

# **Anwendbarkeit von Bioindikationssystemen für planerische und naturschutzfachliche Fragestellungen in Auen**

**Von der Fakultät für Architektur und Landschaft**

**der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover**

**zur Erlangung des Grades**

**Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)**

**genehmigte DISSERTATION**

von

Dipl. Ing. Mathias Scholz

2022

Referentin: Prof. Dr. Christina von Haaren  
Institut für Umweltplanung  
Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Koreferent: Prof. Dr. Klaus Henle  
Institut für Biologie, Universität Leipzig und  
Department Naturschutzforschung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

Tag der Promotion: 16.12.2021

**DOI:** <http://dx.doi.org/10.15488/13115>

**URL:** <https://www.repo.uni-hannover.de/handle/123456789/13220>

## Vorwort und Danksagung

Liebe Leserin, lieber Leser,

Vor Ihnen liegt das Ergebnis meiner Promotionsarbeit am Fachbereich für Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover. In dieser Studie widmete ich mich dem Thema *Anwendbarkeit von Bioindikationssystemen für planerische und naturschutzfachliche Fragestellungen in Auen*. Durch meine langjährige Tätigkeit zu verschiedenen planerischen und wissenschaftlichen auenökologischen Fragestellungen im Bereich der Mittleren Elbe und darüber hinaus, stand das Thema im Spannungsfeld zwischen ökologischer Forschung und der naturschutzfachlichen bzw. landschaftsplanerischen Praxis. Es hatte mir selbst zahlreiche neue Herangehensweisen der Freilandforschung und deren Auswertung eröffnet, die aus landschaftsplanerischer Sicht häufig im Verborgenen bleiben, da sie weder Inhalt der Ausbildung sind, als auch im beruflichen Alltag in dieser Form nachvollzogen werden können. So hoffe ich, dass ich mit dieser Arbeit etwas aus der ökologischen Forschung in die Anwendung bringen kann und das Verständnis des sehr komplexen Ökosystems Auen verbessern konnte.

Während dieser Bearbeitungszeit wurde ich von zahlreichen Menschen unterstützt, ohne die ich nicht zum vorliegenden Ergebnis gekommen wäre. Zunächst möchte ich mich bei meinen Betreuern Frau Prof. Dr. Christina van Haaren und Herrn Prof. Dr. Klaus Henle für ihre motivierende und umfangreiche inhaltliche Unterstützung und Begleitung dieser Arbeit besonders herzlich bedanken. Ein ganz besonderer Dank gilt den gesamten Teams der Verbundprojekte RIVA, HABEX und RESI, die mir lange Jahre über meine Koordinationstätigkeit und gemeinsame Bearbeitung ihr Vertrauen gegeben haben und ich die in den Projekten erarbeiteten Daten für diese Arbeit nutzen konnte. Besonderer Dank gilt hier Dr. Robert Böhnke (Leipzig) für wasserkundliche Daten, Prof. Dr. Jörg Rinklebe (Wuppertal) für bodenkundliche Daten, Dr. Uwe Amarell (Offenburg) und Dr. Judith Gläser (Stuttgart) für floristische Datensätze, Dr. Klaus Follner (Leipzig), Dr. Francis Foeckler (Kallmünz), Arno Schanowski (Bühl) und Hans Schmidt (Wolfersdorf) für ihre Unterstützung und Diskussion in der Anwendung des Indikationssystems. Des Weiteren gilt sehr großer Dank Dr. Sabine Stab (Stadt Wehlen), Prof. Dr. Birgit Felinks (Lenzen), Franziska Löffler (Leipzig), Dr. Christiane Ilg (Genf), Dr. Peter Horchler (Koblenz), Dr. Pedro J. Leitão (Berlin), Dr. Tobias Scholz (Dortmund), Prof. Dr. Frank Dziock (Dresden), Prof. Dr. Rebecca Harris (Hobart) und Dr. Thomas Horlitz (Hannover), die insbesondere zu Fragen der Strukturierung und statistischer Auswertungen wertvolle Hinweise für diese Arbeit gaben. Auch möchte ich mich bei Herrn Sebastian Bolze (Leipzig), Dr. Christian Damm

(Rastatt), Prof. Dr. Emil Dister (Rastatt), Dr. Thomas Ehlert (Bonn), Dr. Christine Fischer-Bedtke (Leipzig), Dr. Alexandra Dehnhardt (Berlin), Cedrik Gapinski (Hannover), Dr. Michael Gerisch (Koblenz), Lars Gerstner (Karlsruhe), Helmut Giebel (Koblenz), Dr. Bernd Gruber (Canberra), Dr. Kathrin Januschke (Essen), Dr. Meike Kleinwächter, Dr. Frank Krüger (Arendsee), Florian Mayer (Leipzig), Dr. Simone Podschun (Berlin), Dr. Martin Pusch (Berlin), Andrea Rumm (Kallmünz), Prof. Dr. Erika Schneider (Rastatt/Hermanstadt), Dr. Christiane Schulz-Zunkel (Leipzig), Dr. Barbara Stammel (Regensburg), Dr. Julia Thiele (Berlin), Ines Höhne (Leipzig), Dr. Klaus Pöschel (Bielefeld), Martina Varchmin (Bielefeld) und Marlies Uhlig (München) für ihre Unterstützung über die Jahre bedanken. Weiterer Dank gilt Volker Hüsing (Koblenz), Karl-Heinz Jährling (Magdeburg), Dr. Elmar Fuchs (Koblenz), Dr. Sebastian Kofalk (Koblenz), Prof. Dr. G. Kaule (Stuttgart), Dr. Schwartz-von-Raumer (Stuttgart), Dr. Dr. Dietmar Mehl (Bützow), Bernd Neukirchen (Bonn), Dr. Holger Rupp (Seehausen), Kollegen im Department Naturschutzforschung und anderen Abteilungen am UFZ sowie am ILPÖ der Universität Stuttgart und dem IUP der Universität Hannover.

Des Weiteren möchte ich auch Herrn Guido Puhlmann und seinen Mitarbeitern aus der Biosphärenreservats-Verwaltung Mittelelbe sowie dem WWF-Projektbüro Elbe, Frau Dr. Astrid Eichhorn und Georg Rast für ihr Engagement und das Bereitstellen von Daten danken. Ein ganz besonderer Dank gehört auch Dr. Uwe Amarell (Offenburg), Guido Warthemann (Dessau), Dr. Ilona Leyer (Geisenheim), Dr. Hans-Peter Weber (Dessau), Dr. Ralf Baufeld (Göttingen) für die Bereitstellung weiterer vegetationskundlicher Daten aus dem Mittelbegebiet, die für die Einschätzung der lokalen Rahmenbedingungen eine wertvolle Hilfestellung waren.

Einen herzlichen Dank gilt meinen Eltern, Geschwistern und ihren Familien, allen Freunden und Bekannten, die mich in den letzten Jahren und Monaten in Rat und Tat in der ein oder anderen Form unterstützt und ertragen haben, und insbesondere Sylvia Luge, Laura Luge und Julius Luge.

Und jetzt wünsche ich viel Spaß und hoffentlich auch neue Erkenntnisse beim Lesen!

Leipzig, im Juli 2021

Mathias Scholz

## **Zusammenfassung**

In dieser Arbeit wird am Beispiel von Überflutungsgrünland der Elbauen die Anwendung eines Indikationssystems vorgestellt, um den hydrologischen Zustand und ökologische Veränderungen in Auen für den Naturschutz und die Landschaftsplanung zu erfassen und zu bewerten. Das dieser Arbeit zugrunde liegende Indikationssystem wurde im Rahmen des Elbe-Ökologie-Verbundprojektes RIVA „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (RIVA – gefördert vom BMBF) entwickelt, um hydrologische Eigenschaften in Auen zu indizieren. Insbesondere anwendungsorientierten Fragestellungen werden in dieser Arbeit aufgegriffen:

### **Welche methodischen Ansätze zur Bioindikation in Flusslandschaften gibt es?**

Als methodischer Ansatz hat sich eine Kategorisierung von bekannten Bioindikationsätzen in fünf Kategorien bewährt. Diese wurden zu drei Hauptgruppen zusammengefasst: 1. Klassifikation, 2. Zustandsindikation mit 2.1 Umweltindikation und 2.2 Biodiversitätsindikation, 3. Bewertungsindikation mit 3.1 Wertindikation und 3.2 Zielindikation. Besonders weit finden solche Indikationssysteme im Gewässerbereich Anwendung. Für Auen wurden ebenfalls verschiedene Methoden entwickelt, die jedoch nur regional einsetzbar und bisher nicht für einen standardisierten und robusten Einsatz getestet sind.

### **Wie beeinflussen auentypische Standorteigenschaften die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften?**

Wesentliche abiotischen Wirkfaktoren in einer Auenlandschaft sind Hydrodynamik und Bodeneigenschaften, die das Vorkommen von Auengemeinschaften bzw. biologischen Indikatoren bestimmen. Am Beispiel einer Auenwiese konnten die Abhängigkeiten von Pflanzen und Umwelteigenschaften dargestellt und für drei hydrologische Standorttypen (Flutrinnen und Senken, Feuchtes Grünland und trockeneres Mesophiles Grünland) 55 relevante Indikatorarten herausgearbeitet werden.

### **Wie sind Extremereignisse (Sommerhochwasser / Dürre) auf die Auenbiodiversität einzuschätzen?**

Weiterführende Analysen im Rahmen von Auswertungen nach einem sommerlichen Extremhochwasserereignis an der Elbe zeigten unterschiedliche Reaktion der untersuchten Artengruppen Pflanzen, Mollusken und Laufkäfer.

### **Wo bestehen Anwendungsfelder von Indikationssystemen im Naturschutz und der Landschaftsplanung?**

Das dieser Arbeit zugrunde liegende Indikationssystem ermöglicht zwei wesentliche Umweltfaktoren (Grundwasserflurabstand während der Vegetationszeit und jährliche Überflutungs-

dauer im siebenjährigen Mittel) für Arten und Lebensgemeinschaften in Auen auf relativ einfache Weise mit Pflanzen, Laufkäfern und Mollusken zu erfassen. Für naturschutzfachliche und planerische Fragestellungen sollte eine Indikation auch auf ökologischen Raumeinheiten (Biotoptypen) anwendbar sein. Deshalb erfolgte ein Test des RIVA-Indikationssystems mit Biotoptypen. Die Probeflächen, aus denen das Indikationssystem entwickelt wurde, wurden fünf Biotoptypen zugeordnet. Die gemessenen und indizierten Werte für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand lagen in allen Biotoptypen eng beieinander, so dass eine hohe Güte festgestellt wurde. Ein Vergleich der Indikationsergebnisse bei der Anwendung von Vegetationsaufnahmen verschiedener Flächengröße zeigte, dass sie wenig Einfluss auf die Indikationsqualität hatte.

Sowohl das entwickelte Indikationssystem, als auch die Nutzung mittels Biotoptypen haben sich für Auenwiesen als zeitlich und als auch räumlich innerhalb der Elbauen gut übertragbar erwiesen, eine wichtige Voraussetzung für deren Anwendung in der Praxis. Das Indikationssystem selbst kann somit mit laufenden Arbeiten zur Erfolgskontrolle, Evaluierung bzw. Monitoring im Offenland verknüpft werden, insbesondere wenn Artenlisten und Abundanzen der für das Indikationssystem verwendeten Arten vorhanden sind.

### **Wie können Umweltindikationsergebnisse in eine naturschutzfachliche Bewertung integriert werden?**

Die Indikationsergebnisse selbst stellen keine Bewertung dar. Sie zeigen wertfrei einen Umweltzustand der hydrologischen Verhältnisse an. Erst durch die Zuweisung eines Wertmaßstabes lassen sich diese Ergebnisse bewerten. Die meisten der hier betrachteten Auenlebensräume sind als FFH-Anhang -Lebensraumtypen anzusprechen oder als gesetzlich geschützte Biotope nach Landes- und Bundesrecht geschützt. Sie besitzen somit eine sehr hohe planerische und naturschutzfachliche Relevanz.

Die in der Wasserwirtschaft gebräuchlichen Verfahren, dass mit einem ökologischen Referenzzustand bei einmaliger Erfassung die Güte bewertet wird, erscheint für die Bewertung hydrologischer Werte in Auen derzeit nicht sinnvoll, da wir hier meist keinen geeigneten Referenzzustand vorfinden. Die einfache und in der Landschaftsplanung weit verbreitete Methode, Biotoptypen anhand von vorgegebenen oder abgeleiteten Wertzuweisungen für verschiedene Landschaftsfunktionen mittels Umweltqualitätsstandards und Umweltqualitätszielen (im Falle des Arten- und Biotopschutzes beispielsweise über die Kriterien Seltenheit, Natürlichkeit, Abhängigkeit von extremen Standorteigenschaften) zu bewerten, wird empfohlen. Je nachdem, wie der ökologische Zustand zum Zeitpunkt der Erfassung über Umweltqualitätsziele bewertet wurde, lassen sich die hydrologischen Indikationsergebnisse für einen Vorher-Nachher-Vergleich nutzen und somit auch bewerten.

**Lässt sich auf großskaliger Landschaftsebene eine auentypische Arten- und Lebensraumvielfalt bewerten?**

Da die hier dargestellte Indikation insbesondere für kleinmaßstäbige Auenabschnitte von Naturschutzfachplanungen anwendbar ist, wird mittels Biotoptypen ein großmaßstäbiger Ansatz für eine auenangepasste Bewertung für größere Flussauenabschnitte entwickelt. In einer beispielhaften Anwendung am Rhein und an der Nahe zeigt es eine hohe Sensitivität für Handlungsoptionen.

Da insbesondere Monitoringaspekte auch für die Anwendung als auch Weiterentwicklung von Indikationssystemen wesentliche Grundlagen darstellen, werden abschließend Möglichkeiten für eine Weiterentwicklung eines Monitoringsystems in Auen diskutiert.

**Schlagwörter:** *Bioindikation, Auenökologie, Naturschutz*

## **Abstract**

In this study, an indicator system is presented using floodplain grasslands along the Elbe to record and assess the hydrological status and ecological changes in floodplains for nature conservation and landscape planning. The indicator system on which this work is based was developed within the framework of the Elbe Ecology Joint Project RIVA "Transfer and further development of a robust indicator system for ecological changes in floodplains" (RIVA - funded by the BMBF) to indicate hydrological properties in floodplains.

In particular, application-oriented questions were answered as part of this work:

### **What methodological approaches are available for bioindication in riverine landscapes?**

As a methodological approach, a categorisation of known bioindication approaches into five categories has proven useful. These were combined into three main groups: 1. classification, 2. status indication with 2.1 environmental indication and 2.2 biodiversity indication, 3. assessment indication with 3.1 value indication and 3.2 target indication. Such indicator systems have been widely used in the water sector. Various methods have also been developed for floodplains, but these can only be applied regionally and have not yet been tested for standardised and robust use.

### **How do site characteristics typical for floodplains influence the composition of plant communities?**

Important abiotic factors in a floodplain landscape are hydrodynamics and soil properties, which determine the occurrence of floodplain communities or bioindicators. Using the example of a floodplain meadow, it was possible to illustrate the dependencies between plants and environmental properties and to identify 55 relevant indicator species for three hydrological site types (flood channels and depressions, wet grassland and drier mesophilic grassland).

### **How are extreme events (summer floods / droughts) to be assessed in terms of floodplain biodiversity?**

Further analyses as part of assessments following a summer extreme flood event on the Elbe showed different reactions of the investigated species groups plants, mollusks and ground beetles.

### **Where are the fields of application for indicator systems in nature conservation and landscape planning?**

The indicator system on which this work is based makes it possible to record two essential environmental factors (depth of the natural groundwater level during the vegetation period and annual flooding duration as a seven-year average) for species and ecological communities in



floodplains in a relatively simple way using plants, ground beetles and mollusks. For nature conservation and planning purposes, an indicator system should also be applicable to ecological spatial units (biotope types) within a study area. Therefore, the RIVA indicator system was tested for biotope types. The plot information from which the indicator system was developed was assigned to five biotope types. The measured and indexed values for the duration of flooding and the depth of the groundwater were similar in all biotope types, so that a high performance could be assumed. A comparison of the indicator results for vegetation surveys with different plot sizes showed that this had little influence on the indicator quality.

The developed indicator system and its use with biotope types has proven to be transferable for floodplain meadows in terms of time and space and within the Elbe floodplains, which is an important prerequisite for its application in practice. The indicator system itself can thus be linked to ongoing work on the assessment or monitoring of alluvial meadows, especially if species lists and abundances or cover of the species used for the indicator system are available.

### **How can environmental indicator results be integrated into a nature conservation assessment?**

The indicator results themselves do not constitute an assessment. They indicate an environmental status of the hydrological conditions without any value. It is only by assigning a value standard that these results can be evaluated. Most of the floodplain habitats considered here are to be addressed as Natura2000 habitat types or are protected as legally protected biotopes under state or federal law. Therefore, they have a very high relevance for planning and nature conservation.

Assessment methods for good ecological status for hydro-morphology or water quality in water management refers to an ecological reference condition. This allows the performance to be assessed on the basis of a single survey. This approach does not make sense for the assessment of hydrological values in floodplains, as we generally do not have the information to define a suitable hydrological reference condition for this. We recommend the simple and widely used method in landscape planning of assessing biotope types based on predetermined or derived values for various landscape functions by means of environmental quality standards and environmental quality objectives (in the case of species and biotope protection, e.g. by using the criteria of rarity, naturalness, dependency on extreme site characteristics). Depending on how the ecological status was assessed at the time of recording with environmental quality objectives, the hydrological indication results can be used for a before-and-after comparison and also assessed.

**Can species typically found in floodplains and habitat diversity be assessed at the large-scale landscape level?**

As the indicator system presented here is particularly applicable for small-scale floodplain sections of nature conservation planning, a large-scale approach for a floodplain-adapted assessment for larger river floodplain sections is developed by applying habitat types. In an exemplary implementation on the Rhine and the Nahe, it shows a high sensitivity for management options.

Since monitoring aspects in particular are imperative for the application and further development of indicator systems, finally, possibilities for a further development of a monitoring system in floodplains are discussed.

**Keywords:** Bioindikation, floodplain ecology, nature conservation

## Inhaltsverzeichnis

Vorwort und Danksagung .....	I
Zusammenfassung .....	III
Abstract .....	VI
Inhaltsverzeichnis .....	IX
Abbildungsverzeichnis .....	X
Tabellenverzeichnis .....	X
Abkürzungsverzeichnis .....	XI
1 Einleitung .....	1
1.1 Anlass / Hintergrund .....	1
1.2 Ziele / Forschungsfragen .....	4
1.3 Aufbau der Arbeit .....	7
2 Biologische Indikationssysteme in Auen - Stand des Wissens .....	14
3 Grundlagen .....	15
4 Pflanzen als Indikatoren für hydrologische Standorteigenschaften .....	16
5 Wirkung von Extremhochwasserereignissen auf ausgewählte Artengruppen .....	39
6 Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen .....	40
7 Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung .....	54
8 Bewertung der auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt mit Biotoptypen - Beispiel für Hochskalierung .....	78
9 Diskussion und Empfehlungen für Praxis und Forschung .....	79
9.1 Entwicklung und Verbesserung bestehender Indikationssysteme in Auen .....	79
9.2 Bedeutung der Art-Umwelt-Beziehungen als Grundlage für die Entwicklung von Indikationssystemen in Auen .....	81
9.3 Beurteilung der Übertragbarkeit des RIVA-Indikationssystems auf Biotoptypen ....	82
9.4 Benötigter Erfassungsaufwand biologischer Probennahmen für die Verwendung der Indikation im Vergleich zu hydrologischen Messungen .....	84
9.5 Übertragbarkeit der Indikationsergebnisse von der einzelnen Probefläche auf ein Untersuchungsgebiet .....	85

9.6	Anwendungsfelder der Umweltindikationsergebnisse.....	85
9.7	Bewertung von auentypischer Arten- und Lebensraumvielfalt auf Landschaftsebene.....	88
10	Ausblick.....	89
10.1	Übertragbarkeit innerhalb des Elbeeinzugsgebietes und auf andere Flusssysteme .....	89
10.2	Monitoring ökologischer Veränderungen in Auen .....	91
10.3	Weitere Entwicklungen.....	93
11	Literaturverzeichnis .....	95
	Anhang 1: Durchführung der Indikation nach FOLLNER & HENLE (2006, 2009) .....	104
	Anhang 2: Literaturverzeichnis zu Buchbeiträgen aus Kapitel 6 und 7 .....	108
	Anhang 3: Veröffentlichungsliste Mathias Scholz 2000 bis 2021.....	156
	Eidesstattliche Erklärung über die eigenständige Abfassung der Arbeit.....	177
	Erklärung - Vorveröffentlichungen zur Dissertation.....	178

## **Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1:	Übersicht der RIVA-Untersuchungsgebiete.....	6
Abb. 2:	Auswahl bestehender Indikationssysteme in Auen und deren Klassifikation nach dem Zweck der Indikation.....	14
Abb. 3:	Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiesen bei Steckby. ....	15
Abb. 4:	Mesophiles Grünland auf der Schöneberger Wiese bei Steckby im Mai 2020.....	16
Abb. 5:	Elbehochwasser im August 2002 .....	39

## **Tabellenverzeichnis**

Tab. 1:	Publikationen die bereits aus der Dissertation hervorgegangen sind und Nachweis des individuellen Beitrags des Autors .....	7
Tab. 2:	Indikatorwerte der einzelnen Pflanzenarten.....	101
Tab. 3:	Die Überführung von Deckungsgraden bei Pflanzen .....	102

## Abkürzungsverzeichnis

BfN	Bundesamt für Naturschutz
BioAu	Biozönotische Auenzustandsbewertung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BR	Biosphärenreservat
EU	Europäische Union
FFH-LRT	Lebensraumtypen („Biotoptypen“) der FFH-Richtlinie
FFH-RL	Europäische Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG)
HABEX	Auen <b>HAB</b> itate nach <b>EX</b> tremhochwasserereignissen am Beispiel der Mittleren Elbe
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
Lebendige Luppe	Revitalisierung der Elster-Luppe-Aue von Leipzig bis Schkeuditz
MediAN	<b>M</b> echanismen der Ökosystemdienstleistungen in Hartholz-Auenwäldern: Wissenschaftliche <b>A</b> nalyse sowie Optimierung durch <b>N</b> aturschutzmanagement
RESI	River Ecosystem Service Index
RIVA	Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen
UBA	Umweltbundesamt
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH
WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG)
WILDE MULDE	WILDE MULDE- Revitalisierung einer Wildflusslandschaft in Mitteldeutschland
WWF	World Wide Fund for Nature

# 1 Einleitung

## 1.1 Anlass / Hintergrund

Flussauen gehören zu den ökologisch reichhaltigsten und wertvollsten Naturräumen in Europa (z.B. ROBINSON et al. 2002, SCHOLZ et al. 2005, TOCKNER et al. 2009, SCHNEIDER et al. 2017). Der Wechsel von Hoch- und Niedrigwasser prägt weitgehend naturnah erhaltene Stromlandschaften wie die der Elbe. Auftretende Hochwasserereignisse können noch weite Flächen des Landschaftsraumes entlang der Elbe bedecken. Der hohe naturschutzfachliche Wert von Auen wird durch die große Biotopvielfalt begründet, die für eine bedeutende Anzahl an Tier- und Pflanzenarten, darunter eine Reihe gefährdeter und bestandsbedrohter Arten, vielfältigen Lebensraum bietet (LAU 2001, SCHOLTEN et al. 2005, SCHOLZ et al. 2005, 2012, SCHNEIDER et al. 2017). Auenlandschaften haben deswegen eine hohe Bedeutung für den Naturschutz (BRUNOTTE et al. 2009, SCHOLZ et al. 2012, BMU & BfN 2021). Sie werden zugleich stark durch verschiedene Nutzungen beansprucht; so beispielsweise der Fluss als Bundeswasserstraße, das Auengrünland durch die Landwirtschaft, die Auenwälder durch die Forstwirtschaft oder die gesamte rezente Aue für den Hochwasserschutz als Rückhalteraum (SCHOLZ et al. 2017a). Diese multifunktionale Landschaft wird durch eine Vielzahl von gesellschaftlichen und gesetzlichen Vorgaben geschützt. So sind beispielsweise an der Deutschen Elbe die rezenten Auen zu über 80 % als NATURA2000 Gebiete ausgewiesen. Von Prettin (Sachsen-Anhalt) bis Lauenburg (Schleswig-Holstein) wird die Mittlere Elbe mit ihrer Auenlandschaft durch das fünf-Länder übergreifende und flächenmäßig größte UNESCO-Biosphärenreservat Deutschlands als BR Flusslandschaft Elbe geschützt. Dieser Rahmen soll eine nachhaltige Erhaltung sowie angemessenes Management gewährleisten (z.B. SCHOLTEN et al. 2005, KORN et al. 2005, SCHOLZ et al. 2005, 2017a). Für den Schutz dieser Auenlandschaft wurden zahlreiche Ziel- und Entwicklungskonzepte erarbeitet (z.B. für die Elbe: PRÜTER & EVERS 2001, WYCHISK & WEBER 2003, ARCADIS 2006, IKSE 2009, MLU 2010, KOFALK et al. 2015).

Als Folgen des Klimawandels können in Mitteleuropa zunehmende Trockenheit aber auch häufigere Starkregenereignisse zu längeren Niedrigwasserzeiten oder intensiveren atypischen Hochwasserereignissen führen und damit die ökologischen Bedingungen der europäischen Flüssen und Auen verändern (z.B. CONRADT et al. 2012, LINGEMANN et al. 2013). Angesichts des historischen Ausbaus und der Unterhaltung der Elbe als Bundeswasserstrasse ist in großen Abschnitten zusätzlich eine deutliche Sohlerosion zu verzeichnen (SCHOLZ et al. 2009a, KOFALK et al. 2015), die dazu führt, dass viele Hochwasserereignisse bereits heute zu kürzeren Überschwemmungen führen, da sie erst später ausufern oder der mit dem Fluss gekoppelte Grundwasserstand immer weiter absinkt und somit die Folgen von Extremereignissen

verstärken. Auch sind an der Elbe über 80 % der morphologischen Aue durch Deichbau vom Hochwassergeschehen entkoppelt und ermöglichen so eine intensive Landnutzung (BMU & BfN 2021). Die Entkoppelung von Fluss und Aue und die immer häufiger auftretenden Extremereignisse, wie extreme Dürre, hohe Temperaturen, aber auch atypische Hochwasserereignisse der letzten Jahrzehnte verschärfen die ökologische Gesamtsituation (HARRIS et al. 2020). Durch das Ausbleiben und die Veränderungen dieser so wichtigen hydrologischen Steuerfaktoren ist die autotypische Biodiversität stark gefährdet und bedarf besonderer Anstrengungen im Fluss- und Auenmanagement.

