) welches die wichtigsten Biotoptypen in den Auen von Bundeswasserstraßen sind und ob die Landschaftsstrukturvielfalt dieser Bereiche durch den Menschen beeinflusst ist. Schließlich wurde eine Einschätzung vorgenommen, ob die Bundeswasserstraßen als ein Beispiel für Novel Ecosystems gesehen werden können.

Mit zunehmender anthropogener Veränderung wurde in den untersuchten Flussystemen eine Verschiebung der Artenzusammensetzung beobachtet. An Auelebensräume angepasste Arten gingen zurück und wurden von an terrestrische Habitate angepassten Arten ersetzt. Diese Zunahme terrestrischer Arten resultierte in einigen Fällen in einer Zunahme der Pflanzenartenvielfalt. Im Vergleich eines Kanals mit einem weitgehend natürlichen Fluss war die Pflanzenartenvielfalt entlang des Kanals höher, während die funktionelle Diversität, die Landschaftsstrukturvielfalt und der Grad der Natürlichkeit der angrenzenden Habitate niedriger waren. Der Kanal konnte einen Lebensraum für einige Aue-Arten bereitstellen, er konnte jedoch nicht die ökologischen Funktionen eines Flusses ersetzen. Auf der Landschaftsebene waren die Auen der Bundeswasserstraßen von landwirtschaftlichen Flächen dominiert, während natürliche Auebiotope selten waren. Die Landschaftsstrukturvielfalt nahm mit zunehmendem Schiffsverkehr und intensiverer Regulierung (frei fließende Flüsse vs. staureguliert Flüsse vs. Kanäle) zu, da Ufersicherungen die Mikrostruktur der Uferzonen verändern. Im Gegensatz dazu nahm der ökologische Wert der Lebensräume ab.

Da die Auen der Bundeswasserstraßen stark verändert sind, aber noch einige Überreste ihrer natürlichen Vegetation beinhalten, können sie zwischen hybriden Ökosystemen, also Ökosysteme, die sowohl Arten ihrer ursprünglichen Vegetation sowie neue Arten beinhalten, und neuartigen Ökosystemen, also vollständig veränderten Systemen, eingeordnet werden. Ob sie sich je in einen vollständig natürlichen Zustand zurückversetzen lassen ist eine Frage für weitere Untersuchungen.

Literatur

- ALFREDSEN, K., A. HARBY, T. LINNANSAARI & O. UGEDAL (2012): Development of an inflow-controlled environmental flow regime for a Norwegian river. – *River Research and Applications* **28**: 731-739.
- ALLAN, J. D. (2004): Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. – *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **35**: 257-284.
- BAART, I., S. HOHENSINNER, I. ZSUFFA & T. HEIN (2013): Supporting analysis of floodplain restoration options by historical analysis. – *Environmental Science & Policy* **34**: 92-102.
- BMVI & BMUB (2015): (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Hrsg.) Bundesprogramm Blaues Band Deutschland. Ein neuer Blick auf unsere Wasserstraßen und ihre Auen. Bonn, 2015. Online verfügbar unter: <http://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Publikationen/WS/blau-es-band.html> (letzter Zugriff: 27.04.2016).
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & D. MEHL (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und biologische Vielfalt* **87**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn- Bad Godesberg, 141 S.
- CARBIENER, R., & A. SCHNITZLER (1990): Evolution of Major Pattern Models and Processes of Alluvial Forest of the Rhine in the Rift Valley (France/Germany). – *Vegetatio* **88**: 115-129.
- CATFORD, J. A., DOWNES, B. J., GIPPEL, C. J., & P. A. VESK (2011): Flow regulation reduces native plant cover and facilitates exotic invasion in riparian wetlands. – *Journal of Applied Ecology* **48**: 432-442.
- CBD (1992): Convention on Biological Diversity. Online verfügbar unter: <https://www.cbd.int/convention/text/> (letzter Zugriff: 02.05.2016).
- CHIPPS, S. R., HUBBARD, D. E., WERLIN, K. B., HAUGERUD, N. J., POWELL, K. A., THOMPSON, J. & T. JOHNSON (2006): Association between wetland disturbance and biological attributes in floodplain wetlands. – *Wetlands* **26**: 497-508.
- DECAMPS, H., FORTUNE, M., GAZELLE, F. & G. PAUTOU (1988): Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. – *Landscape Ecology* **1** (3): 163-473.
- DEILLER, A. F., WALTER, J. M. N. & M. TREMOLIERES (2001): Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. – *Regulated Rivers-Research & Management* **17**: 393-405.
- DOUDA, J., DOUDOVÁ-KOCHÁNKOVÁ, J., BOUBLÍK, K. & A. DRAŠNAROVÁ (2011): Plant species coexistence at local scale in temperate swamp forest: test of habitat heterogeneity hypothesis. – *Oecologia* **169**: 523-534.
- ELLENBERG, H. (Hrsg.) (1973): Ökosystemforschung. Ergebnisse von Symposien der Deutschen Botanischen Gesellschaft und der Gesellschaft für Angewandte Botanik in Innsbruck, Juli 1971. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 282 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DULL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISEN (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* **18**. Verlag Erich Goltze KG, Göttingen, 248 S.
- FUNK, A., GSCHOEPF, C., BLASCHKE, A. P., WEIGELHOFER, G. & W. RECKENDORFER (2013): Ecological niche models for the evaluation of management options in an urban floodplain-conservation vs. restoration purposes. – *Environmental Science & Policy* **34**: 79-91.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Version. – *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* **24** (1/04): 1-76: Hildesheim.
- GRIME, J.P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester, pp. 222.
- GOULDER, R. (2008): Conservation of aquatic plants in artificial watercourses: are main drains a substitute for vulnerable navigation canals? – *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **18**: 163-174.
- HARVOLK, S., SYMMANK, L., SUNDERMEIER, A., OTTE, A. & T.W. DONATH (2015): Human impact on plant biodiversity in the functional floodplain of heavily modified rivers - A comparative study along German Federal Waterways. – *Ecological Engineering* **84**: 463-475.
- HARVOLK, S., SYMMANK, L., SUNDERMEIER, A., OTTE, A. & T.W. DONATH (2014): Can artificial