**Indikationssysteme** haben in solchen Systemen die Aufgabe, ökologische Zustände und Veränderungen in unserem Fall in Auen besser zu veranschaulichen, so dass Analyse und Bewertung schnell und günstig umsetzbar sind. Damit kann der Einsatz von Indikatoren beispielsweise zur hydrologischen Gebietscharakterisierung den Auenschutz unterstützen und dadurch die Auenentwicklung zu naturnäheren Verhältnissen zielführend gestaltet werden (WINKELBRANDT 1990, FOECKLER & BOHLE 1991, SPANG 1992, KÖPPEL et al. 1994, KOENZEN 2005, DZIOCK et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009a).

### **Welche Anforderung hat der Naturschutz an Indikationssysteme? Welche Inhalte sollen durch Indikatoren abgebildet werden?**

Besondere Bedeutung haben Indikatoren bei komplexen Systemen wie Auen, die von schwer messbaren Parametern und Prozessen bestimmt werden können. Da in Auenlandschaften hydrologischen Umweltfaktoren eine zentrale Bedeutung für das Vorkommen und Überleben von Arten- und Lebensgemeinschaften zukommt (z.B. HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, AMOROS & PETTS 1993, WARD et al. 1999, SCHNEIDER et al. 2017), ist ihre Betrachtung für den Schutz und die Bewertung des Status Quo, aber auch ökologischer Auswirkungen von Eingriffen, Renaturierungen oder Extremereignissen eine wesentliche Voraussetzung.

Eine Indikation dient dazu, schwer erfassbare, komplexe Umweltzustände durch leicht erfassbare Parameter zu beschreiben und zu bewerten und soll teuren Apparate-, Zeit- und Personalaufwand vermeiden helfen. Gleichzeitig soll eine Indikation zuverlässige (für die Fragestellung ausreichend genaue) Aussagen über das betrachtete System liefern. Nur wenn Indikatoren diese Ansprüche erfüllen, ist ihr Einsatz sinnvoll (SCHUBERT 1991, DZIOCK et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009d). Im Rahmen der Landschafts- und Umweltplanung werden Indikatoren als Kenngrößen zur Abbildung von direkt nur schwierig messbaren und oftmals komplexen Sachverhalten verwendet (SRU 1998). Insbesondere Bewertungsmethoden bedienen sich Indikatoren zur Einschätzung des Zustandes von Umweltgütern oder der Auswirkung von Eingriffen (FÜRST & SCHOLLES 2001). Besondere Bedeutung haben Indikatoren bei komplexen

Ökosystemen wie Auenlandschaften, die von Prozessen (beispielsweise Überflutungsdauer und –häufigkeit) bestimmt werden, die nur mit großem Aufwand gemessen werden können (SCHOLZ et al. 2009a). Eine Bewertung einer Umweltindikation ist aber nur möglich, wenn ein Bewertungsmaßstab definiert oder vorgegeben wird (SCHOLZ et al. 2009c, siehe auch Kap. 7).

### **Wie war der Wissenstand zu Beginn der Arbeit?**

Zu Beginn dieser Arbeit waren vor allem Indikationssysteme aus dem Bereich der Limnologie bekannt, die bereits vor mehr als 100 Jahren in der Wasserwirtschaft entwickelt wurden (z.B. KOLKWITZ & MARSSON 1902, FRIEDRICH 1990) und im Kontext der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie weiterentwickelt und auch angewandt werden. Sie beschränken sich auf aquatische Organismengruppen oder Strukturelemente, die zur Einschätzung der Gewässer- oder Strukturgüte von Gewässern genutzt werden. Biologische Qualitätskomponenten sind beispielsweise Fische, Wasserpflanzen Makrozoobenthos oder Phytoplankton. Auch außerhalb der Gewässer wurde bereits früh ein Zusammenwirken von Vegetation und abiotischen Standortfaktoren erkannt (z.B. TÜXEN & ELLENBERG 1937, TÜXEN 1954, ELLENBERG et al. 2001). Inzwischen gibt es Indikationssysteme für sehr viele aquatischen und terrestrischen Ökosysteme (z.B. STATZNER et al. 2001, DZIOCK et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009a) und Indikatoren werden für die unterschiedlichsten Aufgaben eingesetzt.

So wurden beispielsweise Indikationssysteme für strukturelle Veränderungen von Lebensräumen (z.B. LINDENMAYER 1999, LARSSON 2001, MORLEY & KARR 2002) oder zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemfunktionen aufgestellt (z.B. TSCHARNTKE et al. 1998, STATZNER et al. 2001, MALTBY et al. 2009). Verschiedentlich wurden Vorschläge entwickelt, Indikatoren für wesentlichen Gefährdungsfaktoren, wie Eutrophierung oder Intensive Landnutzung in einer Landschaft zu identifizieren und diese durch Indikatoren für die Ableitung praktischer Maßnahmen im Gewässerschutz, in der Landschaftsplanung und im Naturschutz einzusetzen (BAUER 1985, 1992, LAMBECK 1997, LILLIESKÖLD & SCHERER-LORENZEN 2000, FREUDENBERG & BROOKER 2004).

In neuerer Zeit wird auch verstärkt diskutiert, ob bestimmte Artengruppen als Indikatoren für die Biodiversität insgesamt geeignet sind (z.B. PRENDERGAST 1997, PEARSON & CARROLL 1999, LARSSON & ESTEBAN 2000, STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2000, HINTERMANN et al. 2002). Schließlich werden Indikatoren auch eingesetzt, um zu bewerten, inwieweit Umweltpolitiken ihre Ziele erreicht haben, Umweltmaßnahmen effizient sind und welchen Erfolg Strategien zur Reduzierung von Konflikten zwischen dem Schutz der Biodiversität und konkurrierenden Ansprüchen des Menschen haben (z.B. LARSSON & ESTEBAN 2000, LARSSON 2001, NIEMELÄ et al. 2005).



Diese kurze Übersicht über die vielfältigen Arten und Verwendungen von Indikationssystemen zeigt, dass es kein umfassendes Indikationssystem geben kann, das gleichermaßen für alle Fragen und Probleme bei der Analyse und Bewertung komplexer Umweltzustände geeignet ist. Vielmehr müssen Indikationssysteme sorgfältig auf die mit ihnen zu lösenden Aufgaben zugeschnitten sein. Indikationssysteme sind umso besser, je empfindlicher sie einerseits die ökologischen Auswirkungen bestimmter Umweltzustände oder Maßnahmen anzeigen, andererseits dass sie effizient sein sollen und weniger aufwendig als aufwendige Messungen. Ein Grundproblem besteht dabei darin, dass zu Recht gefordert wird, nicht für jede Maßnahme und jedes Gebiet ein neues Indikationssystem zu erarbeiten, sondern möglichst übertragbare Indikationssysteme zu nutzen, und gleichzeitig naturraumspezifische Charakteristika einzubeziehen (NETTMANN 1991). Nur Indikationssysteme, deren Übertragbarkeit mit einer geeigneten Methodik getestet wurde, haben Aussicht, diese gegensätzlichen Forderungen erfüllen zu können. Dabei muss geprüft werden, ob die Aussagen des erarbeiteten Indikationssystems gegenüber einem reduzierten Erfassungsaufwand robust sind, um den Ansprüchen nach Vereinfachungen und möglichst geringem Aufwand so weit als wissenschaftlich vertretbar entgegenkommen zu können. Erst dann kann die Kosten-Nutzen-Relation zwischen Aussagegenauigkeit, -fehler und benötigtem Aufwand eingeschätzt und je nach benötigter Aussageschärfe festgelegt werden (vgl. JOHNSON 2000). Zusammen stellen Indikationssysteme wesentliche Werkzeuge für die angewandte Forschung und die naturschutzfachliche Praxis dar.

Es fehlen spezielle in Auen verwendbare Indikationssysteme für Naturschutzfragen, die anhand von einfach messbaren Indikatoren eine Zustandsbewertung beispielsweise von Umwelteigenschaften oder auch der wertgebenden Biodiversität an sich ermöglichen. Eine besondere Bedeutung kommt diesen Indikationssystemen insbesondere bei der Analyse des Status Quo, aber vor allem bei der Evaluierung von Eingriffen oder auch Renaturierungsvorhaben zu.

Aus diesem Wissensdefizit heraus ergaben sich die im Folgenden beschriebene Ziele der Arbeit und speziellen Forschungsfragen.

## **1.2 Ziele / Forschungsfragen**

Auen werden für die vorliegende Arbeit als Ökosystem ausgewählt, da sie zu den artenreichsten, komplexesten, dynamischsten und gleichzeitig am meisten gefährdeten Lebensräumen in Europa gehören (z.B. TOCKNER & STANFORD 2002, VANNEUVILLE et al. 2016, SCHNEIDER et al. 2017). Wesentliche abiotischen Wirkfaktoren in einer Auenlandschaft sind Hydrodynamik und

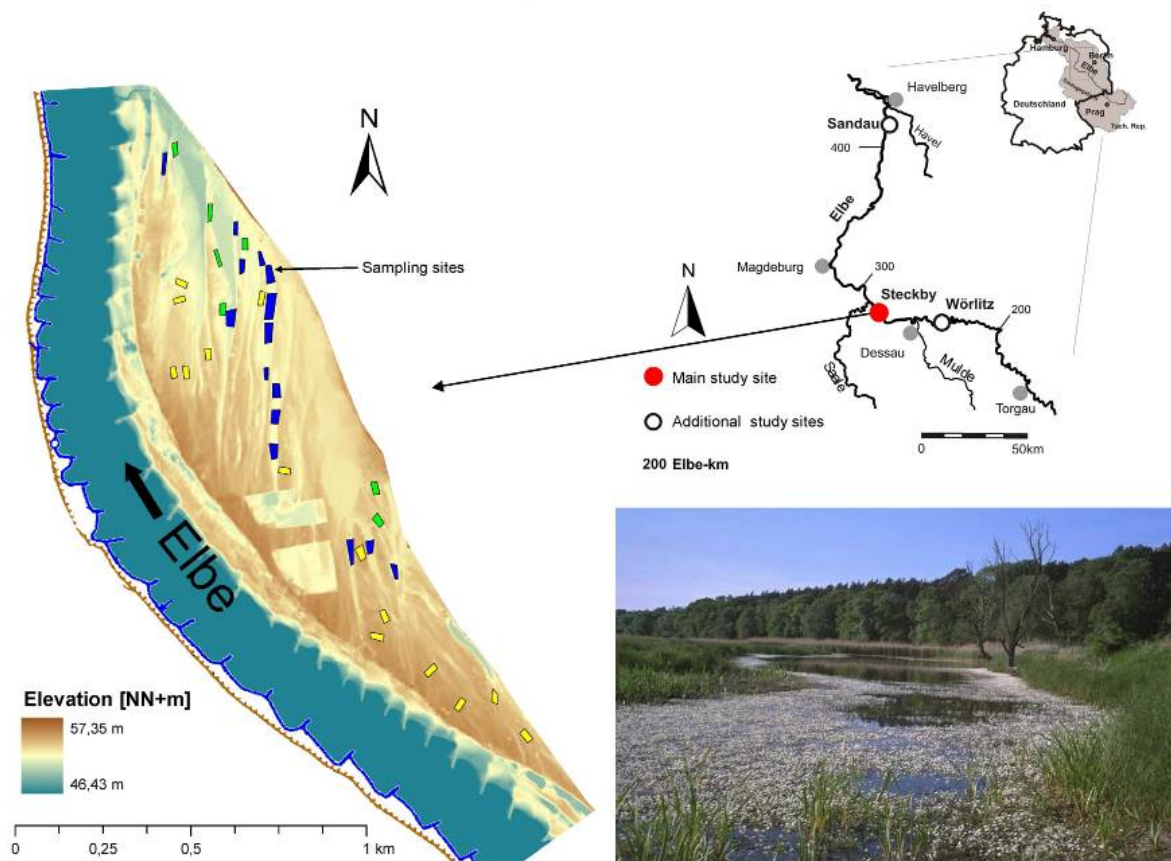
Bodeneigenschaften, die das Vorkommen von Auengemeinschaften bzw. biologischen Indikatoren bestimmen. Für die Entwicklung und Anwendung von Indikationssystemen stellen diese extremen und zum Teil sehr dynamischen Standorteigenschaften in Auen eine besondere Herausforderung dar.

In dieser Arbeit soll am Beispiel von Auengrünland der Elbauen die Anwendung eines für Naturschutzfragen geeigneten Indikationssystems vorgestellt werden, um den ökologischen Zustand und ökologische Veränderungen in Auen für den Naturschutz und die Landschaftsplanung zu erfassen und zu bewerten. Das in dieser Arbeit für naturschutzfachliche Fragestellungen getestete Indikationssystem wurde im Rahmen des Elbe-Ökologie-Verbundprojektes RIVA „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (RIVA – gefördert vom BMBF) entwickelt, um wesentliche hydrologische Eigenschaften die für die Biodiversität in Auenlebensräume eine zentrale Rolle besitzen, zu indizieren (HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009a, SCHNEIDER et al. 2017).

Insbesondere anwendungsorientierte Fragestellungen aus dem RIVA-Projekt werden in dieser Arbeit aufgegriffen:

- 1. Welche methodischen Ansätze zur Bioindikation in Flusslandschaften gibt es, und wie geeignet sind sie für praktische Anwendungen in Auen?**
- 2. Wie beeinflussen auentypische Standorteigenschaften die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften und welche Pflanzenarten eignen sich für ihre Indikation? Wie sind Extremereignisse auf die Auenbiodiversität einzuschätzen?**
- 3. Wo bestehen Anwendungsfelder des RIVA-Indikationssystems im Naturschutz und der Landschaftsplanung?**
  - a. Wie ist die Güte der Indikationsergebnisse der indizierten Werte in Bezug zu gemessenen Werten auf Biotoptypenebene einzuschätzen und gibt es Vereinfachungen in der Anwendung und welche Flächengröße sollte Verwendung finden?**
  - b. Welcher Erfassungsaufwand ist für eine biologische Probennahme zur Verwendung der Indikation im Vergleich zu hydrologischen Messungen notwendig?**
  - c. Wie kann die Übertragbarkeit der Indikationsergebnisse von der einzelnen Probefläche auf ein Untersuchungsgebiet erfolgen?**
- 4. Welche Möglichkeiten gibt es, Umweltindikationsergebnisse in einer naturschutzfachliche Bewertung zu nutzen?**
- 5. Lässt sich auf großskaliger Landschaftsebene eine auentypische Arten- und Lebensraumvielfalt bewerten?**

Für diese Arbeit wurden in erster Linie Auenwiesen der aktiven Aue an der Mittleren Elbe als Referenzgebiet ausgewählt. Sie sind durch ein ausgeprägtes Mikrorelief mit einer relativ extensiven Nutzungsintensität gekennzeichnet. Mit etwa 70 % Flächenanteil ist Grünland der dominante Lebensraumtyp der Elbauen (BRUNOTTE et al. 2009, SCHOLZ et al. 2017a). Auf drei ausgewählten Standorten (ein Hauptuntersuchungsgebiet, das der Modellentwicklung diente sowie zwei Nebenuntersuchungsgebiete zum Test der räumlichen Übertragbarkeit) erfolgten umfangreiche biotische und abiotische Untersuchungen im Rahmen des RIVA-Projektes (Abb. 1. siehe auch Kapitel 3, HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009a).



**Abb. 1:** Übersicht der RIVA-Untersuchungsgebiete und des Hauptuntersuchungsgebietes Schöneberger Wiese bei Steckby. Die farblich gekennzeichneten Rechtecke auf der linken Grafik zeigen die Probeflächen: blau: Flutrinnen und Senken, grün: wechsel-feuchtes bis nasses Grünland, gelb: Mesophiles Grünland höherer Standorte, Grafik: M. Gerisch & M. Scholz, Foto: F. Dziock

### 1.3 Aufbau der Arbeit

Bei der vorliegenden Arbeit handelt es sich um eine kumulative Dissertation, die sich aus sieben Veröffentlichungen zusammensetzt. Eine Übersicht zum individuellen Beitrag an den einzelnen Veröffentlichungen ist Tabelle 1 (Seite 10) zu entnehmen. Die einzelnen Artikel leisten unterschiedliche Beiträge zur Beantwortung der fünf übergeordneten Fragestellungen und sind den Kapiteln 2 bis 8 zugeordnet.

**Tab. 1: Publikationen die bereits aus der Dissertation hervorgegangen sind und Nachweis des individuellen Beitrags des Autors**

Publikationen, siehe Anhangband	Beteiligung
<b>Kap. 2: Biologische Indikationssysteme in Auen - Stand des Wissens</b>	
<p>DZIOCK, F., K. HENLE, F. FOECKLER, K. FOLLNER, &amp; <b>M. SCHOLZ</b> (2006): Bioindicator systems in floodplains - a review. - In: DZIOCK, F., F. FOECKLER, <b>M. SCHOLZ</b>, S. STAB &amp; K. HENLE (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 271-291. doi.org/10.1002/iroh.200610891</p>	<p>Letztautor:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Konzeption der Publikation</li> <li>– Literaturrecherche</li> <li>– Analyse der Daten</li> <li>– Hauptverantwortliches Schreiben der Publikation (Fragestellung, Klassifikation, Diskussion und Fazit)</li> </ul>
<b>Kap. 3: Methodik und Grundlagen Untersuchungsdesign RIVA</b>	
<p>HENLE, K., F. DZIOCK, F. FOECKLER, K. FOLLNER, S. STAB, V. HÜSING, A. HETTRICH, M. RINK &amp; <b>M. SCHOLZ</b> (2006): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains - The Approach of the RIVA Project. - In: DZIOCK, F., F. FOECKLER, <b>M. SCHOLZ</b>, S. STAB &amp; K. HENLE (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 292-313. doi.org/10.1002/iroh.200610886</p>	<p>Letztautor:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Konzeption der Publikation</li> <li>– Datenerhebung im Freiland, Zusammenstellung der Daten</li> <li>– Mitverantwortliches Schreiben der Publikation (Fragestellung, Datenzusammenstellung, Diskussion und Fazit)</li> </ul>
<b>Kap. 4 Pflanzen als Indikatoren für hydrologische Standorteigenschaften</b>	
<p><b>SCHOLZ, M.</b>, LÖFFLER, F., ILG, C., GLAESER, J., HARRIS, R.M.B. &amp; P. HORCHLER (subm.): Vascular Plants as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. submitted in Tüxenia 7.7.2021</p>	<p>Erstautor:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Konzeption der Publikation</li> <li>– Analyse der Daten und Diskussion</li> <li>– Hauptverantwortliches Schreiben der Publikation (Fragestellung, Methodik, Diskussion und Fazit)</li> </ul>

Publikationen, siehe Anhangband	Beteiligung
<b>Kap. 5: Wirkung von Extremhochwasserereignissen auf ausgewählte Artengruppen</b>	
<p>ILG, C., DZIOCK F., FOECKLER, F., FOLLNER, F., GERISCH, M., GLAESER J., RINK A., SCHANOWSKI, A., <b>SCHOLZ, M.</b>, DEICHER, O. &amp; K. HENLE (2008): Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. Ecology 89: 2392-2398.</p> <p>doi.org/10.1890/08-0528.1</p>	<p>Mitautor:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Konzeption der Publikation</li> <li>– Organisation und Umsetzung Datenerhebung im Freiland für alle drei Artengruppen</li> <li>– Analyse der Daten (insbes. Vegetation)</li> <li>– Mitverantwortliches Schreiben der Publikation (Fragestellung, Methodik, Diskussion und Fazit)</li> </ul>
<b>Kap. 6: Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen</b>	
<p><b>SCHOLZ, M.</b>, FOLLNER, K. &amp; K. HENLE (2009): Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. &amp; F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 335-348.</p>	<p>Erstautor:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Konzeption der Publikation</li> <li>– Analyse der Daten</li> <li>– Literaturreview</li> <li>– Hauptverantwortliches Schreiben der gesamten Publikation</li> </ul>
<b>Kap. 7 Diskussion Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung.</b>	
<p>SCHOLZ, M., FOLLNER, K., FOECKLER, F., DZIOCK, F., SCHMIDT, H., HÜSING, V. &amp; K. HENLE (2009): Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der LANDSCHAFTS- und Umweltplanung. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. &amp; F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 386-408.</p>	<p>Erstautor:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Konzeption der Publikation</li> <li>– Analyse der Daten, Literaturreview</li> <li>– Hauptverantwortliches Schreiben der gesamten Publikation</li> </ul>
<b>Kap. 8 Bewertung der auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt mit Biotoptypen - Beispiel für Hochskalierung</b>	
<p>FISCHER, C., DAMM, C., FOECKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HARRIS, R.M.B., HOFFMANN, T.G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H., MEHL, D., PODSCHUN, S.A., RUMM, A., STAMMEL, B &amp; <b>SCHOLZ, M.</b> (2019): The "Habitat Provision" index for assessing floodplain biodiversity and restoration potential as an ecosystem service—method and application. Front. Ecol. Evol. 7, art. 483</p> <p>483. doi.org/10.3389/fevo.2019.00483</p>	<p>Letztautor:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Konzeption der Publikation</li> <li>– Federführende Methodenentwicklung</li> <li>– Analysen/Interpretationen der Daten</li> <li>– Diskussionen der Fallbeispiel und Ergebnisse.</li> <li>– Mitverantwortliches Schreiben der Publikation</li> </ul>

### **Zu Fragestellung 1: Methodische Ansätze zur Bioindikation in Flusslandschaften**

Um methodische Ansätze zur Bioindikation in Auen in Bezug auf ihre Eignung für praktische Anwendungen einzuschätzen, werden verschiedene Herangehensweisen der biologischen Indikation in Gewässerlandschaften und Auen anhand von Literaturbeispielen vorgestellt und kategorisiert. Von Bedeutung bei dieser Übersicht ist zum einen der ökosystemare Anwendungsbereich (ob ausschließlich im Gewässer oder auch in Auen oder Teillebensräumen von Auen anwendbar), zum anderen ob bei der Entwicklung räumliche und zeitliche Test vorgenommen wurden (Kap. 2, DZIOCK et al. 2006).

### **Zu Fragestellung 2: Wie beeinflussen auentypische Standorteigenschaften die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften und welche Pflanzenarten eignen sich für ihre Indikation? Wie sind Extremereignisse auf die Auenbiodiversität einzuschätzen?**

Zunächst wird das zugrundeliegende Studydesign, das im RIVA-Projekt entwickelt wurde, vorgestellt (Kap. 3, HENLE et al. 2006), dass eine fachübergreifende Erhebung von biologischen und abiotischen Felddaten in einem Hauptuntersuchungsgebiet und zwei Nebenuntersuchungsgebieten an der Mittleren Elbe erst ermöglichte.

Von zentraler Bedeutung für die Entwicklung eines Indikationssystems zur Betrachtung von Umwelteigenschaften ist, dass biologische Indikatoren in der Lage sind, relevante Standorteigenschaften entsprechend darstellen zu können. So werden in SCHOLZ et al. (subm. bei Tüxenia) die Abhängigkeiten von Pflanzen und Umwelteigenschaften am Beispiel einer Auenwiese für das Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiese dargestellt und für drei hydrologische Standorttypen relevante Indikatorarten herausgearbeitet (Kap. 4).

Aufgrund seines Versuchsaufbaus stellte das Verbundprojekt RIVA eine hervorragende Grundlage für Untersuchungen der ökologischen Auswirkungen nach den extremen Hochwasserereignissen im Sommer 2002 und im Winter 2002/2003 sowie der folgenden extremen Trockenheit im Sommer 2003 dar. Für die Artengruppen Laufkäfer, Mollusken und Pflanzen bestand deshalb im Rahmen des HABEX-Projektes (AuenHABitate nach EXTremhochwasserereignissen am Beispiel der Mittleren Elbe) die einmalige Gelegenheit, die Auswirkungen dieses in Zeitpunkt und Intensität ungewöhnlichen Hochwassers auf denselben Probeflächen durch einen Zustandsvergleich der Jahre vor der Flut (1998/99) und danach (2003-2006) zu untersuchen (SCHOLZ et al. 2009e). Da insbesondere die Datenreihen weitergeführt werden konnten, kann anhand dieser Datenreihen die Wirkung eines solchen Extremereignisses auf die Artengemeinschaften verdeutlicht werden (siehe dazu Kap. 5, ILG et al. 2008).

### **Zu Fragestellung 3: Wo bestehen Anwendungsfelder des RIVA-Indikationssystems im Naturschutz und der Landschaftsplanung?**

Das dieser Arbeit zugrundeliegenden RIVA-Indikationssystem nach FOLLNER & HENLE (2006, 2009) ermöglicht mit Pflanzen, Laufkäfern und Mollusken zwei hydrologische Standortfaktoren, den mittleren Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode und die jährliche Überflutungsdauer, zu indizieren. Das Indikationssystem wurde auf der Grundlage von Daten vom Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiesen bei Steckby und des Untersuchungsjahres 1999 u.a. für 19 Pflanzenarten entwickelt (FOLLNER & HENLE 2006, 2009, Anhang 1). Die Genauigkeit der Indikation liegt nahe in der Natur gemessenen Werten, die für die Entwicklung des Indikationssystems genutzt wurden. Mit dem Test der räumlichen und zeitlichen Übertragbarkeit auf die Nebenuntersuchungsgebieten an der Mittleren Elbe (Wörlitz und Sandau) und ein anderes Jahr (1998) konnte eine hohe Güte gezeigt werden. Insbesondere die Anwendung mit Gefäßpflanzen zeigte bei den verschiedenen Gütetests zur zeitlichen und räumlichen Übertragbarkeit gegenüber den Mollusken und Carabiden die besten Ergebnisse (FOLLNER & HENLE, 2006, 2009, FOLLNER et al. 2010). Da Pflanzen darüber hinaus als relativ leicht zu erfassende Organismengruppe und Indikatoren auch für naturschutzfachliche und planerische Fragestellungen Verwendung finden, werden sie in dieser Arbeit als Indikatorgruppe ausgewählt, um den Anwendungsbezug des RIVA-Indikationssystems zu vertiefen. Die Anwendung findet in **Kapitel 6 und 7** statt. Wie das Indikationssystem funktioniert, ist Anhang 1 in diesem Band zu entnehmen.

### **Zu Fragestellung 3a: Wie ist die Güte der Indikationsergebnisse der indizierten Werte in Bezug zu gemessenen Werten auf Biotoypenebene einzuschätzen und gibt es Vereinfachungen in der Anwendung und welche Flächengröße sollte Verwendung finden?**

Im RIVA-Projekt wurde zunächst die Güte der Indikationsergebnisse mit der Gesamtheit aller Probeflächen der jeweiligen Untersuchungsgebiete getestet. Für naturschutzfachliche und planerische Fragestellungen in Auen besteht aber die Notwendigkeit, dass eine Indikation auch auf ökologischen Raumeinheiten (=Biotypen) innerhalb eines Untersuchungsgebietes mit einem verringerten Erfassungsaufwand anwendbar sein sollte.

Ein Biotyp ist u.a. durch eine typische Artengemeinschaft von Pflanzen definiert, so dass vermutet werden kann, dass diese Arten immer ähnliche Werte liefern, wenn mit ihnen das Indikationssystem angewandt wird. Einem Biotyp sollte also sein typischer Wertebereich bezüglich der beiden indizierten Umweltfaktoren zugeordnet werden können, der sich durch

die Anwendung des Indikationssystems auf Vegetationsaufnahmen ermitteln lässt. Darum soll hier untersucht werden, ob die Vegetationsaufnahmen zusammengefasst nach Biotoptypen im Vergleich mit gemessenen Werten eine verlässliche Indikation des Grundwasserflurabstandes bzw. der Überflutungsdauer liefern.

Zunächst sollte die Genauigkeit der Indikation im Vergleich zu gemessenen Werten für die Gruppen von Probeflächen, die zu einem Biotoptyp gehören, untersucht werden. Das RIVA-Indikationssystem wurde mit Vegetationsaufnahmen von 100 m<sup>2</sup> Flächen entwickelt, In der Praxis finden insbesondere im Grünland kleinere Probeflächen wie 4 m<sup>2</sup> oder 1 m<sup>2</sup> Verwendung. Um den Erfassungsaufwand, der mit geringeren Flächengrößen abnimmt, mit einzubeziehen, wird gezeigt, welchen Einfluss die Flächengröße der Vegetationserfassung auf die Genauigkeit der Indikation hat. Des Weiteren ist auch die räumliche Übertragbarkeit von Bedeutung, deshalb wird dargestellt, wie die Güte der Indikationsergebnisse auch außerhalb des Untersuchungsgebietes, in dem es entwickelt wurde, funktioniert. Weiterhin ist von Bedeutung, dass die Indikation über die betrachteten Biotoptypen auch zeitlich übertragbar ist. Zu diesem Zweck werden Indikationsergebnisse bezogenen auf Biotoptypen aus mehreren Jahren vor und nach der Entwicklung des Indikationssystems mit gemessenen Werten verglichen (siehe dazu **Kapitel 6**, SCHOLZ et al. 2009b).

**Zu Fragestellung 3b: Welcher Erfassungsaufwand ist für eine biologische Probenahme zur Verwendung der Indikation im Vergleich zu hydrologischen Messungen notwendig?**

Ein wesentlicher Aspekt für die Praxis ist der benötigte Erfassungsaufwand, der für eine solide biologische Probenahmen erforderlich ist, um das RIVA-Indikationssystem zu verwenden. Der Erfassungsaufwand für Gefäßpflanzen mit Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet, für Mollusken mit Bodenproben und für Laufkäfer über Barberfallen wird dem Aufwand für die Einrichtung und dem Betrieb von Grundwassermessplätzen für hydrologische Messungen in Stunden gegenüber gestellt (**Kapitel 7**, Anhang 3c, SCHOLZ et al. 2009c, Buchkap. 9.2.2).

**Zu Fragestellung 3c): Wie kann die Übertragbarkeit der Indikationsergebnisse von der einzelnen Probefläche auf ein Untersuchungsgebiet erfolgen?**

Um die Frage zu beantworten, wie das Indikationssystem für eine Schnellansprache hydrologischer Umweltfaktoren mit Hilfe der Vegetation im Anwenderalltag genutzt werden kann, ist zu klären, wie die Ergebnisse von einzelnen Probeflächen auf ein Untersuchungsgebiet extra-



poliert werden können. Die fehlende Brücke zu größeren Raumeinheiten können vegetationskundlich abgeleitete Biotoptypen darstellen. Da die Güte des Indikationssystems auch auf Biotoptypenebene bereits erfolgreich getestet wurde, wird angenommen, dass mittels einer Vegetations- oder Biotoptyperfassungen in einem Auenwiesengebiet mit Belegaufnahmen eine flächige Darstellung zur Überflutungsdauer und zum Grundwasserflurabstand erfolgen kann (**Kapitel 7**, SCHOLZ et al. 2009c, Buchkap. 9.2.3 Biotop- und Vegetationstypen als Kategorien zur Darstellung indizierter hydrologischer Standortfaktoren - Schritt in die Fläche).

**Zu Fragestellung 4: Welche Möglichkeiten gibt es, Umweltindikationsergebnisse in einer naturschutzfachlichen Bewertung zu nutzen?**

Ein wesentliches Anliegen dieser Arbeit ist es, die bestehende Umweltindikation für eine naturschutzfachliche Bewertung nutzbar zu machen. Für Biotoptypen liegt bereits ein größeres Set an Bewertungsmaßstäben vor (z.B. v. DRACHENFELS 2004, 2010, BIERHALS et al. 2004, SCHUBOTH & PETERSON 2004, FINK et al. 2017) und sie werden als Indikatoren für die Zustandsbewertung in den meisten Planwerken nach deutschem Naturschutzrecht, aber auch der Umsetzung der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie genutzt. Inwieweit sich das Indikationssystem in Auen für verschiedene Bewertungsfragen einsetzen lässt, soll anhand verschiedener Einsatzfelder diskutiert werden (Kapitel 7, SCHOLZ et al. 2009c).

**Fragestellung 5: Lässt sich auf großskaliger Landschaftsebene eine auentypische Arten- und Lebensraumvielfalt bewerten?**

Um letztendlich die Brücke auch zu großskaligen Fragestellungen im Auenmanagement zu betrachten, die insbesondere die Bewertung einer auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt im Sinne einer Wertindikation zum Ziel haben, wird mittels regional oder lokal vorliegender hochaggrierter Naturschutzindikatoren wie Biotoptypen, deren Lage im Raum und Artvorkommen eine Methode zur Bewertung der auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt entwickelt. An ausgewähltem Flussabschnitten von Rhein und Nahe wird die Methode für Handlungsoptionen des Auenmanagements getestet (**Kapitel 8**, FISCHER et al. 2019). Dieses Verfahren wurden im Rahmen des RESI-Projektes (River Ecosystem Service Index) entwickelt, um die Habitatbereitstellung für Handlungsoptionen vergleichend mit anderen auenrelevanten Ökosystemfunktionen und -leistungen zu nutzen (PODSCHUN et al. 2018).

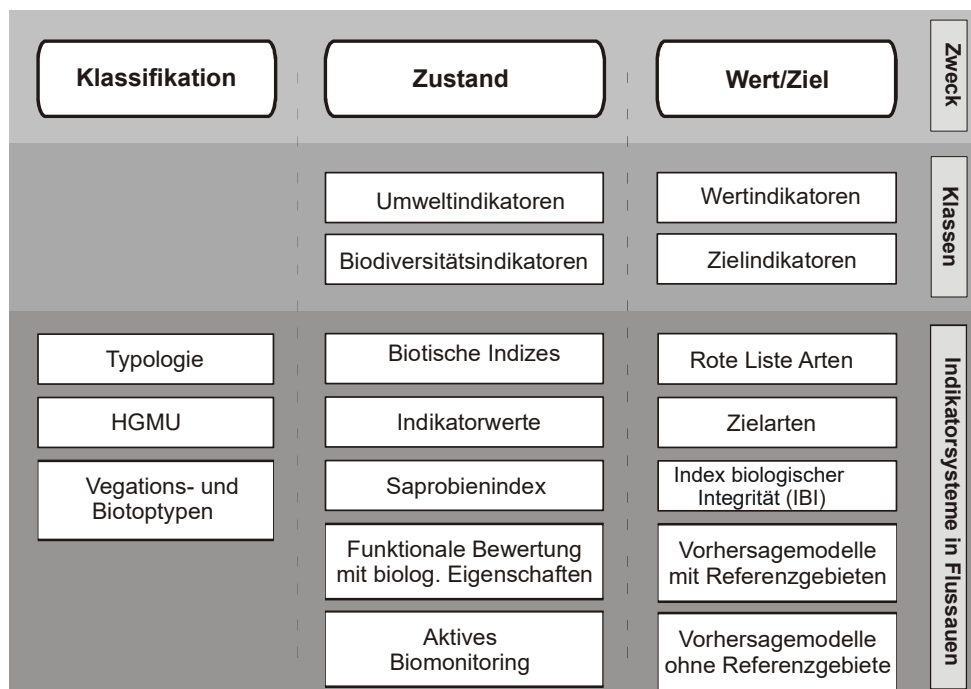
**Kapitel 9** fasst die Ergebnisse der 7 Beiträge zusammen, diskutiert die gemachten Erkenntnisse, und stellt den Anwendungsbezug hervor, zeichnet aber auch den weiteren Forschungsbedarf nach. Da es sich um anwendungsbezogene Schlussfolgerungen handelt, die für Fachkreise eine hohe Relevanz haben, sind die Inhalte der hier gemachten Erkenntnisse in Abstimmung mit der Betreuung in Teilen bereits in die Schlussfolgerungen und den Ausblick der Fachbeiträge SCHOLZ et al. (2009a) und SCHOLZ et al. (2012) eingegangen.

## 2 Biologische Indikationssysteme in Auen - Stand des Wissens

**Welche methodischen Ansätze zur Bioindikation in Flusslandschaften gibt es, und wie geeignet sind sie für praktische Anwendungen in Auen?**

DZIOCK, F., K. HENLE, F. FOECKLER, K. FOLLNER, & M. SCHOLZ (2006): Bioindicator systems in floodplains - a review. - In: DZIOCK, F., F. FOECKLER, M. SCHOLZ, S. STAB & K. HENLE (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 271-291.  
doi.org/10.1002/iroh.200610891

Zur Beantwortung dieser Fragestellung werden verschiedene Herangehensweisen der biologischen Indikation in Auen anhand von Literaturbeispielen vorgestellt. Die Bioindikation wird in fünf Kategorien eingeteilt, die zu drei Hauptgruppen zusammengefasst werden: 1. Klassifikation, 2. Zustandsindikation mit 2.1 Umweltindikation, 2.2 Biodiversitätsindikation, 3. Bewertungsindikation mit 3.1 Wertindikation und 3.2 Zielindikation (Abb. 2). Bestehende Vorgehensweisen in Flussauen werden den fünf Kategorien zugeordnet und relevante und bereits häufig angewandte Methoden detaillierter vorgestellt. Besonders weit finden Indikationssysteme im Gewässerbereich Anwendung. Für Auen wurden ebenfalls verschiedene Methoden entwickelt, die jedoch zum Teil nur regional einsetzbar und bisher nicht für einen standardisierten und robusten Einsatz getestet sind.



**Abb. 2:** Auswahl bestehender Indikationssysteme in Auen und deren Klassifikation nach dem Zweck der Indikation. HGMU: Hydrogeomorphologic units (Hydrogeomorphologische Einheiten) (aus SCHOLZ et al. 2009d, verändert nach DZIOCK et al. 2006).

### 3 Grundlagen

#### Auf welche Grundlagen und Studydesign wird in dieser Arbeit zurückgegriffen?

HENLE, K., F. DZIOCK, F. FOCKLER, K. FOLLNER, S. STAB, V. HÜSING, A. HETTRICH, M. RINK & M. SCHOLZ (2006): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains - The Approach of the RIVA Project. - In: DZIOCK, F., F. FOCKLER, M. SCHOLZ, S. STAB & K. HENLE (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 292-313.  
[doi.org/10.1002/iroh.200610886](https://doi.org/10.1002/iroh.200610886)

In diesem Artikel werden das Studydesign und die Datenerhebung des RIVA-Projekts - "Entwicklung und Anwendung eines robusten Indikatorsystems für ökologische Veränderungen in Auensystemen" - vorgestellt. Das Projekt wurde ins Leben gerufen, um bestehende Ansätze zur Untersuchung von Art-Umwelt-Beziehungen als Grundlage für die die Entwicklung von Indikatorsystemen und Vorhersagemodellen zu verknüpfen. Als Modellsystem wurde periodisch überflutetes Grünland der Mittel- und Unterelbe verwendet. Es wird mit mittlerer Intensität landwirtschaftlich genutzt und ist der wichtigste Lebensraumtyp der rezenten Auenentlang der mittleren Elbe in Deutschland. Es wurde ein Hauptuntersuchungsgebiet zur Analyse der Art-Umwelt-Beziehungen und zwei Referenzgebiete ausgewählt, um die Übertragbarkeit der Ergebnisse zu testen. Mit Hilfe eines geschichteten Zufallsdesign wurden 36 Untersuchungsflächen im Hauptuntersuchungsgebiet (Abb. 3) und jeweils 12 Flächen in den Referenzflächen verteilt. In jedem der Untersuchungsgebiete konnten hydrologische und Bodenvariablen gemessen und Pflanzen, Mollusken und Laufkäfer zeitgleich und räumlich auf den gleichen Plots in den Jahren 1998 und 1999 beprobt werden. Abschließend wird eine kurze Zusammenfassung ausgewählter Ergebnisse gegeben.



**Abb. 3: Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiesen bei Steckby. (Foto: O. Büttner, UFZ)**

## 4 Pflanzen als Indikatoren für hydrologische Standorteigenschaften

*Wie beeinflussen auentypische Standorteigenschaften die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften und welche Pflanzenarten eignen sich für ihre Indikation?*

SCHOLZ, M., LÖFFLER, F., ILG, C., GLAESER, J., HARRIS, R. & P. Horchler (sub.): Vascular Plants as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. submitted in Tüxenia 7.7.2021

Dieser Beitrag stellt Beziehungen zwischen Umweltbedingungen und Pflanzenartenvorkommen einer Auenwiese vor, die im RIVA-Projekt als Hauptuntersuchungsgebiet fungiert hat. In dem Beitrag wird zum einen das Wechselspiel der Vegetation mit Hydrologie und Bodeneigenschaften näher untersucht, zum anderen ob die Auenvegetation ein geeigneter Indikator ist, um die hochdynamischen abiotischen Umweltbedingungen in Auen zu beschreiben.

Der Artikel zeichnet den Weg nach, wie Arten und Umwelteigenschaften mit einander korrelieren und wie Indikatorarten abgeleitet werden können. Eingangsdaten sind die Pflanzendaten und abiotische Daten aus dem RIVA-Projekt des Jahres 1999, mit denen auch das nachfolgende Indikationssystem entwickelt wurde. Insgesamt konnten 55 Arten als Indikatorarten abgeleitet werden. Nach Prüfung verschiedener Kriterien, die bereits bei FOLLNER & HENLE (2006) erfolgte, dass die Arten beispielsweise nicht einjährig sein sollten, sich auch in den Nebenuntersuchungsgebieten wiederfinden etc., konnten 19 Pflanzenarten identifiziert werden, die in das RIVA-Indikationssystem eingegangen sind (Anhang 1).



**Abb. 4:** Mesophiles Grünland im Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiese bei Steckby im Mai 2020 (Foto: Mathias Scholz).

**SCHOLZ, M.**, LÖFFLER, F., ILG, C., GLAESER, J., HARRIS, R. & P. Horchler (sub.): Vascular Plants as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. submitted in *Tüxenia* 7.7.2021

## Vascular Plants as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands

Gefäßpflanzen als Indikatoren für hydrologische Standortbedingungen im Auengrünland

MATHIAS SCHOLZ<sup>1</sup>, FRANZISKA LÖFFLER<sup>1</sup>, CHRISTIANE ILG<sup>1,2</sup>, JUDITH GLÄSER<sup>1</sup>, REBECCA M. B. HARRIS<sup>1,3</sup>, PETER HORCHLER<sup>4</sup>

<sup>1</sup> UFZ - Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Conservation Biology & Social-Ecological Systems, Permoser Str. 15, 04318 Leipzig, Germany; E-mail: mathias.scholz@ufz.de (corresponding author), franziska.loeffler@ufz.de

<sup>2</sup> VSA - Swiss Water Association, Center of Competence for Surface Water Quality, 8600 Dübendorf, Switzerland, e-mail:Christiane.ilg@vsa.ch

<sup>3</sup> School of Geography, Planning and Spatial Sciences, University of Tasmania, Hobart, Australia, e-mail: rmharris@utas.edu.au

<sup>4</sup> Federal Institute of Hydrology - BfG, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Germany, e-mail: horchler@bafg.de

*Key words: bioindication, flora, floodplain, riparian vegetation, alluvial grassland, hydrological site conditions*

### Abstract

The study explores the relationships between environmental conditions and plant species composition in floodplain grasslands to determine if riparian vegetation is a suitable indicator to assess the highly dynamic environmental conditions prevailing in floodplains. Alluvial meadows have been studied at the River Elbe in Central Germany. In this study we assess whether vascular plants can be used to characterise plots of similar hydrological conditions and test whether environment-by-plot data and species-by-plot data show a significant joint relation structure. We identify those species that are suitable indicators for hydrological site condition.

Duration of inundation and the groundwater depth had a major influence on species assemblages. The simultaneous ordination of the plots according to species occurrence and environmental parameters showed a highly significant joint structure. Based on a cluster analyses of abiotic site conditions 3 habitat types could be described. Results showing distinct clusters of abiotic site conditions and by using the InVal method clear indicator species for the sites. A total of 55 species out of 127 identified fulfilled criteria of high performance according to the InVal method. They are representing well the three clusters revealed by their abiotic conditions and were sufficiently abundant to be suitable indicators for one or in a combination of two clusters. To conclude, plants are good indicators for characterising the hydrological site conditions. Climate change calls for more efforts of approving suitable indicators that are necessary to monitor the change and to evaluate the effects on biodiversity and controlling environmental factors of appropriate mitigation measures. The data set presented here represents a baseline for further investigations.



## Zusammenfassung

Die Studie untersucht die Beziehungen zwischen Umweltbedingungen und Pflanzenartenzusammensetzung in Auenwiesen am Beispiel einer Modellwiese im Biosphärenreservat Mittelelbe in Sachsen-Anhalt. Ziel war es herauszuarbeiten, ob die Auenvegetation ein geeigneter Indikator ist, um die hochdynamischen Umweltbedingungen in Auen zu beurteilen. In dieser Studie untersuchten wir, ob Gefäßpflanzen zur Charakterisierung von Flächen mit ähnlichen hydrologischen Bedingungen herangezogen werden können. Mittels statistischer Analysen wurde getestet, ob Umweltdaten und das Vorkommen von Pflanzenarten eine signifikante gemeinsame Beziehungsstruktur aufweisen. Wir konnten mit Arten identifizieren, die als Indikatoren für den hydrologischen Standortzustand geeignet sind, gleichzeitig aber auch eine größere Verbreitung in Auen besitzen.

Die Dauer der Überschwemmung und die Grundwassertiefe hatten einen großen Einfluss auf die Artenzusammensetzung. Die simultane Ordination der Cluster nach Artenvorkommen und Umweltparametern zeigte eine hoch signifikante gemeinsame Struktur. Basierend auf einer Clusteranalyse der abiotischen Randbedingungen konnten drei Habitattypen beschrieben werden: Flutrinnen und Senken, Wechselfeuchtes Grünland und Mesophiles Grünland. Die Ergebnisse zeigen deutliche Cluster der abiotischen Standortbedingungen für diese drei Habitattypen. Mit Hilfe der InVal-Methode konnten nachvollziehbar Indikatorarten für die drei Cluster identifiziert werden. Insgesamt erfüllten 55 von 127 identifizierten Arten die Kriterien der Standorttreue (innerhalb des Habitattypes) und der Spezifität (im Vergleich zu den anderen Clustern) als Maßgrößen für die Eignung als Indikatorart der jeweiligen Cluster. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Pflanzen gute Indikatoren für die Charakterisierung der hydrologischen Randbedingungen in Auen sind. Da für die Studie nur ein Datensatz aus einem Jahr und aus nur einem Untersuchungsgebiet genutzt wurden, werden zur Validierung und Übertragbarkeit der Ergebnisse räumliche und zeitliche Tests mit einer entsprechenden Datenqualität empfohlen. Aufgrund der Herausforderungen des Klimawandels, der sich in den letzten Jahren durch zahlreiche Extremereignissen in Folge sichtbar wurde, sind weitere Anstrengungen zur Ableitung geeigneter Indikatoren erforderlich, um zukünftige Veränderungen auf die biologische Vielfalt beobachten und bewerten zu können. Der hier dargestellte Datensatz stellt einen Ausgangszustand für weiterführende Untersuchungen dar.

## 1 Introduction

Floodplains in temperate zones belong to the most productive habitats and are characterized by high species richness (e.g. ROBINSON et al. 2002, TOCKNER et al. 2000). Geomorphology, hydrology, soils and vegetation interact closely and are the basis for a high biodiversity in floodplains. Flood caused by snow melt in the catchment areas and peaks in precipitation events are an integral component of floodplain ecosystem functioning (WARD 1998, WOLFERT et al. 2001, VERVUREN et al. 2003, DISTER et al. 2017). The floodplain biota must be able to tolerate floods and alternating wet–dry cycles in space (habitat mosaics) and time (habitat change) (HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, CRAWFORD 1996). Therefore floodplains are characterised by a highly adapted and diverse flora and fauna in terms of life history, behaviour and morphology (e.g. ROBINSON et al. 2002, TOCKNER & STANFORD 2002, BLOM & VOESENEK 1996, LYTLE & POFF 2004, SCHNEIDER et al. 2017).

However, in recent decades European floodplain habitats have experienced a severe decline of biodiversity due to habitat loss mainly caused by flood defence, changed water regimes, urbanisation and changing agricultural needs and policy (e.g. GODREAU et al. 1999, TOCKNER & STANFORD 2002, ŠEFER et al. 2008, VANNEUVILLE et al. 2016, BMU & BFN 2021). Hence, floodplains are landscapes with

high conservation value and protection requirements and have become a focus of conservation research (e.g. AMOROS & PETTS 1993, YOUNG 2001, SCHOLZ et al. 2005, 2012, SCHNEIDER et al. 2017).

Nature conservation in floodplain requires a sound understanding of species-environment relationships and suitable bioindicators to monitor and assess ecological conditions, since parameters characterising the hydrological regime are time-consuming to measure and costly in terms of resources required (MCGEOCH 1998, DZIOCK et al. 2006a, SCHOLZ et al. 2009). The hydrological regime is a key process in floodplains, determining patterns of occurrence in many taxonomic groups (e.g. molluscs FOECKLER et al. 2006, ILG et al. 2009, carabids: BONN et al. (2002), VAN LOOY et al. 2005, GERISCH et al. 2006, 2012a,b), including plants (e.g. TÜXEN 1954, BALATOVA-TULYCKOVA 1968, HÜGIN & HENRICHFREISE 1992 CRAWFORD, 1996, LEYER 2002, 2004, 2005, 2006, VAN ECK et al. 2006, SCHNEIDER et al. 2017). Additionally, other factors such as the occurrence of flood events (VAN DE STEEG & BLOM 1998, VERVUREN et al. 2003, VAN ECK et al. 2005, JUNK 2005), nutrient availability and land use intensity can also play a major role (e.g. HILDEBRANDT et al. 2005, HÄRTLE et al. 2006, LAMERS et al. 2006).

For a high-quality indication of environmental conditions, indicator species must possess high habitat specificity and a high fidelity within a habitat type (DUFRÊNE & LEGENDRE 1997; MCGEOCH et al. 2002). Many vascular plant species are potentially suitable bioindicators (e.g. LONDO 1975, ELLENBERG et al. 2001), as their ecology and taxonomy is well-known, they can be surveyed easily and cost-efficiently, and they reflect the abiotic gradient in floodplains well. For molluscs (FOECKLER et al. 2006), carabids (GERISCH et al. 2006) and syrphids (DZIOCK 2006b), a strong relationship between species occurrence and hydrological site conditions have been shown in the floodplains of the Middle Elbe. These findings already resulted in the development of a robust indicator system for hydrological site conditions with three taxonomic groups for molluscs, carabids and vascular plants (FOLLNER & HENLE 2006, 2009, SCHOLZ et al. 2009). The underlying flora data set of the main study site, which has been used for the development of the bioindicator system in FOLLNER & HENLE (2006) is presented in this contribution. Inspiration for this paper and origin of the data set used here was the interdisciplinary project “Transfer and Further Development of a Robust Indication System for Ecological Changes in Floodplain Systems“, RIVA, which was funded by the German Federal Ministry for Education and Research and coordinated by the Helmholtz Centre for Environmental Research (HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009).

In this contribution we explore the relationships between environmental conditions and plant species composition in floodplain grasslands in order to determine if riparian vegetation is a suitable indicator to assess the highly dynamic environmental conditions prevailing in active floodplains. We assess the strength of the link between plants, soil and hydrological parameters and identify which plants are good indicators for different hydrologic conditions, based on their cover across similar plots. In particular, the study aimed to answer the following research questions: 1) How are the plots clustered according to hydrological variables? 2) What are the relationships between environmental conditions and plant species composition? 3) Are there good indicators for hydrological site conditions in floodplain grassland?

## **2 Methods**

### **2.1 Study area, field sampling and species determination**

The study was carried out in floodplains of the Middle Elbe (Central Germany) (HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009). The Elbe is one of the largest rivers in Europe, with a length of 1094 km. The Middle Elbe in Central Germany still contains a large proportion of semi-natural floodplains with highly



dynamic hydrological flow condition. Alluvial grasslands are the major habitat type (SCHOLZ et al. 2005, 2012, BRUNOTTE et al. 2009, BMU & BfN 2021). The study area “Schöneberger Wiesen” near Dessau (283-285 Elbe km) with a size of 100 ha is part of the UNESCO Biosphere Reserve Elbe River Landscape (Middle Elbe) (fig. 1) and is a seasonally flooded grassland with an intermediate land use intensity. The meadows are mown twice a year at the beginning of June and the end of August. Depressions and flood channels are not used because of the long-lasting flooding. Apart from the nutrient input by flood events no fertilization by farming activity took place since 1990. For a detailed description of the study area, land use of the site and the characteristics of the Middle Elbe and its floodplains see SCHOLTEN et al. (2005), HENLE et al. (2006) and SCHOLZ et al. (2005, 2009).