- waterways provide a refuge for floodplain biodiversity? A case study from North Western Germany. – *Ecological Engineering* **73**: 31-44.
- HÄRDTLE, W., REDECKER, B., ASSMANN, T. & H. MEYER (2006): Vegetation responses to environmental conditions in floodplain grasslands: Prerequisites for preserving plant species diversity. – *Basic and Applied Ecology* **7**: 280-288.
- HILL, M. O. (1973): Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. – *Ecology* **54** (2): 427-432.
- HOBBS, R. J., HIGGS, E. & J. A. HARRIS (2009): Novel Ecosystems: implications for conservation and restoration. – *Trends in Ecology and Evolution* **24** (11): 599-605.
- HOBBS, R. J., ARICO, S., ARONSON, J., BARON, J. S., BRIDGEWATER, P., CRAMER, V. A., P. R. EPSTEIN et al. (2006): Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. – *Global Ecology and Biogeography* **15**: 1-7.
- JANUSCHKE, K., JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W. & D. HERING (2014): Mountain river restoration measures and their success(ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. – *Ecological indicators* **38**: 243-255.
- KLAUS, V. H., SINTERMANN, J., KLEINEBECKER, T. & N. HOELZEL (2011): Sedimentation-induced eutrophication in large river floodplains - An obstacle to restoration? – *Biological Conservation* **144**: 451-458.
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. – *Angewandte Landschaftsökologie* **65**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 327 S.
- KOTOWSKI, W., JABŁO SKA, E. & H. BARTOSZUK (2013): Conservation management in fens: Do large tracked mowers impact functional plant diversity? – *Biological Conservation* **167**: 292-297.
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Definition. – *Tuexenia* **7**: 53-67.
- KUMAR, S., STOHLGREN, T. J. & G. W. CHONG (2006): Spatial heterogeneity influences native and nonnative plant species richness. – *Ecology* **87**: 3186-3199.
- LALIBERTÉ, E. & P. LEGENDRE (2010): A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. – *Ecology* **91**: 299-305.
- LANG, S. & D. TIEDE (2003): vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. CDROM.
- LEYER, I. (2006): Dispersal, diversity and distribution patterns in pioneer vegetation: The role of river-floodplain connectivity. – *Journal of Vegetation Science* **17** (4): 407-416.
- LIU, W., LIU, G., LIU, H., SONG, Y. & Q. ZHANG (2013): Subtropical reservoir shorelines have reduced plant species and functional richness compared with adjacent riparian wetlands. – *Environmental Research Letters* **8**.
- LIAW, A. & M. WIENER (2002): Classification and Regression by randomForest. – *R News* **2**(3): 18-22.
- MALANSON, G.P. (1993): *Riparian Landscapes*. – Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press, pp. 296.
- MALTBY, E., DIGBY, U. & C. BAKER (2009): *Functional Assessment of Wetlands: Towards Evaluation of Ecosystem Services*. – CRC Press, Boston, USA, pp. 672.
- MASON, N. W. H., MOUILLOT, D., LEE, W. G. & J. B. WILSON (2005): Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. – *Oikos* **111**: 112-118.
- MCCUNE, B. & J. B. GRACE (2002): *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA (www.pcord.com), 304 S.
- MEA (2005): (Millennium Ecosystem Assessment) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- MÉNDEZ-TORIBIO, M., ZERMEÑO-HERNÁNDEZ, I. & G. IBARRA-MANRÍQUEZ (2014): Effect of Land Use on the Structure and Diversity of Riparian Vegetation in the Duero River Watershed in Michoacán, Mexico. – *Plant Ecology* **215**: 285-296.
- MILTON, S. J. (2003): 'Emerging Ecosystems' – a washing-stone for ecologists, economists and sociologists? – *South African Journal of Science* **99**: 404-406.
- NAEEM, S., THOMPSON, L. J., LAWLER, S. P., LAWTON J. H. & R.M. WOODFIN (1994): Declining