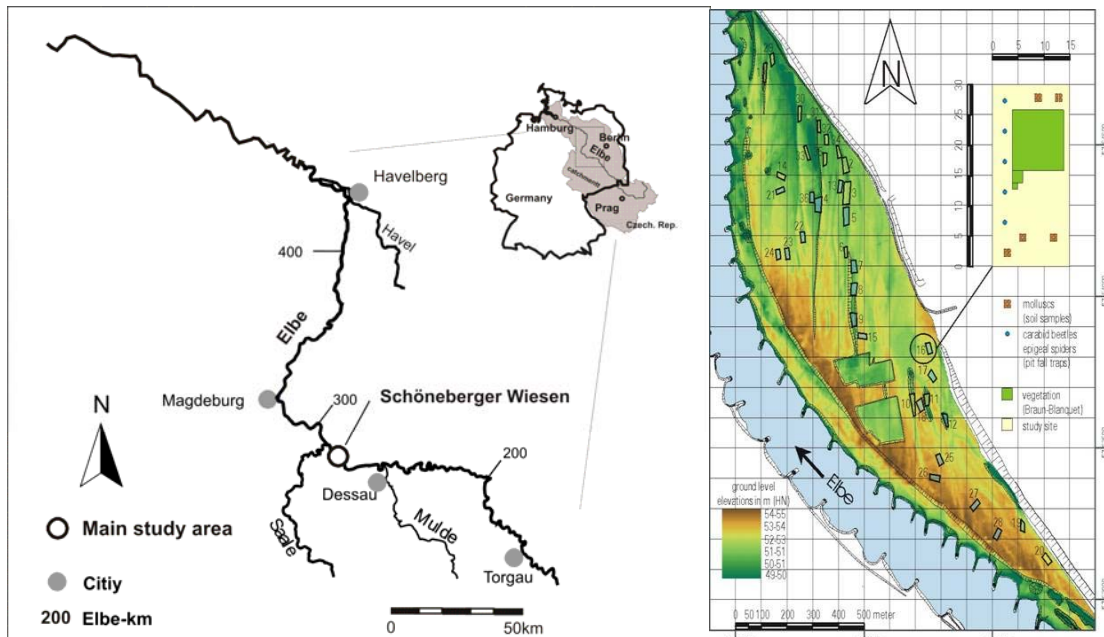


Fig. 1: Location of the study area “Schöneberger Wiese” (left) and location of the plots and standard study plot for the interdisciplinary fieldwork (right) (Graph: Mathias SCHOLZ)

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes "Schöneberger Wiese" (links) und Lage der Parzellen und Standarduntersuchungsfläche für die interdisziplinäre Feldarbeit (rechts) (Grafik Mathias Scholz)

Within the study area 36 sampling plots were established using a stratified randomized design (fig. 1). Site morphology and vegetation type were used to delineate four strata: flood or oxbow-channels and depressions; wet grassland; dry grassland close to the river; and dry grassland distant to the river. See HENLE et al. (2006) or SCHOLZ et al. (2009) for details of the study design.

On each plot vascular plants, molluscs and carabids and environmental variables were recorded simultaneously. The vegetation cover was sampled in 10 x 10 meter plots using the BRAUN-BLANQUET scale (1964). The data used for the analyses were recorded in 1999 within three sampling periods: spring (end of May – end of June), summer (mid/end of June – mid/end of July), and late summer (end of August – end of September). Species nomenclature follows that of WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) and JANSEN & DENGLER (2008) ["GermanSL"]. Data were expressed as maximum cover per plot and species for the year. To determine indicator species the Braun-Blanquet scale was transformed according to DIERBEN (1990) into mean percentages values  $r = 0.01\%$ ,  $+ = 0.2\%$ ,  $1 = 2.5\%$ ,  $2 = 15\%$ ,  $3 = 37.5\%$ ,  $4 = 62.5\%$  and  $5 = 87.5\%$ . The taxonomy of plant communities follows SCHUBERT (2001).

## 2.2 Environmental variables

We selected nine hydrological and soil variables that are known to be important determinants of plant distribution in floodplains (RINK 2003, LEYER 2004, HENLE et al. 2006, HÄRTLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009) (Table 1). All variables have been measured in the field during the RIVA-project. The 7-year values for duration of inundation and the mean of groundwater depth in vegetation period are a combination of measured and modelled efforts by using gauge data from each site and correlating them with gauge data from the river Elbe. For plots where groundwater gauges showed a high correlation with the river discharge, the 7-year values for inundation and the mean of groundwater depth could be recalculated based on measured values. For the remaining sites, the water levels for the past 7 years were calculated with statistical one-dimensional hydrodynamic models that additionally accounted precipitation and potential evapotranspiration of the area and this time period (for details see FOLLNER & HENLE 2006, FOLLNER et al. 2009). The annual values of each plot for the past recent 7 years from 1999 backwards were averaged. Highly correlated variables such as maximum height of flooding, or groundwater depth were not used.

Table 1: Environmental variables selected in this study (Source: RIVA-Project, HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009)

Tabelle 1: In dieser Studie ausgewählte Umweltvariablen (Quelle: RIVA-Projekt, HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009)

Code	Environmental variable
<b>DurIn_99</b> <sup>1</sup>	duration of inundation (in weeks) within the hydrological year (1st Nov. to 31st of Oct.)
<b>MnGW_99</b> <sup>1</sup>	mean groundwater depth (in m) during the vegetation period (1st April to 30th of September)
<b>Inundation_7year</b> <sup>2</sup>	duration of inundation (in weeks) within the hydrological year (mean of 7 years.)
<b>Groundwater_7year</b> <sup>2</sup>	mean groundwater depth (in m) during the vegetation period (1st April to 30th of September, mean of 7 years)
<b>SDwaterlevel</b> <sup>2</sup>	standard deviation of the water level line of a year (in m) i.e. difference between maximal groundwater depth and maximal flood height
<b>CEC</b> <sup>2</sup>	mean soil cation exchange capacity (in cmolc/kg)
<b>N_total</b> <sup>2</sup>	nitrate concentration (in %)
<b>Avail_P</b> <sup>2</sup>	plant available phosphate (in mg/100g)
<b>Sand</b> <sup>2</sup>	mean content of sand (in %), 0-20 cm
<b>Litter</b> <sup>2</sup>	mulch (0= no mulch, 1= few mulch, 2= important mulch)

<sup>1</sup> used only in step one of the statistical analyses, <sup>2</sup> used in step two of the statistical analyses

## 2.3 Statistical analyses

To analyse the relationships between species and their environment, we conducted a three step analysis. First the sampling plots were grouped into 3 habitat types using Ward's clustering method (Euclidian distance) applied to the average duration of inundation (DurIn\_99) and mean groundwater depth values from 1999 (MnGW\_99). Second, all floristic data were processed by Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) (e.g. Faith et al. 1987, McCune & Grace 2002) and plotted to visualize vegetation differences among site categories. Plotting the weighted averages of species scores and projecting the environmental variables onto the plot allows to assess the main gradients represented by the NMDS. Differences between the clusters identified were tested by a Permutational Multivariate Analysis of Variance

Using Distance Matrices (e.g. Anderson 2001). Finally, a Redundancy Analysis (RDA) with partitioning of variation (Legendre & Legendre 1998) was performed in order to assess the strength of correlation between different environmental site variables and the plant species composition.

Species represented by fewer than 4 occurrences were not included in the analyses. All multivariate analyses were performed with the R computer language (R Core Team 2020) using the package *vegan* (Oksanen et al. 2019).

## 2.4 Identification of indicator species

The suitability of vascular plant species as indicators for hydrological site conditions was assessed according to their fidelity and specificity to the clusters identified as well as to their relative cover value. The method used in this study was proposed by DUFRÈNE & LEGENDRE (1997). Fidelity is the frequency of presence of a species within the plots allocated to a cluster. Specificity is the percentage occurrence within a cluster relative to total occurrence/coverage. The analysis has been carried out using the multi-level pattern analysis of the R package ‘*indicspecies*’ (DE CÁ CERES & LEGENDRE 2009, DE CACERES et al. 2010, 2012, DE CACERES 2013, 2020). Significance of the species has been tested by a permutation procedure. In addition, only sufficiently common species, those comprising at least 4 presences of the sample of the plots within a cluster, were considered.

## 3 Results

### 3.1 Environmental conditions describing the clusters

The clusters are aligned along two gradients: the duration of inundation decreases among the clusters whereas the mean groundwater depth increases (fig. 2). The sampling plots were grouped into 3 habitat types:

- Cluster 1: Flood channels and depressions (wet grassland), characterised by long inundation duration and low groundwater depth table;
- Cluster 2: Moist grassland, characterised by still frequent inundation and high groundwater table, plots in transition zone;
- Cluster 3: Mesophilous grassland, characterised by higher elevation, high groundwater depth and short inundation duration.

Plots which have been grouped to Cluster 1 (Flood channels and depressions named as wet grassland) are representing a wider mosaic of reed, hygrophilous or pioneer plant communities. The following associations could be identified here: *Ranunculetum aquatilis* Pass. 1964, *Bidenti-Polygonetum hydroperis* Lohm in R. Tx. 1950, *Rumicetum maritime* Pass. 1959, *Xanthium albinum*-Dominance community, *Rorippo-Oenanthetum aquaticae* Lohm 1950, *Butometum umbellati*, *Eleocharietum palustris* Schenniko 1919, *Glycerietum maximae* Hueck 1931, *Sparganietum erecti* Roll 1938, *Sparganio emersii-Glycerietum fluitantis* Br.Bl. 1925, *Rumici-Alopecuretum aequalis* Cirtu 1972, *Rumici crispi-Agrostietum stoloniferae* Moor 1958, *Caricetum gracilis* Almqvist 1929 and *Phalaridetum arundinaceae* Libb. 1931 (SCHOLZ et al. 2009). This cluster of records can be considered as part of the Natura 2000 habitat type 3150 (natural eutrophic lakes with *Magnopotamion* or *Hydrocharition* -type vegetation) or 3270 (rivers with muddy banks with *Chenopodion rubri* pp and *Bidention* pp vegetation). However, it should

be noted here that the assignment depends very much on mapping scale, time of fieldwork, characteristics of the vegetation found in the field and the experience of the person, who is doing the work in the field according the mapping instructions (SCHOLZ et al. 2009, LAU 2010).

The plots of cluster 2 (Moist grassland) can be assigned to a species poor formation of the Natura 2000 habitat type 6440 (alluvial meadows of river valleys of the *Cnidion dubii*), protected by the Habitats Directive 92/43/EEC, and belong to the plant association *Sanguisorbo officinalis-Silaetum silai* Klapp 1951. Some records in this cluster can be considered as *Agropyretum* Felföldy 1942 or transitions to the *Galio-molluginis-Alopecuretum pratensis*, but with a higher number of hygrophilous species.

Vegetation records of this cluster 3 can be assigned to the *Arrhenatherion elatioris* Luquet 1926, Natura 2000 habitat type 6510. *Alopecurus pratensis* dominated stands can be assigned to the *Galio molluginis-Alopecuretum pratensis* Hundt 1954 (1968) association; whereas *Arrhenatherum elatius* dominated plots forming to the *Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris* BrBl. (1919), Görst 1966 association. Both formations are compared to older records species poor (mean species number 16 and 17) (HUNDT 1958). For more details see SCHOLZ et al. (2009) and Annex E1.

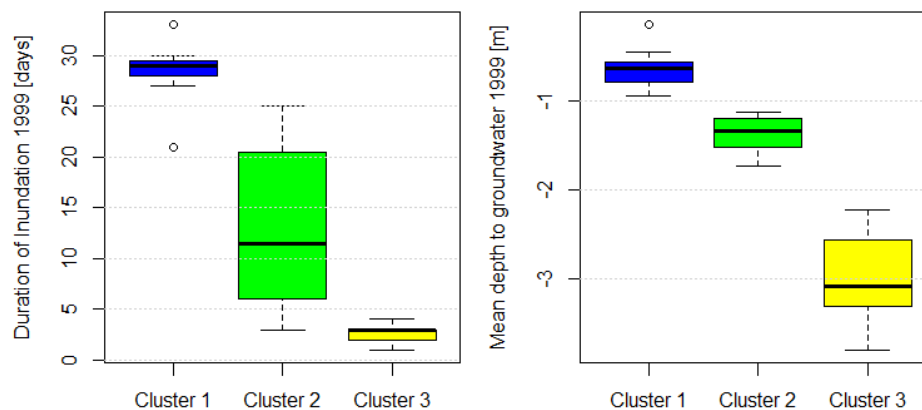


Fig. 2: Box-Whisker plots of the variables “duration of inundation” (hydrological year from Nov. 1998 to October 1999) and “mean groundwater depth of the vegetation period (April to October 1999)” for the three clusters of plots. Line in boxes: Median, box: inter quartile range

Abb. 2: Box-Whisker-Plots der Variablen "Dauer der Überflutung" (hydrologisches Jahr von Nov. 1998 bis Oktober 1999) und "mittlere Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode (April bis Oktober 1999)" für die drei Cluster der Plots. Linie in Kästen: Median, Box: Interquartilsbereich

### 3.2 Environmental conditions

The sampling plots were classified using a cluster analysis based on the eight abiotic parameters. The NMDS ordination analysis of the environmental data (Chap. 3.4, fig. 4) ordinated the plots along the hydrological gradient on the first axis, defined by increasing Inundation Duration (DurIn), mean depth of groundwater (MnGW), and the standard deviation of the water level (SD\_Water\_Level). The second axis represented a soil structure (% Sand) and nutrient gradient (P and N concentrations). The wet plots (Flood channels and depressions) showed a broad range of nutrient concentration, dependent of the nutrient load of the Elbe water and sedimentation during flooding. The moist grassland sites were characterised by higher, although not significant, P and N concentrations together with higher mean soil cation exchange capacity (CEC). In contrast, the dryer mesophilous grasslands showed significantly lower N concentrations (Wilcoxon test,  $p < 0.001$ ) (Chap. 3.4, fig. 4, Annex E2).

### 3.3 Ordination of sampling plots based on vascular plants occurrences

A total of 127 plant taxa were found during the sampling year in the 36 sampling sites. Species cover was not significantly different between the different site types (Kruskal Wallis Rank test,  $p > 0.005$ ). Diversity was significantly lower in the dryer plots than in depressions and wet grasslands (T-Tests,  $p < 0.05$ ) (Annex E2). The NMDS of the floristic data (Fig. 3) ordinated the sites along a moisture gradient along the first axis. The test of differences between the site types (clusters) revealed significant differences that explained 27 % (using RDA) of total floristic variation. The flood channels and depression sites (cluster 1), at the wet end of the gradient were characterised by hydrophilic species like *Persicaria amphibia*, *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus aequalis*, *Glyceria fluitans*, *Oenanthe aquatica*, *Eleocharis palustris*, *Carex acuta*, *Glyceria maxima* or *Rorippa amphibia*. The dryer mesophilous grassland plots at the other end of the gradient harbour species like *Arrhenatherum elatius*, *Ornithogalum umbellatum*, *Campanula patula*, *Festuca rubra* agg., *Agrostis capillaries*, *Allium vineale*, *Galium album* or *Galium verum* that are intolerant to moisture and flooding. The moist grassland sites within the two other site types along the gradient are more heterogeneous and consist of species typical of wet meadows like *Symphytum officinale*, *Lathyrus pratensis*, *Ranunculus ficaria*, *Ranunculus auricomus* agg., *Cardamine pratensis* agg. as well as nitrophilous species like *Glechoma hederacea*, *Urtica dioica* or *Cirsium arvense*.

The ordination (NMDS) of the ‘species-by-plot’ dataset revealed a gradient along the first two axes (fig. 3). The first axis represents hydrological variables, as the plots located in flood channels and depressions are located on the left hand (cluster 1) and are clearly separated from the more elevated and depressions and dry plots (cluster 2 and 3 moist and mesophilous grassland) on the left hand side (fig. 3).

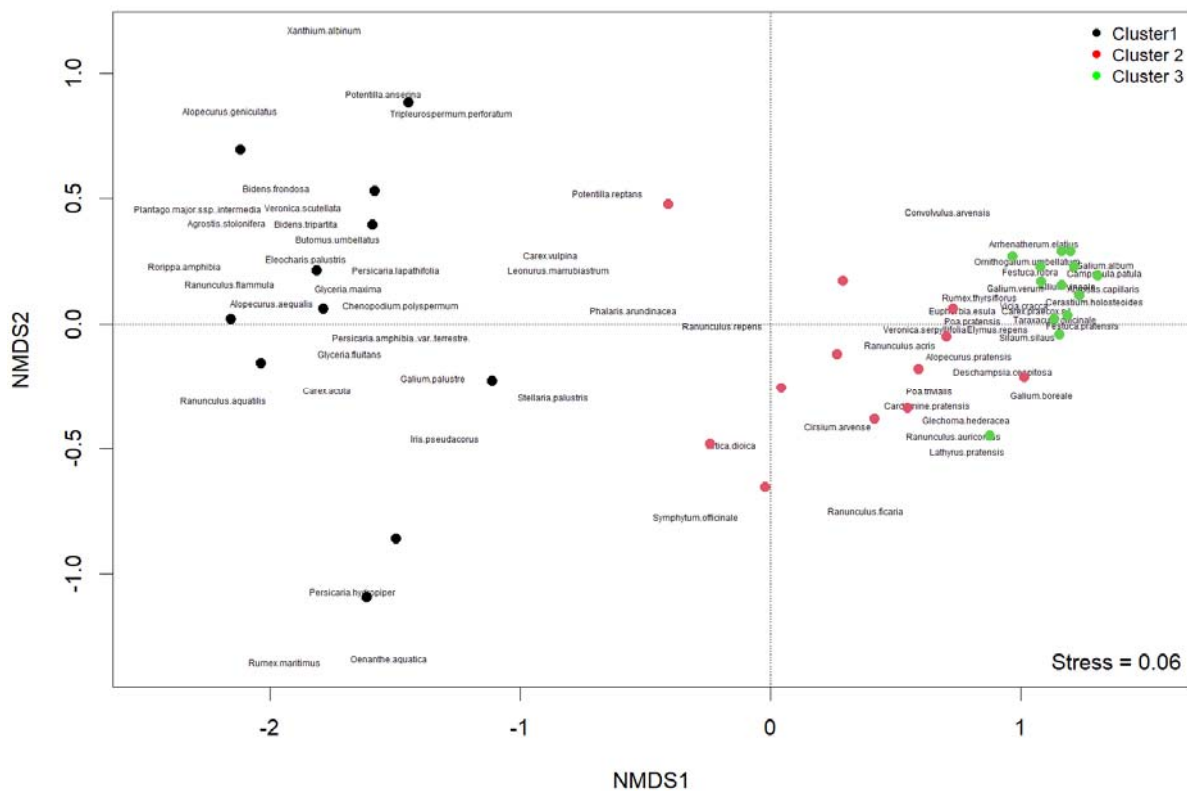


Fig. 3: NMDS plot of vascular plant covers for all sampling plots.

Abb. 3: NMDS-Plot der Gefäßpflanzenbedeckung aller beprobten Untersuchungsflächen



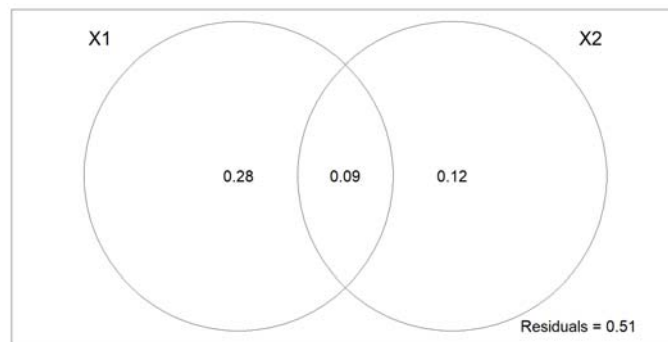


Fig. 5: Visualization of the partitioning of variation in a RDA model of species and environmental variables. X1 = variation explained by hydrological variables: Inundation\_7year + SD\_Water\_level + residuals of a linear model Groundwater\_7year vs. Inundation\_7year, X2 = variation explained by soil variables: Litter + CEC + P (plant available). Residuals (bottom right) shows the variation in species composition unexplained by the model.

### 3.5 Indicator species

Indicator species for clusters of plots with similar abiotic conditions had to fulfil the criteria of high statistical performance to the clusters. Table 2 lists all species that fulfilled these conditions. With the function InVal 55 plant species could be identified to have a significant performance as indicator species for one or two cluster 1 the dataset. For the wet cluster (1) 25 species have been identified, whereas for Cluster 2 10 and for Cluster 3 8 species, but all with high value as well. The abiotic conditions in cluster 1, representing flood channels and depressions with a long inundation period and low ground water depth, are best indicated by *Persicaria amphibia* (var. *terrestre*), *Bidens tripartita*, *Galium palustre*, *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus aequalis*, *Glyceria fluitans*, *Tripleurospermum perforatum*, *Oenanthe aquatica*, *Eleocharis palustris*, *Carex acuta*, *Glyceria maxima*, *Persicaria lapathifolia*, *Plantago major* ssp. *intermedia*, *Rorippa amphibian*, *Rumex maritimus* and *Veronica scutellata*. The species *Phalaris arundinacea* and *Iris pseudacorus* occurred in plots of cluster 1 and 2 and considered according to its high fidelity value for both clusters still a good indicator species.

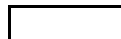
We identified indicator species for the intermediate wet meadows (cluster 2) but with lower power for the indicator value: *Glechoma hederacea*, *Symphytum officinale*, *Urtica dioica*, *Cirsium arvense*, *Lathyrus pratensis*, *Ranunculus ficaria*, *Ranunculus auricomus* agg., *Poa trivialis*, *Taraxacum officinales*, *Veronica serpyllifolia*, *Deschampsia cespitosa*, *Cardamine pratensis* agg. The drier and more elevated plots (cluster 3) of the mesophilous grassland are clearly characterised by *Arrhenatherum elatius*, *Ornithogalum umbellatum*, *Campanula patula*, *Festuca rubra* agg., *Agrostis capillaris*, *Poa pratensis*, *Allium vineale*, *Galium album*, *Galium verum* and, whereas the species *Elymus repens*, *Alopecurus pratensis*, *Vicia cracca* and *Carex praecox* s.l. indicate both the conditions on moist meadows (cluster 2) as well as those of the mesophilous meadows (cluster 3). All 19 indicator species already identified by RINK (2003) and FOLLNER & HENLE (2006) could be confirmed (see table 2, row Riva).



Table 2: Overview of indicator species performance: Clustering of plots is based on hydrological variables. Black lined boxes: indicator species with a high performance.

Tabelle 2: Übersicht über die Performance der Indikatorarten: Clustering der Parzellen basiert auf hydrologischen Variablen. Schwarz umrandete Kästchen: Indikatorarten mit einer hohen Güte.

Cluster 1 #sps 25				Cluster 2 #sps. 10			
	Riva	stat	p va- lue		Riva	stat	p va- lue
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestre</i> .	X	0.984	0.001 ***	<i>Glechoma hederacea</i>	X	0.912	0.001 ***
<i>Galium palustre</i>	X	0.970	0.001 ***	<i>Cirsium arvense</i>		0.855	0.001 ***
<i>Bidens tripartita</i>		0.953	0.001 ***	<i>Ranunculus auricomus</i> agg.		0.804	0.001 ***
<i>Chenopodium polyspermum</i>		0.944	0.001 ***	<i>Symphytum officinale</i>	X	0.770	0.001 ***
<i>Agrostis stolonifera</i>	X	0.853	0.001 ***	<i>Urtica dioica</i>		0.749	0.016 *
<i>Alopecurus aequalis</i>		0.853	0.001 ***	<i>Lathyrus pratensis</i>		0.707	0.002 **
<i>Glyceria fluitans</i>	X	0.853	0.001 ***	<i>Ranunculus ficaria</i>		0.707	0.002 **
<i>Persicaria lapathifolia</i>		0.839	0.001 ***	<i>Poa trivialis</i>		0.702	0.002 **
<i>Tripleurospermum perforatum</i>		0.836	0.001 ***	<i>Deschampsia cespitosa</i>		0.669	0.031 *
<i>Oenanthe aquatica</i>	X	0.798	0.001 ***	<i>Cardamine pratensis</i>		0.646	0.004 **
<i>Eleocharis palustris</i>	X	0.797	0.001 ***				
<i>Carex acuta</i>	X	0.796	0.001 ***	<b>Cluster 2+3 #sps. 8</b>			
<i>Glyceria.maxima</i>	X	0.795	0.001 ***	<i>Poa pratensis</i>		1.000	0.001 ***
<i>Plantago.major</i> ssp. <i>intermedia</i>		0.739	0.001 ***	<i>Alopecurus pratensis</i>	X	0.998	0.001 ***
<i>Rumex maritimus</i>		0.739	0.001 ***	<i>Elymus.repens</i>	X	0.980	0.001 ***
<i>Veronica scutellata</i>		0.739	0.001 ***	<i>Taraxacum officinale</i>		0.775	0.007 **
<i>Bidens frondosa</i>		0.674	0.001 ***	<i>Vicia cracca</i>		0.721	0.019 *
<i>Potentilla anserina</i>		0.674	0.001 ***	<i>Veronica serpyllifolia</i>		0.663	0.041 *
<i>Xanthium albinum</i>		0.674	0.001 ***	<i>Carex praecox.s.l.</i>		0.663	0.031 *
<i>Rorippa amphibia</i>	X	0.739	0.002 **	<i>Festuca pratensis</i>		0.632	0.048 *
<i>Butomus umbellatus</i>		0.674	0.005 **				
<i>Alopecurus geniculatus</i>		0.603	0.004 **	<b>Cluster 3 #sps. 8</b>			
<i>Persicaria hydropiper</i>		0.603	0.005 **	<i>Ornithogalum umbellatum</i>	X	0.982	0.001 ***
<i>Ranunculus aquatilis</i>		0.603	0.006 **	<i>Arrhenatherum.elatius</i>	X	0.955	0.001 ***
<i>Ranunculus flammula</i>		0.603	0.006 **	<i>Festuca.rubra</i>		0.936	0.001 ***
				<i>Campanula.patula</i>		0.917	0.001 ***
<b>Cluster 1+2 #sps. 4</b>				<i>Galium album</i>	X	0.909	0.001 ***
<i>Phalaris arundinacea</i>	X	0.978	0.001 ***	<i>Agrostis capillaris</i>		0.831	0.001 ***
<i>Iris pseudacorus</i>	X	0.692	0.021 *	<i>Allium vineale</i>		0.812	0.001 ***
<i>Carex vulpina</i>		0.659	0.010 **	<i>Galium verum</i>	X	0.771	0.001 ***
<i>Stellaria palustris</i>		0.659	0.007 **				

Legend	
Cluster 1	Flood channels and depressions
Cluster 2	Wet alluvial meadows
Cluster 3	Mesophilous meadows
Formatting of the numbers correspond with the performance of species within a cluster	
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1	
	Indicator species with a high statistical InVal value (stat) and very high significance were framed
Riva	Listed as RIVA indicator species, according to FOLLNER & HENLE (2006, 2009)
#sps.	number of species



#### 4 Discussion

Floodplain grasslands are characterized by spatial and temporal groundwater level and inundation duration, which has been shown in the PCA results. The results of this analysis support our classification into 3 groups by hydrological features. Between site differences in nutrient concentrations also correlated with the standard deviation of the water level (Sd\_Water\_level). These sites are more frequently inundated and influenced by the nutrient matter input by sedimentation depending on the hydraulic situation during a flooding event. Especially the P-content is related to the matter input by sedimentation, and means higher the influence of Elbe water more nutrients can be reached by sedimentation the sites (e.g. HÄRDTLE et al. 2006, SCHULZ-ZUNKEL et al. 2021).

The results of the RDA and IndVAL analyses show a strong relationship between hydrological parameters (both the duration of inundation and the groundwater depth) and the occurrence of vascular plants. Hydrological variables in this data set were found to have more influence on plants distribution than nutrients or other soils characteristics. The fact that hydrological conditions are dominating species richness and compositions in alluvial grasslands has also been reported by LEYER (2004) or BELTMANN et al. (2007). Although the amplitude of water dynamics has been identified in other studies with a larger river distance gradient (e.g. LEYER 2004), in our case it is very much correlated with the ground water depth. Nevertheless the fertilizing effect of the river and the ability of the soils to retain nutrients together with low mowing intensity can play a major role in determining the presence or absence of typical floodplain meadow species (e.g. LEYER 2004, 2005, HÄRDTLE et al. 2006).

The InVal analyses confirm the findings of the RDA with significant indicator species in each group. The wet and dry clusters in particular showed a good performance for indicator species, expressed by their high indicator values and significance. The cluster 2 with moist grassland plots demonstrate a lightly lower performance of most species. Some species responsible for clustering can play an important role in more than one cluster, due to their wide ecological range. While they are less relevant for a particular cluster they may still be suitable to indicate well the hydrological conditions of a group of clusters.

Because of the presence of characteristic alluvial meadow species like *Ranunculus auricomus agg.*, *Deschampsia cespitosa*, *Cnidium dubium*, *Cardamine pratensis agg.*, *Carex vulpina* and *Galium boreale* in cluster 2, these plots have been related to *Cnidion*-meadows (habitat type 6440), which are target habitats of Central European floodplains according to the European habitat directive (Annex E1). Although most of these species have not been identified as indicator species because of their low presence in our records, the sites are sufficiently described by the chosen indicator species. Nevertheless sites where they occur can be characterized by the chosen indicator species, which are common representatives for these communities as well.

There is already a long history in the use of vascular plants as indicators in vegetation science (LONDO 1975, ELLENBERG 1992). AMARELL & KLOTZ (2009) could show that especially calculations with Ellenberg-moisture values for plant records of this site are describing in a qualitative way well different hydrological site conditions. However, the Ellenberg value system is a qualitative assumptions. Only few indicator systems are appropriate to indicate hydrological site conditions for dynamic habitats such as floodplains in a quantitative way (FOLLNER & HENLE 2006). This is especially important for bioindication in floodplains. GUTIÉRREZ et al. (2004) give very detailed information about the study-sites (habitat-type, vegetation structure, geomorphological information etc.), but fail to provide sound data on floodplain typical parameters, like duration of inundation or groundwater depth.

In fact, BONN et al. (1997) measured the flood height and the duration of inundation but finally transformed these quantified data to qualitative data. In contrast, VAN LOOY (2005) derived several hydrological indices (e.g. width: depth-ratio of the river, number of summer peaks) from a 10-year average daily discharge and matched these quantified (but derived) data with carabid species occurrence in order to define indicator species for different habitat types.

As 19 vascular plant species of the analysed set of species have already been chosen by RINK (2003) and FOLLNER & HENLE (2006, 2009) as indicator species for the use in an indicator system to characterise hydrological site conditions, the results of this study support the choice of these indicator species to use in a group based approach.

### **Conclusions**

To sum up, plants are good indicators for characterising the hydrological site conditions. Compared to other indicator groups used in the RIVA-project the performance of vascular plants was the best in time and transferability compared to molluscs and carabids (FOLLNER & HENLE 2006, 2009, FOLLNER et al. 2009). Limitation of transferability in space and time of the results are due to absence of longer time series of biotic records and simultaneous measurements of hydrological and pedological site conditions.

The results of this study have already been transformed to an indicator system for hydrological site conditions with plants, carabids and molluscs (FOLLNER & HENLE 2006) and have shown that they are transferable to other reference sites and robust in time face to extreme events (FOLLNER et al. 2009). For further improvement of the findings of this work, more data from the study area of the Elbe floodplain but also other river systems, combining with adequate hydrological parameters should be analysed to generalise the findings of this study. Since we showed that such a bioindication can work precisely and since it is relatively quick and cost-effective, it can benefit landscape- and conservation planning and for the implementation of international environmental regulations in alluvial grasslands (e.g. the EU Habitat Directive, ŠEFFER et al. 2008).

In conclusion, an appropriate study design, well recorded botanical data together with abiotic data explains very well a highly complex ecosystem. Already observed extreme events such as summer floods and extreme droughts for the river Elbe lead to different changes in the floodplain plant species composition even though floodplain species are adapted to floods and droughts (HARRIS et al. 2020). When considering climate change and an associated increase in both severe summer floods (MUDELSEE et al. 2003, JENTSCH et al. 2007) and summer droughts (SOLOMON et al. 2008), it can be assumed that the composition of plant species will continue to change and well-designed indicator system are necessary to monitor the impact on the vegetation cover but also to evaluate implemented restoration measures. However, it is still difficult to quantify the direction and speed of this change. Hence, long-term monitoring with standardised methods is necessary to assess the effects of the highly dynamic floodplain biodiversity.

### **Acknowledgements**

This study was part of the RIVA project “development and testing of a robust Indicator system for ecological changes in floodplain systems”. The authors are much indebted to Sarah Gwilym for her assistance in proofreading. This study was supported by the German Ministry of Education and Research (RIVA-project). Many thanks to the River Landscape Biosphere Reserve of the Middle Elbe, the nature conservation authorities, the Federal

Institute of Hydrology, the farmers for their helpful cooperation and all RIVA colleagues especially Uwe Amarell for providing the botanical field data.

### Author Contributions

MS, FL, CI, and PH developed the method and performed statistical analyses/ interpretation/ discussion of results, with input from RH and JG. All authors provided critical feedback and helped shaping the article. MS, FL, and CI did the data preparation. All authors contributed to the final version of the manuscript.

### ORCID iDs

Mathias Scholz <https://orcid.org/0000-0002-8463-9500>

### Supplements

Additional supporting information may be found in the online version of this article.

Zusätzliche unterstützende Information ist in der Online-Version dieses Artikels zu finden.

### Annex E1: Overview of all vegetation records Schöneberger Wiese, Biosphere Reserve Middle Elbe, year 1999

Annex E1: Stetigkeitstabelle aller Vegetationsaufnahmen Schöneberger Wiese, Biospärenreservat Mittlere Elbe 1999

### Annex E2: Range of measured values in the three Cluster

Annex E2: Übersicht der gemessenen Werte bezogen auf die drei Cluster

### References

- AMARELL, U. & KLOTZ, S. (2009): Struktur und Dynamik charakteristischer Pflanzenpopulationen und Vegetationstypen mitteldeutscher Auen als Indikatoren der Standortbedingungen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (Eds.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 171-202.
- AMOROS, C. & PETTS, G.E. (1993): Hydrosystemes fluviaux. Collection d'Ecologie **24**: 300 pp.
- ANDERSON, M.J. (2001): A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, **26**: 32–46.
- BALATOVA-TULYCKOVA, E., (1968). Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften. *Acta Sci. Nat. Acad. Sci. Bohem. Slov. Brno* **2**, 1-37.
- BELTMAN, B, WILLEMS, JH, & GUSEWELL, S. (2007): Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *J Veg Sci* **18**: 625-634.
- BLOM, C.W.P. M. & VOESENEK, L.A.C.J. (1996): Flooding: The survival strategies of plants. *Trends in Ecology & Evolution* **11**: 290-295.
- BMU & BfN - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT & Bundesamt für Naturschutz [Eds.] 2021: Auenzustandsbericht 2021: Flussauen in Deutschland. Berlin, Bonn 72 pp. [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/wasser/Dokumente/AZB\\_2021/AZB\\_2021\\_bf.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/wasser/Dokumente/AZB_2021/AZB_2021_bf.pdf)
- BONN, A., HAGEN, K. & WOHLGEMUTH-VON REICHE, D. (2002): The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats – a comparison of three major rivers in Germany. – *River Res. Applic.* **18**: 43-64.
- BRAUN-BLANQUET J. (1964) Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. 3rd ed. Springer, Wien-New York.
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **87**, 244 S.

- CRAWFORD, R.M.M. (1996): Whole plant adaptations to fluctuating water tables. *Folia geobotanica & phytotaxonomica* 31: 7-24.
- DE CÁCERES, M. (2013): r-Package 'indicspecies' February 15, 2013  
<http://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/indicspecies.pdf>
- DE CÁCERES, M. (2020): How to use the indicspecies package (ver. 1.7.8), February 4, 2020  
<https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/vignettes/indicspeciesTutorial.pdf>
- DE CÁCERES, M. & LEGENDRE, P. (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90(12): 3566-3574.
- DE CÁCERES, M., LEGENDRE, P. & MORETTI, M. (2010): Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119(10): 1674-1684.
- DE CÁCERES, M., LEGENDRE, P., WISER, S.K. & BROTONS, L. (2012): Using species combinations in indicator analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 3(6): 973-982.
- DIERßEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 242 pp.
- Dister, E., Schneider, E. & Scholz, M. (2017): Allgemeine Grundlagen. In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E., Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 25-40.
- DUFRÈNE, M. & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecol. Monogr.* 67: 345–366.
- DZIOCK, F., HENLE, K., FOCKLER, F., FOLLNER, K. & SCHOLZ, M. (2006a): Biological indicator systems in floodplains - a review. - In: Dziock, F., Fockler, F., Scholz, M., S. Stab & Henle, K. (Eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 91(4): 271-291.
- DZIOCK, F. (2006b): Life-history data in bioindication procedures - an example of the hoverflies (Diptera, Syrphidae) in the Elbe floodplain. In: Dziock, F., Fockler, F., Scholz, M., Stab S. & K. Henle (Hrsg.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 91 (4): 341-363.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. & PAULIBEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – *Scr. Geobot.* 18: 1–262.
- EU HABITATS DIRECTIVE (1992: European Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- FAITH, D. P., MINCHIN, P. R. & BELBIN, L. (1987): Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57–68.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT H. & CASTELLA, E. (2006): Suitability of Molluscs as Bioindicators for Meadow- and Flood-Channels of the Elbe-Floodplains. In: DZIOCK, F., FOCKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 94 (4): 314-325.
- FOLLNER, K. & HENLE, K. (2006): The performance of plants, molluscs, and carabid beetles as indicators of hydrological conditions in floodplain grasslands. *International Review of Hydrobiology* 94 (4): 364-379.
- FOLLNER, K. & HENLE, K. (2009): Integration der Indikatoren zu einem Indikationssystem. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOCKLER (eds.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 301-318.
- FOLLNER, K., HOFACKER, A., GLÄSER, J., DZIOCK, F., GERISCH, M., FOCKLER, F., ILG, C., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & HENLE, K (2009): Accurate environmental bioindication in floodplains in spite of an extreme flood event. *River Research and Application*: 26(7): 877-886.
- GERISCH, M., A. SCHANOWSKI, W. FIGURA, B. GERKEN, F. DZIOCK & HENLE, K. (2006): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. In: DZIOCK, F., FOCKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & HENLE, K. (eds.). Bioindication and functional response in flood plain systems - based on the results of the project RIVA. *Int. Rev. Hydrobiol.* 91: 326-340.

- GERISCH, M., AGOSTINELLI, V., HENLE, K. & DZIOCK, F. (2012a): More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *OIKOS*. 121(4): 508–515.
- GERISCH, M., DZIOCK, F., SCHANOWSKI, A., ILG, C. & HENLE, K. (2012b): Community resilience following extreme disturbances: the response of ground beetles to a severe summer flood in a central European lowland stream. *River Research and Applications*, 28: 81-92.
- GODREAU, V., G. BORNETTE, B. FROCHOT, C. AMOROS, E. CASTELLA, B. OERLI, F. CHAMBAUD, D. OBERTI & CRANEY, E. (1999): Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. *Biodiv. Conserv.* 8: 839-864.
- HÄRDTLE, W., REDECKER, B., ASSMANN, T. & MEYER, H. (2006): Vegetation responses to environmental conditions in floodplain grasslands: Prerequisites for preserving plant species diversity. *Basic and Applied Ecology* 7: 280-288.
- HARRIS, R.M.B., LOEFFLER, F., RUMM, A., FISCHER, C., HORCHLER, P., SCHOLZ, M., FOCKLER, F. & HENLE, K. (2020): Biological responses to extreme weather events are detectable but difficult to formally attribute to anthropogenic climate change. *Sci. Rep.* 10, art. 14067
- HENLE, K., DZIOCK, F. FOLLNER, K., HÜSING V., HETTRICH, A., RINKS, M., STAB, S. & SCHOLZ, M. (2006) Study design for assessing species environmental relationships and developing indicator systems for ecological changes in floodplains-The approach of the RIVA Project. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91, 292-313.
- HILDEBRANDT, J., LEYER, I., DZIOCK, F. FISCHER, P. & FOCKLER, F. (2005): 5.5 Auengrünland. In: SCHOLZ, M., S. STAB, F. DZIOCK & HENLE, K. (eds.). *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen; Band 4 der Reihe: Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft.* Weissensee Verlag, Berlin: 234-264.
- HÜGIN, G. & HENRICHFREISE, A. (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. *Schr.-R. Vegetationskde* 24: 1-48.
- HUNDT, R. (1958): Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas. I. Die Auenwiesen an der Elbe, Saale und Mulde. - *Nova Acta Leopold. N. F.* 20 (135): 1-206.
- ILG, C., FOCKLER, F., DEICHNER, O. & HENLE, K. (2009): Extreme flood events favour floodplain mollusc diversity. *Hydrobiologia* 621: 63-73.
- JANSEN, F. & DENGLER, J. (2008): GermanSL - Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. *Tuexenia: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 28: 239–253.
- JENTSCH, A., KREYLING, J. & C. BEIERKUHNLIN (2007): A new generation of climate-change experiments: events, not trends. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 365-374.
- JUNK, W.J. (2005): Flood pulsing and linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. *Verhandlung der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 11-38.
- LAMERS, L.P.M., LOEB, R., ANTHEUNISSE, A.M., MILETTO, M., LUCASSEN, E.C.H.E.T., BOXMAN, A.W., SMOLDERS, A.J.P. & ROELOFS, J.G.M. (2006): Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia* 565: 165-186.
- LAU – LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2010): Kartieranleitung Lebensraumtypen Sachsen-Anhalt, Teil Offenland, zur Kartierung der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand 11.5.2010. [https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik\\_und\\_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Publikationen/Dateien/Kartieranleitungen/Kartieranleitung-Offenland.pdf](https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Publikationen/Dateien/Kartieranleitungen/Kartieranleitung-Offenland.pdf)
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (1998): *Numerical ecology*. 2nd English Edition, Elsevier, Amsterdam.
- LEYER, I. (2002) *Auengrünland der Mittel-Elbe Niederung - vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, der Altaue und am Auenrand der Elbe.* *Dissertationes Botanicae* 363.
- LEYER I. (2004) Effects of dykes on plant species composition in a large lowland river floodplain. *River research and applications*, 20: 813-827.
- LEYER, I. (2005): predicting plant species' responses to river regulation: the role of water level fluctuations. *Journal of Applied Ecology* 42: 239-250.
- LEYER, I. (2006): Dispersal, diversity and distribution patterns in pioneer vegetation: the role of river-floodplain connectivity. *Journal of Vegetation science* 17: 407-416.

- LONDO, G. (1975): Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten. - Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Leersum.
- LYTLE, D.A. & POFF, N.L. (2004): Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 94-100.
- MCCUNE, B & GRACE, J.B. (2002): *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design: Glenden Beach, Oregon, 300 pp.
- MCGEOCH, M.A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* 73: 181-201.
- McGeoch, M.A., VAN RENSBURG B.J. & BOTES A. (2002): The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 39: 661-672.
- MUDELSEE, M., BORNGEN, M., TETZLAFF, G. & GRUNEWALD, U. (2003): No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. *Nature* 425: 166-169.
- OKSANEN, J., GUILLAUME BLANCHET, F., FRIENDLY, M. KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECs, E. & WAGNER H. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- R CORE TEAM (2020): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RINK, M. (2003): Ordinationsverfahren zur Strukturanalyse ökosystemarer Feldinformation und Lebensraumeignungsmodelle für ausgewählte Arten der Elbauen. *UFZ-Berichte* 8/2003: 1-256.
- ROBINSON, C.T., TOCKNER, K. & WARD, J.V. (2002): The fauna of dynamic riverine landscapes. – *Freshwater Biology* 47: 661-677.
- SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., SCHOLZ, M., HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E. & EGGER, G. (Hrsg., 2017): *Biodiversität der Flussauen Deutschlands*. Naturschutz und biologische Vielfalt 163. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, 498 S.
- SCHOLTEN, M., ANLAUF, A., BÜCHELE, B., FAULHABER, P., HENLE, K., KOFALK, S., LEYER, I., MEYERHOFF, J., PURPS, J., RAST, G. & SCHOLZ, M. (2005): The Elbe River in Germany – present state, conflicts, and perspectives of rehabilitation. *Archiv für Hydrobiologie* 155: 579-602.
- SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOCKLER, F. (2009a) (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S.
- SCHOLZ, M., S. STAB, F. DZIOCK & HENLE, K. (2005): *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen*. – Vol. 4 of the series „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 380 pp.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & HENLE, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 257 pp.
- SCHUBERT, R. (2001): *Prodromus der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts*. Mitt. Florist. Kart. Sachsen-Anhalt 2001, 2: 1-688.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., BABOROWSKI, M., EHLERT, T., KASPERIDUS, H.D., KRÜGER, F., HORCHLER, P., NEUKIRCHEN, B., RUPP, H., SCHOLZ, M., SYMMANK, L. & NATHO, S. (2021): Simple modelling for a large-scale assessment of total phosphorus retention in the floodplains of large rivers. *Wetlands* 41 (6), art. 68
- ŠEFFER, J., JANÁK, M. & ŠEFFEROVÁ STANOVÁ, V. (2008): *MANAGEMENT of Natura 2000 habitats*. 6440 Alluvial meadows of river valleys of the *Cnidion dubii*. available at: [http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6440\\_Alluvial\\_meadows.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6440_Alluvial_meadows.pdf)
- SOLOMON, S., QUIN, D., HANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERTY, K.B. & TIGNOR, M.M.B. (2008): *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC (Climate Change 2007)*. Cambridge University Press, Friesens.
- TOCKNER, K. & STANFORD, J.A. (2002): Riverine floodplains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29: 308-330.

- TOCKNER, K., MALARD, F. & WARD, J.V. (2000): An extension of flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14: 2861-2883.
- TÜXEN, R. (1954): Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. *Angew. Pflanzensoz.* 8 Stolzenau: 64-98.
- VAN DE STEEG, H.M. & BLOM, C.W.P.M. (1998): Impact of hydrology on floodplain vegetation in the lower Rhine system: implications for nature conservation and nature development. In: Nienhuis, P.H., Leuven, R.S.E.W., Ragas, A.M.J. (Eds.), *New concepts for sustainable management of river basins*. Backhuys, Leiden: 131-144.
- VAN ECK, W.H.J.M., LENSSEN, J.P.M., VAN DE STEEG, H.M., BLOM, C.W.P.M. & DE KROON, H. (2006): Seasonal dependent effects of flooding on plant species survival and zonation: a comparative study of 10 terrestrial grassland species. *Hydrobiologia* 565: 59-69.
- Van Eck, W.H.J.M., van de Steeg, H.M., Blom, C.W.P.M. & De Kroon, H. (2005): Recruitment limitation along disturbance gradients in river floodplains. *Journal of Vegetation Science* 16: 103-110.
- VAN LOOY, K., S. VANACKER, H. JOCHEMS, G. DE BLUST & DUFRENE, M. (2005): Ground beetle habitat templets and riverbank integrity. *River Res. Appl.* 21: 1133-1146.
- VANNEUVILLE, W., WOLTERS, H., SCHOLZ, M., WERNER, B., UHEL, R., SNOJ, L., GLOBEVNIK, L., MYSIAK, J., SEIJGER, C. & SCHULZ-ZUNKEL, C. (2016): Flood risks and environmental vulnerability: exploring the synergies between floodplain restoration, water policies and thematic policies. EEA Report 1/2016. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 78 p
- VERVUREN, P.J.A., BLOM, C.W.P.M. & DE KROON, H. (2003): Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology* 91: 135-146.
- WARD, J.V. (1998): Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regime and aquatic conservation. *Biol. Conserv.* **83** (3): 269-278.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart.
- WOLFERT, H., P. HOMMEL, A. PRINS & STAM, M.H. (2001): The formation of natural levees as a disturbance process significant to the conservation of riverine pastures. *Landsc. Ecol.* **17** (Suppl. 1): 47-57.
- YOUNG, W. J. (2001): *Rivers as Ecological Systems. The Murray-Darling Basin*. Murray Darling Basin Commission, Canberra, 336 p

### Annex E1: Precence overview of all vegetation records Schöneberger Wiese, Biosphere Reserve Middle Elbe, year 1999

Annex E1: Stetigkeitstabelle aller Vegetationsaufnahmen Schöneberger Wiese, Biospärenreservat Mittlere Elbe 1999

<i>species</i>	Presence/ Stetigkeit	Cluster 1 n=11		Cluster 2 n=13		Cluster 3 n=12	
<i>Chenopodium polyspermum</i>	12	V	+1	.	.	.	.
<i>Persicaria amphibia</i> (var. <i>terrestre</i> )	16	V	r-3	II	r-1	.	.
<i>Bidens tripartita</i>	10	IV	+3	I	+1	.	.
<i>Galium palustre</i>	16	IV	+2	III	r-2	.	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	8	III	+4	.	.	.	.
<i>Alopecurus aequalis</i>	8	III	+3	I	+	.	.
<i>Glyceria fluitans</i>	8	III	+2	.	.	.	.
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	12	III	r-3	III	r-1	I	+
<i>Oenanthe aquatica</i>	7	III	r-4	.	.	.	.
<i>Eleocharis palustris</i>	8	III	+3	.	.	.	.
<i>Carex acuta</i>	9	III	+4	I	+	.	.
<i>Glyceria maxima</i>	8	III	+3	+	+	.	.
<i>Persicaria lapathifolia</i>	9	III	r-1	I	+1	.	.
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	6	II	+2	I	+2	.	.
<i>Rorippa amphibia</i>	6	II	r-3	I	+1	.	.
<i>Rumex maritimus</i>	6	II	r-2	.	.	.	.
<i>Veronica scutellata</i>	6	II	r-2	.	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	23	V	+5	V	r-5	r	+
<i>Bidens frondosa</i>	5	II	+2	.	.	.	.
<i>Butomus umbellatus</i>	5	II	+2	.	.	.	.
<i>Potentilla anserina</i>	5	II	.	.	.	.	.
<i>Xanthium albinum</i> ssp. <i>albinum</i>	6	II	r-5	+	+	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	4	II	+2	.	.	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	4	II	r-3	II	r-2	I	r+
<i>Ranunculus aquatilis</i> agg.	4	II	+2	.	.	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	4	II	.	.	.	.	.
<i>Iris pseudacorus</i>	11	III	r-2	I	r+	.	.
<i>Poa palustris</i>	3	I	.	.	.	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	12	II	r-3	III	+3	II	1-3
<i>Symphytum officinale</i>	9	II	+3	III	r-3	II	+
<i>Urtica dioica</i>	15	III	+3	IV	+4	III	r-3
<i>Cirsium arvense</i>	15	II	1-3	III	r-3	III	+3
<i>Lathyrus pratensis</i>	6	I	r+	I	+1	II	+1
<i>Ranunculus ficaria</i>	7	+	1-2	III	+2	I	r+
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	14	I	1	III	+1	II	r-1
<i>Poa trivialis</i>	7	I	+1	IV	+2	I	+1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	15	r	+	III	r-2	IV	r-1
<i>Ranunculus repens</i>	5	II	+	III	r-3	I	+2
<i>Veronica serpyllifolia</i>	11	+	+	I	+1	II	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	10	r	+	II	+2	II	+3
<i>Cnidium dubium</i>	3	r	.	I	.	.	.
<i>Ranunculus acris</i>	4	.	.	I	+	I	r-2
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	7	+	+	II	r+	I	+
<i>Galium boreale</i>	4	.	.	I	r-2	I	+3