- biodiversity can alter the performance of ecosystems. – *Nature* **368** (6473): 734-737.
- NAIMAN, R. J. & H. DECAMPS (1997): The ecology of interfaces: Riparian zones. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**: 621-658.
- NAIMAN, R. J., DECAMPS, H. & M. POLLOCK (1993): The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. – *Ecological Applications* **3**: 209-212.
- NAIMAN, R. J. & M. G. TURNER (2000): A future perspective on North America's freshwater ecosystems. – *Ecological Applications* **10**: 958-970.
- NILSSON, C., GRELSSON, G., JOHANSSON, M. & U. SPERENS (1989): Patterns of Plant Species Richness Along Riverbanks. – *Ecology* **70**: 77-84.
- NLWKN (2013): Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. – *Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch Weser- und Emsgebiet 2010*. 1.11.2009-31.12.2010.
- NW-FVH (2010): Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) (Hrsg.): Hessische Naturwaldreservate im Portrait. Das Naturwaldreservate-Programm. 3. Auflage. Göttingen, 2010.
- ODUM, H. T. (1962): Ecological Tools and Their Use: Man and the Ecosystem. S. 57-75 in: WAGONER, P. E. & J. D. OVINGTON (Hrsg.) *Proceedings of the Lockwood Conference on the Suburban Forest and Ecology*. – *The Connecticut Agricultural Experiment Station Bulletin* **652**, Oct. 1962, 105 S.
- OSWALT, S. N. & S. L. KING (2005): Channelization and floodplain forests: Impacts of accelerated sedimentation and valley plug formation on floodplain forests of the Middle Fork Forked Deer River, Tennessee, USA. – *Forest Ecology and Management* **215**: 69-83.
- POFF, N. L. & J. K. H. ZIMMERMAN (2010): Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. – *Freshwater Biology* **55**: 194-205.
- POHLERT, T. (2015): The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR). – R. package.
- RAO, C. R. (1982): Diversity and dissimilarity coefficients - a unified approach. – *Theoretical Population Biology* **21**: 24-43.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **124**. Bundesamt für Naturschutz Bonn- Bad Godesberg. 257 S.
- SHANNON, C. E. & W. WEAVER (1971): *The mathematical theory of communication*. University of Illinois press.
- SIMMERING, D., WALDHARDT, R. & A. OTTE (2013): Erfassung und Analyse der Pflanzenartenvielfalt in der „Normallandschaft“ - ein Beispiel aus Mittelhessen. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **25**: 73-94.
- STROMBERG, J. C., LITE S. J. & M. D. DIXON (2010): Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: implications for a changing climate. – *River Res. Appl.* **26**: 712-729.
- TABACCHI, E., PLANTY-TABACCHI A. M., SALINAS, M. J. & H. DECAMPS (1996): Landscape structure and diversity in riparian plant communities: A longitudinal comparative study. – *Regulated Rivers-Research & Management* **12**: 367-390.
- TER BRAAK, C.J.F. & P. SMILAUER (2012): *Canoco reference manual and user's guide*. Software for ordination (version 5.0). Biometris, Wageningen and Ceske Budejovice, 496 S.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – *Angewandte Pflanzensoziologie* **13**: 5-42.
- VILLÉGER, S., MASON, N. W. H. & D. MOUILLOT (2008): New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. – *Ecology* **89** (8): 2290-2301.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. – Stuttgart (Ulmer) 765 S.
- WSV (2014): *Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes* (Hrsg.) *Wasserstraßen*. Online verfügbar unter: <http://wsv.de/wasserstrassen/index.html> (letzter Zugriff: 27.04.2016).

Anschrift der Verfasser:

Dr. Sarah Harvolk-Schöning (sarah.harvolk-schoening@umwelt.uni-giessen.de)

Dr. Kristin Ludewig

Prof. Dr. Dr. habil. Dr. h.c. (TSU) Annette Otte

Justus-Liebig-Universität Gießen, Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen

PD Dr. Tobias W. Donath

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung Landschaftsökologie, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: [28](#)

Autor(en)/Author(s): Harvolk-Schöning Sarah, Ludewig Kristin, Otte Annette, Donath Tobias W.

Artikel/Article: [Die Analyse der Phytodiversität der Ufer und Auen von Bundeswasserstraßen 55-73](#)