## M. Scholz 2022 - Bioindikationssysteme in Auen

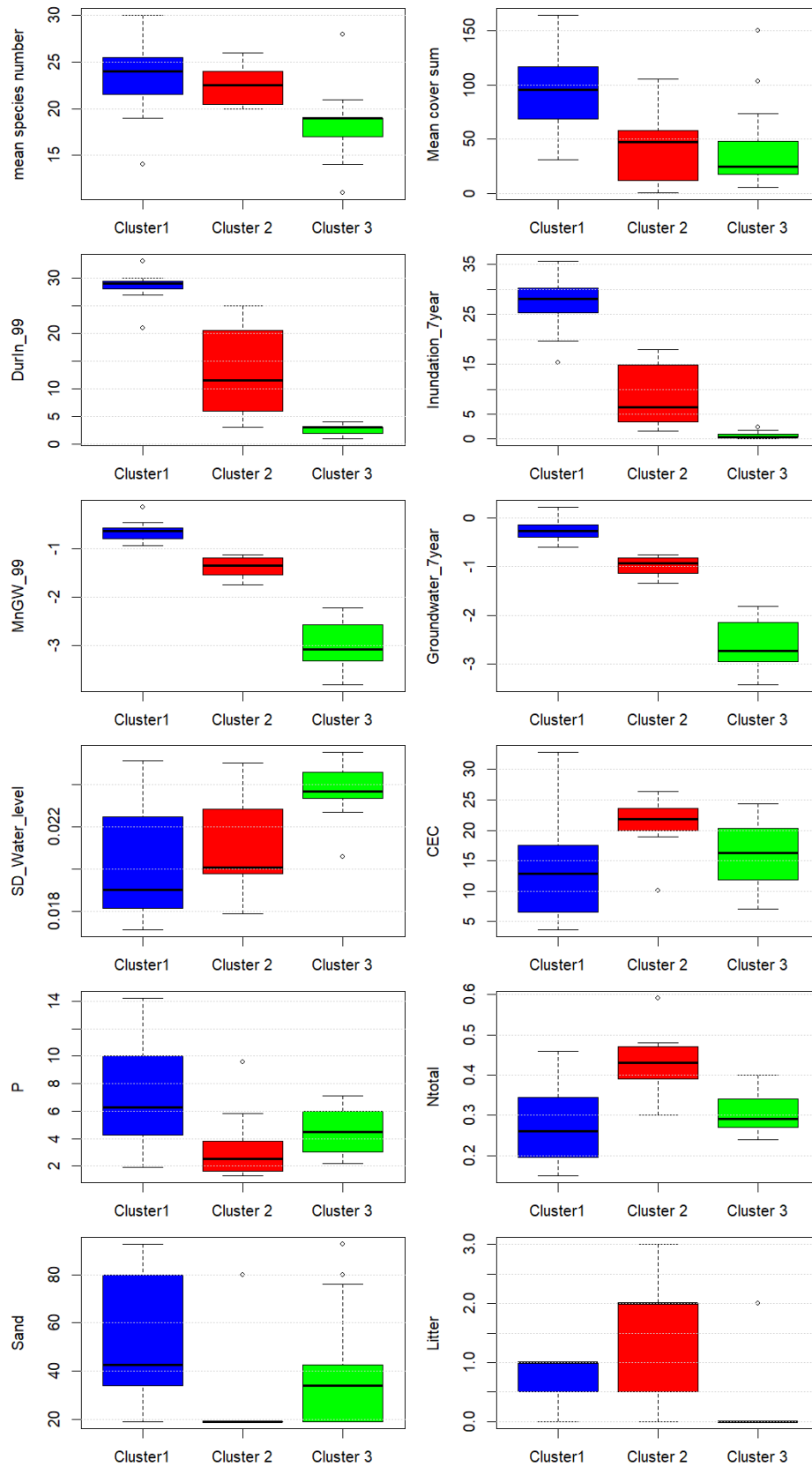
<i>species</i>	Presence/ Stetigkeit	Cluster 1 n=11		Cluster 2 n=13		Cluster 3 n=12	
<i>Elymus repens</i>	25	I	+3	V	2-5	V	3-5
<i>Alopecurus pratensis</i>	26	II	+3	V	2-3	V	2-4
<i>Arrhenatherum elatius</i>	16	.	.	I	+	V	+3
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	15	.	.	+	r	IV	r-2
<i>Campanula patula</i>	16	.	.	I	r+	IV	r-1
<i>Festuca rubra</i> agg.	17	.	.	I	1-2	IV	+3
<i>Agrostis capillaris</i>	14	r	1	I	+	III	1-3
<i>Poa pratensis</i>	25	I	+2	III	+2	V	2-3
<i>Allium vineale</i>	11	r	r	+	+	III	+1
<i>Galium album</i>	14	r	+	I	+2	V	+3
<i>Galium verum</i>	11	.	.	I	1	III	+2
<i>Carex praecox</i> s.l.	11	r	+	I	+	II	+1
<i>Vicia cracca</i>	13	+	r+	II	+1	III	+2
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	8	.	.	III	+2	III	+2
<i>Festuca pratensis</i>	10	.	.	II	+1	III	+2
<i>Dactylis glomerata</i>	3	.	.	+	+	II	+1
<i>Campanula rotundifolia</i>	3	.	.	.	.	I	r+
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	3	.	.	.	.	I	+
<i>Achillea millefolium</i>	2	.	.	I	+	II	+3
<i>Pimpinella saxifraga</i>	2	.	.	.	.	I	+
<i>Convolvulus arvensis</i>	7	r	2	I	+1	II	+3
<i>Linaria vulgaris</i>	3	r	+	+	+	II	r-1
<i>Cerastium holosteoides</i>	6	.	.	I	+	III	r+
<i>Silaum silaus</i>	5	.	.	I	r+	II	r-1
<i>Centaurea jacea</i> s.l.	1	.	.	.	.	II	r+
<i>Euphorbia esula</i>	4	.	.	+	+	II	r+
<i>Potentilla reptans</i>	6	I	.	I	.	II	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	2	r	+	II	r-1	I	r+
<i>Lysimachia nummularia</i>	3	.	.	+	r	II	r-2
<i>Rumex obtusifolius</i>	3	.	.	II	r+	I	r+
<i>Carex hirta</i>	2	r	1	.	.	+	+
<i>Galium x pomeranicum</i>	2	.	.	+	.	+	.
<i>Trifolium campestre</i>	2	.	.	+	.	+	.
<i>Veronica arvensis</i>	2	.	.	+	.	+	.
<i>Arctium lappa</i>	1	r	r	II	r	I	r+
<i>Bromus inermis</i>	1	.	.	.	.	+	r
<i>Carduus crispus</i>	1	r	r	I	+	I	+2
<i>Cerastium arvense</i>	1	.	.	.	.	I	1-2
<i>Daucus carota</i>	1	.	.	+	r	+	+
<i>Equisetum arvense</i>	1	.	.	+	r	I	r+
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	1	.	.	.	.	+	r
<i>Heracleum sphondylium</i>	1	.	.	.	.	I	1-2
<i>Holcus mollis</i>	1	.	.	.	.	+	+
<i>Picris hieracioides</i>	1	.	.	.	.	+	2
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	1	.	.	.	.	+	.
<i>Rosa canina</i> s.l.	1	.	.	.	.	r	.
<i>Rumex acetosa</i>	1	.	.	.	.	I	+
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	.	.	.	.	+	.

M. Scholz 2022 - Bioindikationssysteme in Auen

<i>species</i>	Presence/ Stetigkeit	Cluster 1 n=11		Cluster 2 n=13		Cluster 3 n=12	
<i>Viola tricolor</i>	1	.	+	.	.	+	+
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	4	II	r-2	+	r	.	.
<i>Plantago major ssp. major</i>	3	I	r-2	.	.	I	r-+
<i>Alisma lanceolatum</i>	3	I	.	.	.	.	.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	3	I	.	.	.	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	3	I	.	.	.	.	.
<i>Trifolium hybridum</i>	3	I	+1	.	.	.	.
<i>Carex vulpina</i>	10	II	+	II	+	.	.
<i>Stellaria palustris</i>	10	II	+1	I	+	r	1
<i>Inula britannica</i>	2	I	.	.	.	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2	II	+2	.	.	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>	2	+	.	.	.	.	.
<i>Polygonum aviculare agg.</i>	2	+	.	I	.	r	.
<i>Atriplex prostrata</i>	2	II	r-2	II	+1	r	+
<i>Carex acutiformis</i>	3	I	.	.	.	.	.
<i>Calystegia sepium</i>	3	+	.	I	.	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	3	II	r-+	.	.	.	.
<i>Stachys palustris</i>	3	+	.	I	.	.	.
<i>Allium angulosum</i>	2	.	.	I	.	.	.
<i>Equisetum palustre</i>	2	+	+	.	.	.	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	2	I	.	I	.	.	.
<i>Silene flos-cuculi</i>	2	+	.	+	.	.	.
<i>Thalictrum flavum</i>	2	r	.	+	+1	.	.
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	I	.	.	.	.	.
<i>Bolboschoenus maritimus s.l.</i>	1	r	.	.	.	.	.
<i>Callitriche palustris agg.</i>	1	I	.	.	.	.	.
<i>Chenopodium album</i>	1	r	.	I	.	.	.
<i>Conyza canadensis</i>	1	r	r	.	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	1	r	.	I	.	.	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	1	II	+1	.	.	.	.
<i>Rorippa sylvestris</i>	1	I	.	I	.	.	.
<i>Sium latifolium</i>	1	r	.	I	.	.	.
<i>Solanum dulcamara</i>	1	r	.	I	.	.	.
<i>Sparganium erectum</i>	1	r	.	.	.	.	.
<i>Stellaria aquatica</i>	1	r	.	I	+	.	.

**Annex E2: Range of measured values in the three Cluster**

Annex E2: Übersicht der gemessenen Werte bezogen auf die drei Cluster



## 5 Wirkung von Extremhochwasserereignissen auf ausgewählte Artengruppen

### *Wie sind Extremereignisse auf die Auenbiodiversität einzuschätzen?*

ILG, C., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER F., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., **SCHOLZ, M.**, DEICHER, O. & K. HENLE (2008): Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. Ecology 89: 2392-2398.  
<https://doi.org/10.1890/08-0528.1>

Es wird angenommen, dass extreme sommerliche Hochwasserereignisse in europäischen Flüssen aufgrund des Klimawandels häufiger auftreten werden. In gemäßigten Gebieten, in denen Winterhochwasser üblich sind, können solche extremen Hochwasser im Sommer, einer Periode hoher physiologischer Aktivität, ernsthafte Auswirkungen auch auf Auenökosysteme haben. Der folgende Beitrag geht auf Auswirkungen eines extremen Sommerhochwassers im



**Abb. 5: Elbehochwasser im August 2002 (Foto: A. Künzelmann, UFZ)**

Jahre 2002 auf Flora und Fauna der Flussauen der Mittleren Elbe (Deutschland) ein (Abb. 5). Es werden Folgedaten der bereits in Kapitel 3 und 4 dargestellten Untersuchungsgebiete, die nach dem Hochwasser mit identischen Methoden wie vor dem Hochwasser erhoben wurden, verglichen. Dabei unterscheiden sich Pflanzen, Mollusken und Laufkäfer erheblich in ihrer Reaktion in Bezug auf Abundanz und Diversität. Pflanzen und Mollusken, die morphologische und verhaltensmäßige Anpassungen an die Überflutung aufweisen, zeigten höhere Überlebensraten als die Laufkäfer, deren Anpassungsstrategien hauptsächlich mit der Phänologie der Arten zusammenhängt. Die Ergebnisse illustrieren die Komplexität der Reaktionen von Auenorganismen auf extreme Hochwasserereignisse. Sie zeigen, dass die Effizienz von Widerstands- und Resilienzstrategien stark von der Art der Anpassung einzelner Arten oder Artengruppen abhängt.

## 6 Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

### Wo bestehen Anwendungsfelder des RIVA-Indikationssystems im Naturschutz und der Landschaftsplanung? Beispiel Biotoptypen

- **Wie ist die Güte der Indikationsergebnisse der indizierten Werte in Bezug zu gemessenen Werten auf Biotoptypenebene einzuschätzen und welche Flächengröße sollte Verwendung finden?**

**SCHOLZ, M.**, FOLLNER, K. & K. HENLE (2009): Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOCKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 335-348.<sup>1</sup>

Für naturschutzfachliche und planerische Fragestellungen sollte eine Indikation auch auf ökologischen Raumeinheiten innerhalb eines Untersuchungsgebietes anwendbar sein. Deshalb lag es nahe, das RIVA-Indikationssystem (FOLLNER & HENLE 2006, 2009), das auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen funktioniert, auf ökologische Raumeinheiten (im folgenden Biotoptypen) bezogen, zu testen. Die Probeflächen des Hauptuntersuchungsgebietes konnten fünf Biotoptypen zugeordnet werden.

Die gemessenen und indizierten Werte für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand lagen in allen Biotoptypen eng beieinander. Sie zeichneten auch die Gradienten dieser Standortfaktoren in der betrachteten Auenwiese nach.

Signifikante Unterschiede zwischen indizierten und gemessenen Werten traten nur bei der Indikation des Grundwasserflurabstandes auf höheren, selten überfluteten Standorten auf. Ein Vergleich der Indikationsergebnisse bei verschiedenen Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen zeigte, dass die Flächengröße wenig Einfluss auf die Indikationsqualität hat. Auch der Test der räumlichen Übertragbarkeit anhand der Daten der Nebenuntersuchungsgebiete bestätigte die Qualität der Indikation auf Biotoptypenebene.

---

<sup>1</sup>Das Literaturverzeichnis befindet sich im Anhang 2, Seite 104ff

## 7.4 Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

---

Mathias Scholz, Klaus Follner & Klaus Henle

### Zusammenfassung

Für naturschutzfachliche und planerische Fragestellungen sollte eine Indikation auch auf ökologischen Raumeinheiten innerhalb eines Untersuchungsgebietes anwendbar sein. Deshalb lag es nahe, das RIVA-Indikationssystem (vgl. Buchkap. 7.2) auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen auf ökologische Raumeinheiten (im folgenden Biotoptypen) bezogen zu testen. Die Probeflächen des Hauptuntersuchungsgebietes wurden fünf Biotoptypen zugeordnet. Die gemessenen und indizierten Werte für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand lagen in allen Biotoptypen eng beieinander. Sie zeigten auch die Gradienten dieser Standortfaktoren in der betrachteten Auenwiese nach. Signifikante Unterschiede zwischen indizierten und gemessenen Werten traten nur bei der Indikation des Grundwasserflurabstandes auf höheren, selten überfluteten Standorten auf. Ein Vergleich der Indikationsergebnisse bei verschiedenen Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen zeigte, dass die Flächengröße wenig Einfluss auf die Indikationsqualität hat. Auch der Test der räumlichen Übertragbarkeit anhand der Daten der Nebenuntersuchungsgebiete bestätigte die Qualität der Indikation auf Biotoptypenebene.

### 7.4.1 Einleitung

---

Im Buchkapitel 7.2 wird das RIVA-Indikationssystem mit Pflanzen, Laufkäfern und Mollusken für zwei hydrologische Standortfaktoren, den mittleren Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode und die jährliche Überflutungsdauer, vorgestellt. Das Indikationssystem wurde auf der Grundlage von Daten vom Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiesen bei Steckby und des Untersuchungsjahres 1999 entwickelt. Verschiedene Tests des Indikationssystems ergaben, dass die Indikation hydrologischer Umweltfaktoren mit Pflanzen im Vergleich zu den anderen beiden Artengruppen die besten Indikationsergebnisse liefert. Die Genauigkeit der Indikation liegt nahe der, die bei der Entwicklung des Indikationssystems für die gemessenen Werte erreicht wurde. Auch für die Nebenuntersuchungsgebiete an der Mittleren Elbe (Wörlitz und Sandau) und ein anderes Jahr (1998) konnte gezeigt werden, dass das Indikationssystem ähnlich genaue Indikationsergebnisse liefert. Es kann also als räumlich und zeitlich übertragbar bezeichnet werden. Diese Tests bezogen sich auf die Gesamtheit aller Probeflächen der jeweiligen Untersuchungsgebiete.

In vielen planerischen Arbeiten zur Zustandsanalyse, Bewertung und zur Ableitung von Maßnahmen werden ökologische Raumeinheiten häufig anhand vegetationskundlich abgeleiteter Biotoptypen differenziert. Da ein Biotoptyp hier u.a. durch eine typische Artengemeinschaft von Pflanzen definiert ist, kann vermutet werden, dass diese Arten immer ähnliche Werte liefern, wenn mit ihnen das Indikationssystem angewandt wird. Einem Biotoptyp sollte also sein typischer Wertebereich bezüglich der beiden indizierten Umweltfaktoren zugeordnet werden kön-

## Integration der fachspezifischen Indikationssysteme

nen, der sich durch die Anwendung des Indikationssystems auf die Vegetationsaufnahmen ermitteln lässt. Darum soll hier untersucht werden, ob die bei der Biotoptypenerfassung erhobenen Daten für eine verlässliche Indikation des Grundwasserflurabstandes bzw. der Überflutungsdauer verwendet und ob folglich den Biotoptypen zuverlässige Werte der indizierten Umweltfaktoren zugeordnet werden können, d.h. ob das RIVA-Indikationssystem auch auf einzelne vegetationskundlich abgeleitete Biotoptypen angewandt verlässliche Ergebnisse liefert.

Im Folgenden werden zunächst die im Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiesen bei Steckby vorkommenden Biotoptypen vorgestellt. Die Biotoptypen wurden anhand von Vegetationsaufnahmen definiert. Diese Daten zum Artenvorkommen können als Grundlage einer Indikation der jährlichen Überflutungsdauer und des mittleren Grundwasserflurabstandes während der Vegetationsperiode verwendet werden (s. Buchkap. 7.2, Follner & Henle 2006). Auf diese Weise können den Biotoptypen mit Hilfe der Indikation konkrete Wertebereiche der beiden wichtigen Umweltfaktoren in Auen zugeordnet werden. Danach wird die Genauigkeit der Indikation im Vergleich zu gemessenen Werten für die Gruppen von Probestellen, die zu einem Biotoptyp gehören, untersucht. Weiterhin wird gezeigt, welchen Einfluss die Größe der Aufnahmefläche der Vegetationskartierung auf die Genauigkeit der Indikation hat und dass die Indikation für die betrachteten Biotoptypen auch außerhalb des Untersuchungsgebietes, in dem es entwickelt wurde, funktioniert. Wie Indikation auf der Basis von Biotoptypen für angewandte Fragestellungen im Naturschutz und der Landschaftsplanung genutzt werden kann, wird in Buchkapitel 9.2 dargestellt.

### 7.4.2 Biotop- und Vegetationstypen als Kategorien zur Darstellung indizierter hydrologischer Standortfaktoren

---

Die klassische Methode, Pflanzengemeinschaften zu erfassen, ist die Vegetationskartierung. Repräsentative Vegetationsaufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet (1964) dienen der Dokumentation der einzelnen Kartiereinheiten (Dierßen 1990, Dierschke 1994). Da Pflanzengesellschaften oft in kleinflächigen Mosaiken auftreten, lassen sie sich für größere Flächen meist nur aggregiert darstellen. Für planerische Zwecke werden sie deshalb häufig in Biotoptypen zusammengefasst. Biotoptypenerfassungen und Vegetationskartierungen können nicht direkt gleichgesetzt werden. Vielmehr können Biotoptypen den Informationsgehalt meist vegetationskundlicher Erfassungen unter pragmatischen Gesichtspunkten zusammenfassen. Ein Biotoptyp ist ein „abstrahierter Biotope“ (Wiegleb et al. 2002: 286). Biotoptypen werden über abiotische und biotische Merkmale sowie Nutzungsformen abgegrenzt und bieten somit die Möglichkeit, ökologische Bedingungen für Lebensgemeinschaften abzubilden (Ssymank et al. 1993). In der Vegetation bilden sich Eigenschaften ab, die zur Abgrenzung der meisten flächigen Biotope genutzt werden, wie floristische Ausstattung, Standortfaktoren (Feuchtegrad, Trophie), Nutzungsintensität, Struktur und Erscheinungsbild. Deshalb dienen häufig Vegetationsaufnahmen einer besseren Dokumentation der Biotoptypen auf der Maßstabsebene 1:5.000 oder 1:10.000 (z.B. Pflege- und Entwicklungspläne) (vgl. Knickrehm & Rommel 1995, Kaiser et al. 2002, Kirsch-Stracke &

## Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

Reich 2004).

Vegetationskundlich abgeleitete Biotoptypenerfassungen bieten aufgrund der Indikatorfunktion der Pflanzen und Pflanzengesellschaften die Möglichkeit, verschiedene Informationen zu standörtlichen Bedingungen (Boden, Wasser, Klima, etc.), zu aktueller oder historischer Nutzung, Hemerobie, Empfindlichkeit und Beeinträchtigungen zu gewinnen (Knickrehm & Rommel 1995, Kaiser et al. 2002, Kirsch-Stracke & Reich 2004). Für eine weitergehende ökologische Auswertung von Vegetationsaufnahmen standen bisher Ellenbergs Zeigerwerte (Ellenberg et al. 2001) zur Verfügung. Wie in Buchkapitel 6.1 gezeigt wurde, zeichnen sie durchschnittliche Feuchteverhältnisse in Auen nach, liefern aber keine quantitativen Angaben zur Überflutungsdauer oder zum Grundwasserflurabstand. Solche konkreten Werte wichtiger Umweltfaktoren können die auf der Grundlage von Biotoptypen vorgenommenen naturschutzfachlichen Bewertungen erleichtern. So sind Biotoptypen in zahlreichen naturschutzfachlichen Regelwerken benannt, beispielsweise im Bundesnaturschutzgesetz oder im Anhang II der FFH-Richtlinie, oder es wurde ihnen über Rote Listen ein Gefährdungsgrad zugewiesen (EG 1992, Riecken et al. 2003). Weitere fachliche Vorgaben ermöglichen Bewertungsaussagen zu verschiedensten naturschutzfachlichen Zielen, wie zum Beispiel Regenerierbarkeit und Repräsentanz (s. auch Buchkap. 9.2).

Im Folgenden werden floristische und standörtliche Messergebnisse der im RIVA-Projekt beprobten Flächen einzelnen Biotoptypen zugeordnet, um deren Nutzung für eine planerische Anwendung darzustellen und eine Verknüpfung mit dem Indikationssystem zu ermöglichen.

### Darstellung der betrachteten Biotoptypen

Für die RIVA-Untersuchungsgebiete wurde auf der Grundlage floristischer Erfassungen auf den festgelegten RIVA-Probeflächen und der Vegetationskartierung (s. Kapitelanhänge 6.1-1 und 7.4-1 sowie Anlage III.1-A.1 und III.1-A.2 auf der CD, Buchkap. 6.1) eine differenzierte Biotoptypenkartierung vorgenommen. Die Biotoptypenkartierung erfolgte auf der Grundlage eines auf den Maßstab 1:5.000 abgestimmten Kartierschlüssels, der sich an der Gliederung verschiedener Standard-Biotoptypen- und Landnutzungs-Kartierungsschlüssel (Maßstab 1:10.000) (Peterson & Langner 1992, Riecken et al. 2003, v. Drachenfels 2004, LAU 2004) orientiert und mit ihnen kompatibel ist. Wesentlich für die Auswahl der letztlich fünf Biotoptypen war, dass die 36 Probeflächen des Hauptuntersuchungsgebietes Schöneberger Wiesen bei Steckby aufgrund ihrer Struktur, Morphologie und Vegetationsausstattung diesen Einheiten zugeordnet werden konnten (Tab. 7.4-1 und 7.4-2). Die hydrologische Charakterisierung der Biotoptypen erfolgt anhand der 7-jährigen Mittelwerte für die jährliche Überflutungsdauer und den mittleren Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode und beruhen auf Messungen auf den Probeflächen und statistischen Rückrechnungen (vgl. Buchkap. 7.2.2, Böhnke & Follner 2002).

Flutrinnen und Senken wurden als ein Biotoptyp zusammengefasst, da sie über ihren morphologisch definierten Rinnen- bzw. Senken-Charakter und die gegenüber anderen Auenbiotopen längere Überflutungsdauer gekennzeichnet sind. Die Ausprägung der Vegetation innerhalb der Flutrinnen und Senken ist räumlich und zeitlich variabel, da sie von den jährlich wechselnden Überflu-



## Integration der fachspezifischen Indikationssysteme

tungen und Grundwasserflurabständen abhängt. Obwohl eine klare pflanzensoziologische Zuordnung einzelner Vegetationseinheiten zum Zeitpunkt der Aufnahme meist möglich ist, bedecken sie häufig sehr kleine Flächen und sind oft als Saum ausgeprägt, teilweise mit ineinander übergehenden Beständen. Eine klare Trennung bzw. Abgrenzung ist deshalb schwierig, so dass nur die dominanten Gesellschaften zum Zeitpunkt der Erfassung aufgenommen wurden. Dabei kann die hohe jahreszeitliche Variabilität solcher Bestände abhängig vom Erfassungszeitpunkt zu einer unterschiedlichen Einordnung der Biotoptypen führen. Besonders auf den 100 m<sup>2</sup> großen Probeflächen traten mehrere Vegetationsgesellschaften auf engem Raum auf, die sich außerdem mit der Jahreszeit veränderten. Um diesen Lebensraum/Standort entsprechend abbilden und mit Messergebnissen vergleichen zu können, wurden Röhrichte, Seggenrieder, Annuellenfluren, Flutrasen und Mischbestände als „tiefe Flutrinnen und Senken“ (FT) zusammengefasst. Das auf den höchsten Standorten der Flutrinnen vorkommende Rohrglanzgras-Röhricht ist das häufigste, vielfach auch flächig vorkommende Röhricht im Gebiet. Deshalb wurde als weiterer Untertyp „Flutrinnen und Senken mit Rohrglanzgras-Röhricht“ (FG) ausgegliedert.

Die etwas höher liegenden Wiesenbereiche wurden drei Grünlandbiotoptypen (Nasses bis Wechselfeuchtes Grünland, Mesophiles Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz und Mesophiles Grünland mit Glatthafer) zugeordnet und unterscheiden sich vor allem durch eine unterschiedliche Artenzusammensetzung.

### Flutrinnen und Senken tiefer Standorte (FT)

Flutrinnen und Senken, in denen das Wasser längere Zeit stand, waren von der Wasserhahnenfuss-Gesellschaft (*Ranunculetum aquatilis*), der Sumpfkresse-Wasserpferdesaat-Gesellschaft (*Rorippo-Oenanthe-tum aquaticae*), der Gesellschaft aus Gewöhnlicher Sumpfbirse (*Eleocharietum palustris*) oder dem Schwanenblumen-Kleinröhricht (*Butometum umbellati*) geprägt (Tab. 7.4-1). Häufig schloss sich ein schmaler Saum aus Wasserschwaden-Röhricht (*Glycerietum maximae*), Schlankseggen-Ried (*Caricetum gracilis*) und Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) an, der zu den weniger häufig überfluteten Bereichen überleitet. Trocknete die Flutrinne zeitweise aus, dann trat ein kleinräumiges Mosaik verschiedener Zweizahn-Gesellschaften (*Bidentetea tripartitae*) und Flutrasen (*Agrostietea stoloniferae*) auf. Flutrinnen und Senken tiefer Standorte waren häufig vom Winter bis in den Frühsommer, in manchen Jahren während der gesamten Vegetationsperiode, überflutet. Die neun Probeflächen, die diesem Biotoptyp im Hauptuntersuchungsgebiet Steckby zugeordnet wurden, waren durchschnittlich 27 Wochen im Jahr überflutet (Tab. 7.4-2). Wenn diese Standorte in der Vegetationsperiode trocken fielen, wiesen sie sehr geringe Grundwasserflurabstände von durchschnittlich nur 0,25 m auf.

### Flutrinnen und Senken mit Rohr-Glanzgras (FG)

Die höchsten und trockensten Standorte der Flutrinnen wurden von Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) eingenommen. Es sind flächige Bestände aus Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), die häufig den wenig genutzten Übergangsbereich zum Nassen bis Wech-

## Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

selfeuchten Grünland bilden (Tab. 7.4-1). Obwohl dieser Röhrichttyp große Flächen in den Untersuchungsgebieten besiedelt, konnten ihm im Hauptuntersuchungsgebiet im Jahr 1999 nur vier Probeflächen zugeordnet werden. Die durchschnittliche Überflutungsdauer lag hier bei 23 Wochen pro Jahr, der mittlere Grundwasserflurabstand bei 0,57 m (Tab. 7.4-2). Rohr-Glanzgras war auch in weiteren Probeflächen mit hohen Abundanzen vertreten. Allerdings wurden diese Bestände wegen der häufig vorkommenden Wiesenarten dem Nassen bis Wechselfeuchten Grünland zugeordnet.

### **Nasses bis Wechselfeuchtes Grünland (GNF)**

Als Nasses bis Wechselfeuchtes Grünland wurden die Grünlandausprägungen zusammengefasst, die durch zahlreiche Nässe- und Feuchtezeiger sowie Stromtalarten charakterisiert waren. Pflanzensoziologisch wurde dieser Wiesentyp als fragmentarische Silgen-Wiesenkopf-Wiese (=Brenndoldenwiese) (*Sanguisorbo-Silaetum*), bei Dominanz von Gemeiner Quecke (*Elymus repens*) als Ampfer-Queckengesellschaft (*Rumici-Agropyretum*) eingeordnet (vgl. Buchkap. 4.2). Teilweise sind auch Übergänge zu den benachbarten Gesellschaften festzustellen (Tab. 7.4-1). Die Überflutungsdauer dieser Probeflächen lag durchschnittlich bei knapp sieben Wochen pro Jahr. Der Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode war mit 1 m eher gering (Tab. 7.4-2).

### **Mesophiles Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz (GMF)**

Das Mesophile Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz deckt die pflanzensoziologisch erfasste Fuchsschwanz-Wiese (*Galio molluginis-Alopecuretum pratensis*) ab (Tab. 7.4-1). Kennzeichnend für diesen

flächenmäßig verbreitetsten Grünlandtyp ist hier der Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und das Weiße Labkraut (*Galium album*). Die frischen bis wechselfrischen Standorte wiesen Überflutungsdauern von im Mittel gut einer Woche auf (Tab. 7.4-2). Der Grundwasserflurabstand dieser Probeflächen lag im Mittel bei 2,35 m und war somit groß.

### **Mesophiles Grünland mit Glatthafer (GMA)**

Auf den höchsten Standorten schließt sich das Mesophile Grünland mit Glatthafer an. Vegetationskundlich wurden diese Bereiche als verarmte Glatthafer-Wiesen (*Daucocarotae-Arrhenatherum elatioris*) angesprochen (Tab. 7.4-1). Kennzeichnende Art für die Abgrenzung dieser Grünlandausprägung ist das Vorkommen von Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*). Es sind häufig Standorte mit höherem Sandgehalt und geringerer Überflutungsdauer im Vergleich zu den Fuchsschwanz-Wiesen. Die zugehörigen Probeflächen waren rechnerisch an wenigen Tagen im Jahr überflutet (Tab. 7.4-2), praktisch also mit Abständen von mehreren Jahren. Mit einem Mittel von 3 m waren die Grundwasserflurabstände in den Glatthafer-Wiesen am größten.

Die Probeflächen der Nebenuntersuchungsgebiete Wörlitz und Sandau konnten den im Hauptuntersuchungsgebiet Steckby definierten Biotoptypen zugeordnet werden (Tab. 7.4-1). Es wurden jedoch nicht alle in Steckby vorgefundenen Biotoptypen in jedem der Nebenuntersuchungsgebiete nachgewiesen. So fehlte in Wörlitz die trockenste Ausprägung des Mesophilen Grünlandes mit Glatthafer und der Biotoptyp Flutrinnen und Senken mit Rohrglanz-Gras war in den Probeflächen nicht flächig ausgebildet. In Sandau

### Integration der fachspezifischen Indikationssysteme

Tab. 7.4-1: Kurzcharakterisierung und Abgrenzungskriterien der Biotoptypen auf den Schöneberger Wiesen bei Steckby. Die Artenzahl beruht auf den Vegetationsaufnahmen vom Frühjahr 1999 und der Flächengröße 100 m<sup>2</sup>.

Bezeichnung	Kürzel	Probe- flächen-	Abgrenzungs- kriterien	Pflanzen- gesellschaften	Charakteristische Arten (Auswahl)	Ø Arten- zahl
<b>Flutrinnen und Senken (tief)</b>	<b>FT</b>	Steckby 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11, 12  Wörlitz 37, 38, 39, 40  Sandau 49,50, 51, 52	- Morphologie - Pflanzenarten- zusammen- setzung - Standort	Ranunculetum aqua- tilis, Bidenti-Polygo- netum hydropiperis, Rumicetum maritimi, <i>Xanthium albinum</i> - Dominanzgesellschaft Rorippo-Oenanthetum aquaticae, Butometum umbellati, Eleocharie- tum palustris, Glycerie- tum maximae, Sparga- nietum erecti, Sparganio emersi-Glycerietum fluitantis, Rumici-Alo- pecuretum aequalis, Rumici crispi-Agrostie- tum stoloniferae, Cari- cetum gracilis	<i>Agrostis stolonifera</i> <i>Eleocharis palustris</i> <i>Carex acuta</i> <i>Carex riparia</i> <i>Glyceria maxima</i> <i>Glyceria fluitans</i> <i>Butomus umbellatus</i> <i>Oenanthe aquatica</i> <i>Rorippa amphibia</i> <i>Xanthium albinum</i>	14
<b>Flutrinnen und Senken mit Rohrglanzgras-Röhricht</b>	<b>FG</b>	Steckby 6, 8, 10, 31  Sandau 53,57,58, 60	- Morphologie - Pflanzenarten- zusammen- setzung - Standort	Phalaridetum arundi- naceae	<i>Phalaris</i> <i>arundinacea</i>	15
<b>Nasses bis Wechselfeuchtes Grünland</b>	<b>GNF</b>	Steckby 13, 16, 17, 29, 30, 32, 33, 34, 35, 36,  Wörlitz 45,46, 47, 48,  Sandau 54, 55, 56, 59	- Pflanzenarten- zusammen- setzung - Standort	Sanguisorbo officina- lis-Silaetum silai (ver- armte Ausbildung), Ru- mici-Agropyretum und Übergänge zum Galio molluginis-Alopecu- retum pratensis mit Nässezeigern	<i>Cnidium dubium</i> <i>Galium boreale</i> <i>Ranunculus</i> <i>auricomus agg</i> <i>Symphytum officina- nale</i> <i>Phalaris</i> <i>arundinacea</i> <i>Lathyrus pratensis</i>	21
<b>Mesophiles Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz</b>	<b>GMF</b>	Steckby 14, 15, 19, 21, 22, 23, 24  Wörlitz 41, 42, 43, 44	- Pflanzenarten- zusammen- setzung - Standort	Galio molluginis- Alopecuretum pratensis	<i>Alopecurus</i> <i>pratensis</i> <i>Galium album</i> <i>Poa pratensis</i> <i>Campanula patula</i> <i>Ornithogalum</i> <i>umbellatum</i> <i>Rumex thyrsiflorus</i>	16
<b>Mesophiles Grünland mit Glatthafer</b>	<b>GMA</b>	Steckby 18, 20, 25, 26, 27, 28	- Pflanzenarten- zusammen- setzung - Standort	Dauco carotae- Arrhenatheretum elatioris (verarmte Ausbildung)	<i>Arrhenatherum</i> <i>elatius</i> <i>Alopecurus</i> <i>pratensis</i> <i>Poa pratensis</i> <i>Ornithogalum</i> <i>umbellatum</i>	17

## Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

Tab. 7.4-2: Standörtliche Kurzcharakterisierung der Biotoptypen auf den Schöneberger Wiesen bei Steckby. Es sind jeweils der Mittelwert sowie Minimal- und Maximalwerte für das 7-jährige Mittel (1993-1999) der jährlichen Überflutungsdauer und des mittleren Grundwasserflurabstandes in der Vegetationsperiode (April bis September).

Bezeichnung	Kürzel	Überflutungsdauer [Wochen]	Grundwasserflurabstand [m]	Bodentypen	Mittlerer Sandgehalt [%]
Flutrinnen und Senken (tief)	FT	Ø 27 15 – 36	Ø -0,25- 0,6 – +0,2	- Auengley aus Auentonschluff/ Auenlehm über (tiefem) Auensand und - Pelosol-Gley aus Auenton	Ø 65
Flutrinnen und Senken mit Rohrglanzgras-Röhricht	FG	Ø 23 15 – 29	Ø -0,57 -1,0 – -0,3	- Auengley aus Auentonschluff/ Auenlehm über (tiefem) Auensand - Vega-Gley aus Auenlehm über (tiefem) Auensand	Ø 53
Nasses bis Wechselfeuchtes Grünland	GNF	Ø 7 2 – 18	Ø -1,00 -1,4 – -0,8	- Vega aus Auentonschluff über (tiefem) Auensand - Vega-Gley aus Auenlehm über (tiefem) Auensand	Ø 19
Mesophiles Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz	GMF	Ø 1,2 0 – 2	Ø -2,35 -2,8 – -1,8	- Vega aus Auennormallehm über (tiefem) Auensand	Ø 24
Mesophiles Grünland mit Glatthafer	GMA	Ø 0,3 0 – 1	Ø -2,94 -3,4 – -2,1	- Vega aus Auenlehm-sand/ Auensandlehm über (tiefem) Auensand	Ø 58

waren die beiden trockeneren Biotoptypen Mesophiles Grünland mit Glatthafer und Wiesen-Fuchsschwanz nicht vorhanden.

### 7.4.3 Indikation bezogen auf Biotoptypen

#### 7.4.3.1 Datengrundlagen und Methoden

Die indizierten Werte der jährlichen Überflutungsdauer und des mittleren Grundwasserflurabstandes während der Vegetationsperiode wurden entsprechend der im Buchkapitel 7.2 dargestellten Methode berechnet. Das Indikationssystem auf der Basis von Pflanzen bezogen auf die

Gesamtheit aller Probeflächen des Hauptuntersuchungsgebietes lieferte genaue Ergebnisse für die beiden indizierten Umweltfaktoren (Buchkap. 7.2, Follner & Henle 2006). Um die Anwendung möglichst praxisnah, also für geringen Aufwand zu testen, lagen der Berechnung der Indikationswerte einmalige Vegetationsaufnahmen mit einer Flächengröße von 100 m<sup>2</sup> aus dem Jahr 1999 zu Grunde (vgl. Buchkap. 6.1). Überwiegend wurden Vegetationsaufnahmen der RIVA-Probeflächen aus dem Spätfrühling verwendet. Für einige Probeflächen mussten aufgrund hoher Wasserstände in Flutrinnen oder nutzungsbedingten Einschränkungen durch frühe Mahd

## Integration der fachspezifischen Indikationssysteme

(Wörlitz) auch Sommeraufnahmen hinzugezogen werden.

Mit derselben Methode, die angewandt wurde, um die allgemeine Genauigkeit der Indikation zu untersuchen, soll in diesem Kapitel auch die Qualität der Indikation auf der Ebene der Biotoptypen gezeigt werden. Dafür werden indizierter und gemessener Wert der Umweltfaktoren verglichen. Um die Signifikanz der gefundenen Unterschiede zwischen gemessenen und indizierten Werten im Hauptuntersuchungsgebiet (Kap. 7.4.3.2) und in den Nebenuntersuchungsgebieten (Kap. 7.4.3.5) zu testen, wurde für jede Probefläche der 95%-Quantilsbereich der Geländehöhen aller biologischer Probenahmepunkte bestimmt. Daraus kann durch Messung bzw. Rückrechnung von Wasserstandswerten der tatsächliche Wertebereich für die beiden indizierten Umweltfaktoren ermittelt werden (zur Methodik der Rückrechnung s. Böhnke & Follner 2002 und Buchkap. 7.2). Da die Genauigkeit der Indikation bestenfalls bei +/- einer Woche Überflutungsdauer und +/- 0,1 m Grundwasserflurabstand liegen kann (Buchkap. 7.2.3), wird getestet, ob für drei Viertel der Probeflächen, die einem Biotoptyp zugeordnet wurden, der indizierte Wert +/- diesem Fehlerbereich (1 Woche bzw. 0,1 m) innerhalb des gemessenen Wertebereichs liegt. Die Signifikanz wird mit dem nichtparametrischen Chi<sup>2</sup>-Vierfelder-Test auf Unterschiede zwischen definierten (drei Viertel der indizierten Werte müssen im Bereich der gemessenen liegen) und gefundenem Verhältnis festgestellt.

Die beiden Abweichungsmaße, an Hand derer die Genauigkeit der Indikation beider abiotischer Faktoren für jede Probefläche ermittelt wird, sind in Buchkapitel 7.2 genauer erläutert, seien aber hier für die Ergebnisdarstellung in Kapitel 7.4.3.3 und 7.4.3.4 kurz dargestellt: Die „Differenz“ ist

der Betrag (absoluter Wert) aus indiziertem ( $x_{ind}$ ) minus gemessenem ( $x_{gem}$ ) Wert. Für jede Gruppe von Probeflächen, die sich aus ihrer Zugehörigkeit zu den fünf Biotoptypen ergeben, wird der Median aller Differenzen und deren Quartile (25%: unteres Quartil und 75%: oberes Quartil) berechnet. Liegen die Mediane auf der X-Achse, so sind gemessener und indizierter Wert genau gleich. Das zweite Abweichungsmaß, der „Bias“, berechnet sich aus indiziertem ( $x_{ind}$ ) minus gemessenem ( $x_{gem}$ ) Wert, wobei das Vorzeichen als Zeichen einer Über- oder Unterschätzung beibehalten wird. Aus den Biaswerten aller Probeflächen eines Biotoptyps wird der Median bestimmt. Liegen die Mediane auf der X-Achse, so heben sich unter- und überschätzende Indikationsergebnisse genau auf.

Es kann angenommen werden, dass auch für Biotoptypen (vgl. Buchkap. 7.3.3) die Genauigkeit der Indikation unter anderem von der Größe der Fläche für die Vegetationsaufnahme abhängt. Um dies untersuchen zu können, wurden zusätzlich die im RIVA-Projekt beprobten Flächengrößen 4 m<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup> der Schöneberger Wiesen bei Steckby ausgewertet und den Ergebnissen auf Grundlage der 100 m<sup>2</sup> großen Flächen gegenübergestellt. Ob Unterschiede zwischen den Indikationsergebnissen der unterschiedlichen Flächengrößen für die einzelnen Biotoptypen und jeweiligen Umweltfaktor signifikant sind, wurde mit dem Kruskal-Wallis-ANOVA-Test geprüft.

### 7.4.3.2 Vergleich gemessener und indizierter Werte

Insgesamt decken sowohl die gemessenen als auch die indizierten Werte (bezogen auf Biotoptypen) den hydrologischen Gradienten des betrachteten Auengrünlandes ab

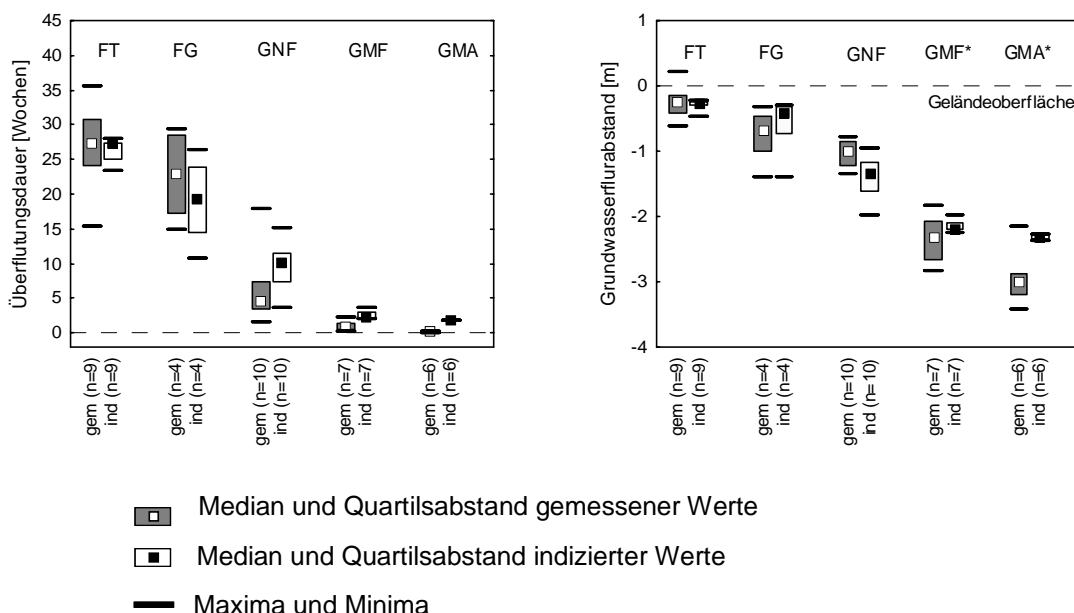
## Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

(Abb. 7.4-1). Zum Teil überschneiden sich gemessene und indizierte Werte der einzelnen Biotoptypen mit ihren Minima bzw. Maxima für beide Umweltfaktoren, zeichnen aber mit ihrem Interquartilsbereich und den Medianen die für Auenbiotoptypen unterschiedlichen Überschwemmungsdauern und Grundwasserflurabstände nach. Nur für den Grundwasserflurabstand ergaben sich für das Mesophile Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz (GMF) und mit Glatthafer (GMA) signifikante Unterschiede zwischen gemessenen und indizierten Werten (\* = signifikant bei  $p=0,05$ ).

Die Lage der Mediane der indizierten Werte für die Überflutungsdauer illustrieren für beide Flutrinnentypen (FT und FG) (Abb. 7.4-1, links), dass die Indikation die Überflutungsdauern korrekt abbildet. Im Nassen bis Wechselweuchten Grünland (GNF) zeigen die indizierten Werte höhere Überflutungsdauern an. Für das Mesophile Grünland sowohl mit Wiesen-Fuchsschwanz (GMF) als auch mit Glatthafer (GMA) deuten die indizierten Werte auf eine längere Überflutung.

Die Indikationsergebnisse für den Grundwasserflurabstand liegen im Vergleich zu den gemessenen Werten für die tiefen Flutrinnen und Senken (FT) innerhalb des Quartilsabstandes der gemessenen Werte, die mit Rohrglanzgras-Röhricht (FG) leicht darüber (Abb. 7.4-1, rechts). Für das Nasse bis Wechselweuchte Grünland (GNF) ist der indizierte Grundwasserflurabstand größer als der gemessene; es werden also trockenere Verhältnisse indiziert. Für das Mesophile Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz (GMF) zeigt sich eine signifikante jedoch leichte Tendenz zur Indikation zu feuchter Verhältnisse. Die Ergebnisse für die Glatthafer-Wiesen (GMA) indizieren dagegen deutlich geringere Grundwasserflurabstände als die Messungen ergaben, also zu feuchte Verhältnisse. Dies deutet an, dass das Indikationssystem bei sehr großen Grundwasserflurabständen an seine Grenzen stößt, wenn der Wasserstand weit unter den von Grünlandarten durchwurzelten Bereich des Bodens absinkt (s.auch Kap. 7.4.3.3).

**Abb. 7.4-1:** Vergleich indizierter (ind) und gemessener (gem) Werte für die jährliche Überflutungsdauer (links) und den mittleren Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode (rechts) für die  $n \times x$  Probestellen der Biotoptypen des Hauptuntersuchungsgebietes Schöneberger Wiesen bei Steckby. Einmalige Aufnahmen aus dem Jahr 1999; Größe der Probestellen 100 m<sup>2</sup>; \* = signifikanter Unterschied bei  $p=0,05$ .



## Integration der fachspezifischen Indikationssysteme

### 7.4.3.3 Qualität der Indikation

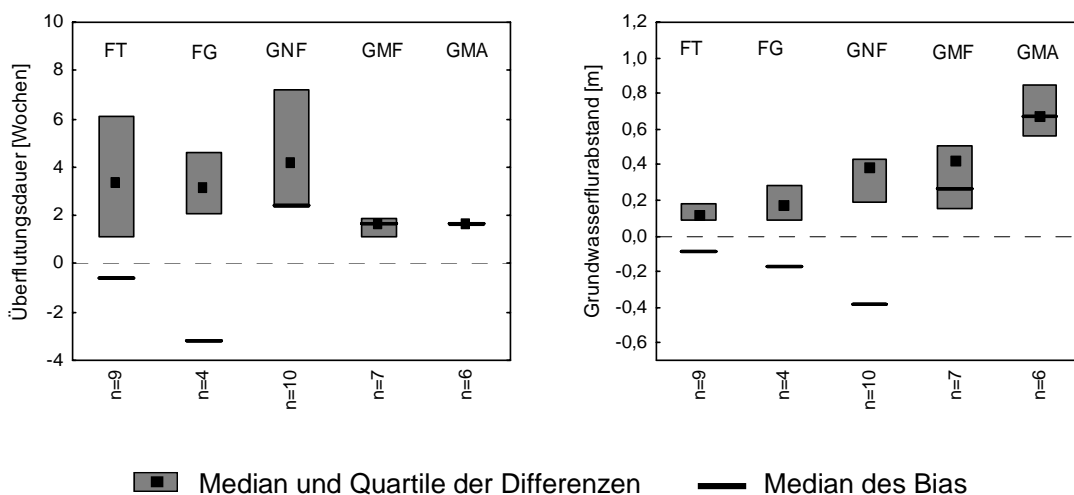
Deutlicher werden die Unterschiede in der Qualität der Indikation bezogen auf Biotoptypen illustriert, wenn die Unterschiede zwischen gemessenen und indizierten Werten als Mediane und Quartile der Differenz und die Neigung zum Über- oder Unterschätzen als Bias dargestellt werden (Abb. 7.4-2).

Der Median der Differenzen zwischen indizierten und gemessenen Werten für den Biotoptyp Tiefe Flutrinnen und Senken (FT) liegt für die Überflutungsdauer bei etwa dreieinhalb Wochen mit einem Quartilsabstand von etwa fünf Wochen (Abb. 7.4-2, links). Der negative Bias weist auf eine leichte Unterschätzung der Überflutungsverhältnisse für diesen Biotoptyp hin. Im Verhältnis zu einer gemessenen Überflutungsdauer von mehr als 30 Wochen (Abb. 7.4-1, links) können solche Unterschiede akzeptiert werden. Die Flutrinnen mit Rohrglanzgras-Röhrlich (FG) zeigen ähnliche Abweichungen wie die tiefen Flutrinnen (FT), weisen aber einen geringeren Inter-Quartilsbereich auf. Beim Nassen bis Wechselfeuchten Grünland (GNF) liegt der Median der Differenzen zwischen indizierten und gemessenen Überflutungsdauern

bei vier Wochen mit einem Quartilsabstand von knapp sechs Wochen. Dieser deutliche Unterschied für diesen Biotoptyp wird allerdings dadurch relativiert, dass ihm Probeflächen mit 18 Wochen gemessener Überflutungsdauer zugeordnet sind (Abb. 7.4-1, links). Die Mediane der Differenzen sowie die Quartilsabstände für die Biotoptypen des Mesophilen Grünlandes (GMF und GMA) sind sehr klein. Der Bias zeigt jeweils eine kleine aber regelmäßige Überschätzung der tatsächlichen Überflutungsdauer an. Aufgrund der Nähe der Differenz zur Messgenauigkeit der Daten, die dem Indikationssystem zu Grunde liegen, erscheint die Nutzung der Biotoptypen für eine Indikation auch hier möglich.

Die Abweichungen zwischen indizierten und gemessenen Werten bei den Grundwasserflurabständen für die Flutrinnen-Biotoptypen (FT und FG) sind gering (Abb. 7.4-2, rechts). Für die Probeflächen des Nassen bis Wechselfeuchten Grünlands (GNF) bleibt der Median der Differenzen mit knapp 40 cm im Bereich der Höhenunterschiede, die auf den Probeflächen dieses Biotoptyps häufig gefunden werden. Der negative Bias drückt aus, dass größere Grund-

**Abb. 7.4-2:** Unterschiede zwischen den durch Pflanzen indizierten und den gemessenen Werten der jährlichen Überflutungsdauer (links) und des mittleren Grundwasserflurabstandes während der Vegetationsperiode (rechts) für die n=x Probeflächen der Biotoptypen des Hauptuntersuchungsgebietes Schöneberger Wiesen bei Steckby. Einmalige Aufnahmen aus dem Jahr 1999; Größe der Probeflächen 100 m<sup>2</sup>.



## Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

wasserflurabstände, also trockenere Verhältnisse indiziert als gemessen wurden. Auch die Indikation des Grundwasserflurabstandes im Mesophilen Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz (GMF) weist größere Differenzen auf. Besonders hoch liegt der Median der Differenzen für die Probeflächen der Glatthafer-Wiesen (GMA). Die indizierten Werte des Grundwasserflurabstandes bilden in diesem Biotoptyp die gemessenen Werte kaum mehr ab. Für diese beiden Biotoptypen unterschieden sich indizierte und gemessene Werte der Überflutungsdauer auch signifikant (Abb. 7.4-1, rechts). Der Vergleich von indizierten und gemessenen Werten zeigt also für die Flutrinnenbiotope (FT und FG), dass die Indikation des Grundwasserflurabstandes auf der Grundlage von Biotoptypen genau sein kann. Für das Nasse und Wechselfeuchte Grünland (GNF) und die Fuchsschwanz-Wiesen (GMF) liegt die Genauigkeit der Indikation nur knapp schlechter als die der gemessenen Werte, mit der das Indikationssystem entwickelt wurde, ist also ebenfalls akzeptabel. Für den trockensten Biotoptyp, die Glatthafer-Wiesen (GMA), zeigt die Indikation nur an, dass die Grund-

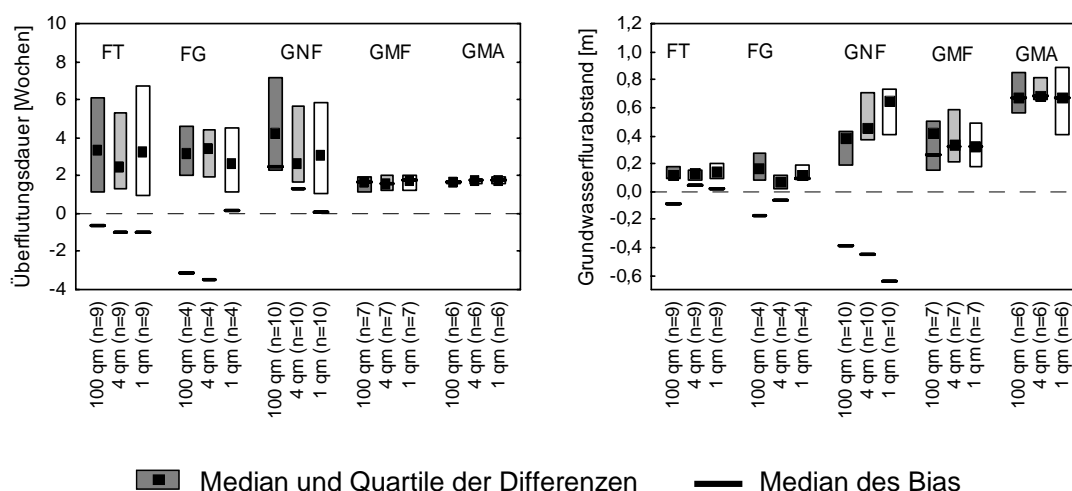
wasserflurabstände tiefer liegen als die Wurzeln der Grünlandarten reichen. Für Grünlandarten gemäßiger Breiten wurden Wurzeltiefen bis etwa 2,6 m nachgewiesen (Canadell et al. 1996, Schenk & Jackson 2002).

### 7.4.3.4 Einfluss der Flächengröße auf die Indikationsergebnisse

Empfehlungen zur Flächengröße für Vegetationsaufnahmen im Grünland liegen zwischen 10 und 25 m<sup>2</sup>, für Röhrichte zwischen 5 und 10 m<sup>2</sup> (vgl. Dierßen 1990, Dierschke 1994, Tremp 2005). Es kann davon ausgegangen werden, dass mit der Größe einer Fläche die Zahl der nachgewiesenen Arten steigt, in der Regel auch der Aufwand und auch zumindest die Gefahr, dass die Probefläche nicht mehr homogen ist. Ein Vergleich der Differenzen zwischen gemessenen und indizierten Werten auf der Grundlage von 100 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup> Flächen soll zeigen, ob die Flächengröße mit der Qualität der Indikationsergebnisse zusammenhängt. Die Unterschiede zwischen den Indikationsergebnissen der unterschiedlichen Flächengrößen sind für keinen Biotoptyp und Umweltfaktor signifikant (Kruskal-Wallis-ANOVA-Test).

Bei keinem Biotoptyp ist eine

**Abb. 7.4-3:** Unterschiede zwischen den durch Pflanzen indizierten und den gemessenen Werten der jährlichen Überflutungsdauer (links) und des mittleren Grundwasserflurabstandes während der Vegetationsperiode (rechts) nach Flächengröße (100 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup>) für die n=x Probeflächen der Biotoptypen der Schöneberger Wiesen bei Steckby. Einmalige Aufnahmen aus dem Jahr 1999.





## Integration der fachspezifischen Indikationssysteme

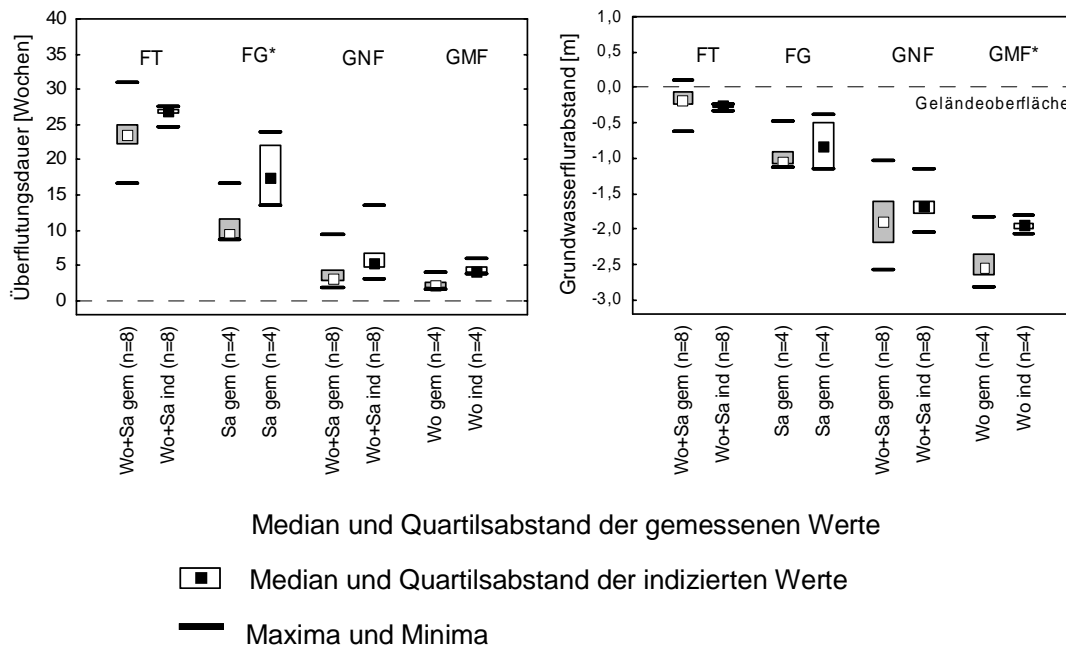
**Abb. 7.4-4:**  
Vergleich gemessener (gem) und indizierter (ind) Werte für die jährliche Überflutungsdauer (links) und den mittleren Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode (rechts) für die n=x Probestellen der Biotoptypen der Nebenuntersuchungsgebiete Sandau (Sa) und Wörlitz (Wo). Einmalige Aufnahmen aus dem Jahr 1999; Größe der Probestellen 100 m<sup>2</sup> \* = signifikanter Unterschied bei p=0,05.

deutliche Veränderung der Qualität der Indikationsergebnisse mit abnehmender Flächengröße zu erkennen (Abb. 7.4-3). Größere Unterschiede treten nur beim Grundwasserflurabstand im Nassen bis Wechselfeuchten Grünland (GNF) auf, wo mit kleiner werdender Fläche auch die Indikationsgenauigkeit abnimmt. Eine auf 4 m<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup> verringerte Flächengröße verursacht also meist nur geringe Unterschiede im Vergleich zu den Indikationsergebnissen der 100 m<sup>2</sup> Flächen. Dies liegt wahrscheinlich an der Auswahl der Indikatorarten, die in der Regel sowohl eine hohe Stetigkeit als auch Deckung in den betrachteten Biotoptypen aufweisen (vgl. Buchkap. 7.2). Somit lassen die üblichen Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen von 4 bis 25 m<sup>2</sup>, die verwendet werden, um einen Bestand zu beschreiben und vegetationskundlich zu klassifizieren, den Einsatz des Indikationssystems zu. Bei Flächengrößen über 100 m<sup>2</sup> muss damit gerechnet werden, dass die Qualität abnimmt,

da kleinflächige Vegetationsausprägungen mit unterschiedlichen Standortverhältnissen in die Indikation eingehen können.

### 7.4.3.5 Räumliche Übertragbarkeit

Um die Qualität der Indikation auf Basis der Biotoptypen auch außerhalb des Hauptuntersuchungsgebietes einzuschätzen, werden die gemessenen hydrologischen Werte der Nebenuntersuchungsgebiete Sandau und Wörlitz mit den indizierten Werten verglichen (Abb. 7.4-4). Nur für die Flutrinnen mit Rohrglanzgras-Röhricht (FG) in Sandau bei der Überflutungsdauer und das Mesophile Grünland mit Wiesen-Fuchschwanz (GMF) in Wörlitz beim Grundwasserflurabstand ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen gemessenen und indizierten Werten (\* = signifikant bei p=0,05). Für die anderen Biotoptypen ist bei der Indikation der Überflutungsdauer eine geringe Überschätzung festzustellen. Die Ursachen für die deutlichen Unterschiede zwischen ge-



## Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen

messenen und indizierten Werten der Überflutungsdauer bei den Rohrglanzgras-Röhrichten (FG) in Sandau können in der Lage der Probeflächen zur Elbe, aber auch der in Sandau vorherrschender extensiven Weidenutzung liegen. Mit Ausnahme des Biotoptyps Flutrinnen und Senken mit Rohrglanzgras-Röhricht (FG) ist die Indikation der Überflutungsdauer auf Grundlage der Biotoptypen auf die Nebenuntersuchungsgebiete räumlich übertragbar.

Für beide Flutrinentypen (FT und FG) sowie im Nassen bis Wechselfeuchten Grünland (GNF) unterscheiden sich indizierte und gemessene Werte des Grundwasserflurabstandes nicht wesentlich (Abb. 7.4-4, rechts). Nur beim Mesophilen Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz (GMF) in Wörlitz werden deutlich geringere Grundwasserflurabstände indiziert als gemessen. Auch hier kann angenommen werden, dass die Pflanzen wie bereits in Kapitel 7.4.3.3 dargestellt, sehr tiefe Grundwasserflurabstände nicht mehr indizieren. Für alle anderen Biotoptypen ist die Indikation von Grundwasserflurabständen auf der Grundlage von Biotoptypen also weitgehend räumlich übertragbar.

### 7.4.4 Schlussfolgerungen

Am Beispiel der Vegetation konnte aufgezeigt werden, wie bei Biotoptypenerfassungen das Indikationssystem als Werkzeug zur Ermittlung hydrologischer Umweltfaktoren angewandt werden kann. Die Darstellungen von Differenzen und Bias zeigen, dass die Qualität der Indikationsergebnisse für die betrachteten Biotoptypen und Untersuchungsgebiete überwiegend hoch ist. Auch wird der Gradient dieser beiden Umweltfaktoren innerhalb

der betrachteten Auenwiesen durch die Indikation weitgehend abgebildet, obwohl die Anzahl der Probeflächen die einem Biotoptyp zugeordnet werden konnte, zum Teil nicht sehr groß war. Die gefundenen signifikanten Unterschiede zwischen gemessenen und indizierten Werten der hydrologischen Umweltfaktoren geben auch einen Hinweis, wo die Indikation auf der Grundlage von Biotoptypen an ihre Grenzen stoßen könnte. Wie für das RIVA-Indikationssystem generell gilt dies für Grundwasserflurabstände, die jenseits der maximalen Wurzeltiefe von Pflanzen liegen. In solchen Fällen liefern die Indikationsergebnisse nur Mindestwerte. Wegen der sehr geringen Stichprobenzahl bei den Flutrinnen und Senken mit Rohrglanzgras-Röhricht ( $n=4$ ) kann nicht entschieden werden, ob die Probleme mit der räumlichen Übertragbarkeit beim Indizieren der Überflutungsdauer auf der Grundlage von Biotoptypen tatsächlich eine generelle Ungenauigkeit des Ansatzes ist und sollten mit einer größeren Anzahl an Probeflächen aus dem Bereich der Mittleren Elbe wiederholt werden.

Die Gültigkeit der Indikationsergebnisse wurde bisher im Hauptuntersuchungsgebiet und den beiden Referenzgebieten gezeigt (vgl. auch Buchkap. 7.2 und Follner & Henle 2006). Die Verbreitung der Indikatorarten an der Mittleren Elbe legt die Vermutung nahe, dass das Indikationssystem zumindest in der aktiven Aue auch in anderen Abschnitten dieses Naturraumes gute Ergebnisse erzielen kann. Um die positiven Ergebnisse weiter abzusichern, sollten an der Mittleren Elbe, aber auch in anderen Flusssystemen sowohl die Funktion des Indikationssystems als auch seine Anwendung mit Biotoptypen untersucht werden.

## 7 Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung

- **Wo bestehen Anwendungsfelder des RIVA-Indikationssystems im Naturschutz und der Landschaftsplanung?**
  - **Welcher Erfassungsaufwand ist für eine biologische Probennahme zur Verwendung der Indikation im Vergleich zu hydrologischen Messungen notwendig?**
  - **Wie kann die Übertragbarkeit der Indikationsergebnisse von der einzelnen Probefläche auf ein Untersuchungsgebiet erfolgen?**
- **Welche Möglichkeiten gibt es, die eine Einbeziehung von Umweltindikationsergebnissen in eine naturschutzfachliche Bewertung ermöglichen?**

**SCHOLZ, M.**, FOLLNER, K., FOECKLER, F., DZIOCK, F., SCHMIDT, H., HÜSING, V. & K. HENLE (2009): Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 386-408.<sup>2</sup>

Das im RIVA-Projekt entwickelte Indikationssystem ermöglicht zwei wesentliche Umweltfaktoren (Grundwasserflurabstand während der Vegetationszeit und jährliche Überflutungsdauer) für Arten und Lebensgemeinschaften in Auen auf relativ einfache Weise zu erfassen. Im folgenden Kapitel wird aufgezeigt, wie das Indikationssystem für eine Schnellansprache dieser Umweltfaktoren mit Hilfe der Vegetation im Anwenderalltag genutzt werden kann und welche Möglichkeiten bestehen, diese Umweltindikation in eine Bewertung für verschiedene naturschutzfachliche Aufgaben zu überführen. Von Bedeutung ist dabei, dass die meisten Auenlebensräume im Rahmen des europäischen Schutzgebietsnetzes NATURA 2000 geschützt und im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie als grundwasserabhängige Landökosysteme erfasst und damit unter Schutz gestellt sind. Das Indikationssystem selbst kann mit laufenden Arbeiten zur Erfolgskontrolle bzw. Monitoring verknüpft werden, insbesondere wenn Artenlisten und Abundanzdaten der für das Indikationssystem verwendeten Artengruppen vorhanden sind. Das Indikationssystem ist bisher auf Auengrünland der aktiven Aue im Naturraum Mittelelbe anwendbar.

---

<sup>2</sup> Das Literaturverzeichnis befindet sich im Anhang 2, Seite 104ff

SCHOLZ, M., FOLLNER, K., FOECKLER, F., DZIOCK, F., SCHMIDT, H., HÜSING, V. & K. HENLE (2009): Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 386-408.

## **9.2 Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung**

---

Mathias Scholz, Klaus Follner, Francis Foeckler, Frank Dziock, Hans Schmidt, Volker Hüsing & Klaus Henle

### **Zusammenfassung**

Das im RIVA-Projekt entwickelte Indikationssystem ermöglicht zwei wesentliche Umweltfaktoren (Grundwasserflurabstand während der Vegetationszeit und jährliche Überflutungsdauer) für Arten und Lebensgemeinschaften in Auen auf relativ einfache Weise zu erfassen. Im folgenden Kapitel wird aufgezeigt, wie das Indikationssystem für eine Schnellansprache dieser Umweltfaktoren mit Hilfe der Vegetation im Anwenderalltag genutzt werden kann und welche Möglichkeiten bestehen, diese Umweltindikation in eine Bewertung für verschiedene naturschutzfachliche Aufgaben zu überführen. Von Bedeutung ist dabei, dass die meisten Auenlebensräume im Rahmen des europäischen Schutzgebietsnetzes NATURA 2000 geschützt und im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie als grundwasserabhängige Landökosysteme erfasst und damit unter Schutz gestellt sind. Das Indikationssystem selbst kann mit laufenden Arbeiten zur Erfolgskontrolle bzw. Monitoring verknüpft werden, insbesondere wenn Artenlisten und Abundanzen der für das Indikationssystem verwendeten Artengruppen vorhanden sind. Das Indikationssystem ist bisher auf Auengründland der aktiven Aue im Naturraum Mittelelbe anwendbar.

### **9.2.1 Einleitung**

---

Die Mittlere Elbe mit ihrer Stromlandschaft gehört zu den ökologisch reichhaltigsten und wertvollsten Naturräumen Mitteleuropas. Der Wechsel von Hoch- und Niedrigwasser prägt die weitgehend naturnah erhaltene Auenlandschaft der Elbe. Auftretende Hochfluten können noch weite Flächen des Landschaftsraumes bedecken. Der hohe naturschutzfachliche Wert des Gebietes ist in der hohen Biotopvielfalt begründet, die für eine große Anzahl an Tier- und Pflanzenarten, darunter eine Reihe gefährdeter und bestandsbedrohter Arten, vielfältigen Lebensraum bietet (LAU 2001, Scholz et al. 2005a). Auenlandschaften haben eine hohe Bedeutung für den Naturschutz und werden zugleich stark durch verschiedene Nutzungen, zum Beispiel der Elbe als Bundeswasserstraße, des Auengrünlandes durch die Landwirtschaft, der Auenwälder durch die Forstwirtschaft oder der gesamten Aue zum Hochwasserschutz beansprucht. Deshalb werden sie durch eine Vielzahl von gesellschaftlichen und gesetzlichen Vorgaben geschützt, die deren nachhaltigen Schutz und Management gewährleisten sollen (Scholten et al. 2005a).

Für den Schutz von Auenlandschaften wurden zahlreiche Ziel- und Entwicklungskonzepte erarbeitet (z.B. Evers & Prüter 2001, BRME 2003, Wychisk & Weber 2003). Indikationssysteme haben hierbei die Aufgabe, ökologische Zustände/Momentaufnahmen und Veränderungen in Auen besser zu analysieren, aber auch zu bewerten, um einen zukünftigen Auenschutz zu gewährleisten und die Auenentwicklung zielführend zu gestalten (Winkelbrandt 1990, Foeckler & Bohle 1991, Spang 1992, Köppel et al. 1994, Koenzen 2005, Dziock et al. 2006b). Da in Auenlandschaften hydrologischen Umweltfaktoren eine

## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

sehr hohe Bedeutung für das Vorkommen und Überleben von Arten und Lebensgemeinschaften zukommt, ist ihre Betrachtung für den Schutz und die Bewertung ökologischer Auswirkungen von Eingriffen eine wesentliche Voraussetzung.

Die in diesem Buch vorgestellten Ergebnisse tragen zum Erkenntnisgewinn über die Zusammenhänge zwischen Umweltfaktoren und dem Vorkommen von Pflanzen und Tieren bei, auf deren Grundlage ein Indikationssystem entwickelt werden konnte. Mit diesem werden unter Verwendung von Pflanzen, Mollusken und Laufkäfern zwei wichtige hydrologische Umweltfaktoren (jährliche Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand mit 7-jährigen Mittelwerten) auf Standorten im Auengrünland quantitativ indiziert (Buchkap. 7.2).

Ein wesentlicher Aspekt für die Praxis ist der benötigte Erfassungsaufwand biologischer Probennahmen für die Verwendung der Indikation im Vergleich zu hydrologischen Messungen. Eine solche Gegenüberstellung erfolgt in diesem Kapitel (9.2.2).

Um das Indikationssystem für anwendungsorientierte Fragestellungen zu nutzen, ist zu klären, wie die Ergebnisse von einzelnen Probeflächen auf ein Untersuchungsgebiet extrapoliert werden können (Kap. 9.2.3). Die fehlende Brücke zu größeren Raumeinheiten können vegetationskundlich abgeleitete Biotoptypen darstellen. In Buchkapitel 7.4 konnte gezeigt werden, dass auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen der RIVA-Probeflächen die Indikationsgüte bezogen auf Biotoptypen insgesamt akzeptable Ergebnisse erzielt. Die Zuordnung der Indikationsergebnisse zu Biotoptypen ermöglicht daher die entsprechenden hydrologischen Eigenschaften für einen Biotoptyp konkret zu beschrei-

ben und auf das entsprechende Gebiet zu beziehen sowie ggf. Rückschlüsse und Maßnahmen auf das zu betrachtende System vorzunehmen.

Ein weiteres Anliegen dieses Beitrages ist es, die bestehende Umweltindikation für eine naturschutzfachliche Bewertung nutzbar zu machen. Für Biotoptypen liegt bereits ein größeres Set an Bewertungsmaßstäben vor (z.B. v. Drachenfels 1996, Bierhals et al. 2004, Schuboth & Peterson 2004) und sie werden als Indikatoren für die Zustandsbewertung in den meisten Planwerken nach deutschem Naturschutzrecht, aber auch der Umsetzung der europäischen Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und Wasserrahmenrichtlinie genutzt. Inwieweit sich das Indikationssystem für verschiedene Bewertungsfragen einsetzen lässt, wird in Kapitel 9.2.4 diskutiert.

### 9.2.2 Erfassungsaufwand biologischer Probennahmen im Vergleich zu hydrologischen Messungen

Sinn der Anwendung eines Indikationssystems ist es im Allgemeinen, aufwändige Messungen durch einfachere biologische Erfassungen zu ersetzen (s. Buchkap. 2, Zehlius-Eckert 1998, Dziock et al. 2006b). Die Erfassung von Wasserständen, genauer zweier biologisch relevanter Umweltfaktoren in Auen, „jährliche Überflutungsdauer“ und „mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode“, ist mit erheblichem Aufwand zur Erstellung und Ablesung zahlreicher Grundwassermessstellen und Pegel verbunden. Entsprechend soll hier neben der Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Indikation im Vergleich zu gemessenen Werten (s. Buchkap. 7.2 und 7.4) auch gezeigt werden,

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

dass der Aufwand für die Probenahme der einzelnen Artengruppe geringer ist, als die direkte Messung der indizierten Umweltfaktoren.

Bei der Abschätzung des Aufwandes für eine direkte Messung ist zu berücksichtigen, dass ökologische Veränderungen auf einer Zeitachse von mehreren Jahren ablaufen können. Die Zusammensetzung einer Artengemeinschaft und die Populationsgrößen der einzelnen Arten hängt häufig sehr viel mehr von den Wasserständen der vorangegangenen Jahre ab als vom Wasserstand zum Zeitpunkt der Aufnahme (Sládeček 1973, Metcalf 1989). Solche langfristigen Änderungen wichtiger Umweltfaktoren sind unter Naturschutz- und Planungsaspekten wichtig und werden durch das Indikationssystem abgebildet, sind aber nur mit hohem Aufwand direkt zu messen. Deshalb ist es nötig, Werte für die jährliche Überflutungsdauer und den mittleren Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode nicht nur für den Untersuchungszeitraum, sondern auch für vorangegangene Jahre zu ermitteln. Dies muss jedoch nicht zwangsläufig durch eine kontinuierliche Messung über den gesamten zu untersuchenden Zeitraum erfolgen. Normalerweise reicht eine zweijährige 14-tägliche Messreihe von oberflächennahen Grundwassermessstellen und Auenpegeln aus, um eine enge Korrelation und zuverlässige Regression mit amtlichen Flusspegeln errechnen zu können (z.B. Ihringer 1998, Leyer 2002). Die Wasserstände in der Aue können daraus dann für einen biologisch plausiblen Zeitraum der Veränderung von Pflanzengemeinschaften, beispielsweise sieben Jahre, berechnet werden. Die Gegenüberstellung des Aufwandes für eine direkte Messung bezieht sich deshalb auf die Einrichtung einer Grundwassermessstelle (inkl. Pe-

gellatte für Oberflächenwasser) sowie die 14-tägliche Messung während zweier hydrologischer Jahre und der dann nötigen statistische Rückrechnung mit Hilfe von amtlichen Flusspegeln und gegebenenfalls Wetterdaten auf sieben Jahre (Böhnke & Follner 2002).

Was die Erfassung der Indikatorarten betrifft, so ist davon auszugehen, dass die biologischen Artengruppen durch erfahrene Spezialisten zu bearbeiten sind. Bei Flora und Mollusken wird von einer einmaligen Beprobung ausgegangen. Für Laufkäfer werden zwei Fangzeiträume angenommen. Insgesamt ist der Aufwand der Geländearbeiten auch von der Anzahl der Probeflächen in einem Untersuchungsgebiet abhängig. So verringert sich der summierte Aufwand für den Zugang bei mehreren Probeflächen. Tabelle 9.2-1 enthält einen Vergleich der zu veranschlagenden Arbeitsstunden für die jeweilige Erfassung der Artengruppen sowie die direkte Messung des Umweltfaktors.

Stark zusammengefasst zeigen die in Tabelle 9.2-1 gemachten Zeitangaben deutlich, dass der Aufwand, Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand zu erfassen, mit Pflanzen am geringsten ist. Die Indikation mit einer der beiden Tiergruppen ist schon merklich aufwändiger, aber immer noch wesentlich günstiger als eine direkte Messung und die dadurch bedingte Rückrechnung.

Von einem geübten Spezialisten können Pflanzenarten in der Regel umgehend im Gelände bestimmt und ihre Deckung (Abundanz) geschätzt werden. Somit liegt unmittelbar nach den Feldarbeiten ein Ergebnis vor, das in der Indikationsqualität für die im RIVA-Projekt betrachteten Auenwiesen einer direkten Messung annähernd vergleichbar ist (s. Buchkap. 7.2 und 7.4). Aus dem höheren Aufwand für eine Indikation mit Mol-

## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

Tab. 9.2-1: Darstellung des Aufwandes von Pegelmessungen sowie Beprobung von Flora, Mollusken und Laufkäfern für eine Probefläche (Quellen: VUBD 1999 und Erfahrungswerte von Fachkollegen aus dem RIVA-Projekt).

Disziplin	Methoden	Aufwand in Stunden	Geschätzter Gesamtaufwand	Anmerkungen
<b>Hydrologie</b>	Grundwassermessstelle 5 m Tiefe und Auenpegel, Ablesung mindestens zweiwöchentlich über zwei Jahre durch Techniker, bei Hoch- und Niedrigwasser häufiger; um 7-jährige Reihen zu erhalten sind Rückrechnung mit amtlichen Pegeln und Grundwassermessstellen durch Hydrologen oder Statistiker erforderlich	AbleSEN: 20 Min. x 60 Ablesetage, ergibt mind. 20 Std. für den Zeitraum von zwei Jahren; für die Einrichtung einer Grundwassermessstelle und einem Auenpegel entsteht ein Zeitaufwand von ca. 3 Std., in schwierigem Gelände bis zu 8 Std.; Rückrechnungen bei vorliegenden Daten ca. 4 Std.	27 Std. zuzüglich Material- und Gerätekosten; bei zeitlich hochauflösbaren Daten kommen Kosten für einen Datenlogger hinzu	Inkl. Zugang im Gelände, Aufwand abhängig von der Anzahl der Messstellen; bei Hochwasser häufig Einschränkungen im Zugang
<b>Pflanzen</b>	Vegetationsaufnahme mit Deckungsgraden (Methode Braun-Blanquet 1964 oder Londo 1976), Probeflächengröße 4, 25 oder 100 m <sup>2</sup> durch erfahrenen Botaniker	Durchschnittlich 1 Std. Geländearbeit mit Zugang, zusätzlich 1 Std. Datenbankeingabe und Indikationsberechnung	2 Std.	Zeitlicher Aufwand kann bei artenarmen Beständen auch geringer sein und umgekehrt.
<b>Mollusken</b>	5 Bodenproben nach Deichner et al. (2003) mit Metallrahmen (30 x 30 cm), Rütteln, Nass-Siebung, Auslese und Bestimmung der Taxa durch erfahrenen Malakologen	Geländearbeit mit Zugang 1 Std., Nass-Siebung, Auslese und Bestimmung durchschnittlich 8 Std., zusätzlich 1 Std. Datenbankeingabe und Indikationsberechnung	10 Std.	Zeitlicher Aufwand kann bei arten- oder individuenarmen Proben auch geringer sein und umgekehrt.
<b>Carabiden</b>	Beprobung mit 5 Barberfallen pro Probefläche, Standzeit zweimal zwei Wochen im Herbst und September (insgesamt 8 Wochen), Mindeststandard zur Indikation der hydrologischen Standortverhältnisse; Bestimmung der Taxa durch erfahrenen Entomologen.	Geländearbeit mit Zugang 2 Std., 12 Std. für Sortierung, Archivierung und Bestimmung; zusätzlich 1 Std. Datenbankeingabe und Indikationsberechnung	15 Std.	Zeitlicher Aufwand kann bei arten- oder individuenarmen Proben auch geringer sein und umgekehrt. Um das Artenspektrum für naturschutzfachliche Bewertungen vollständig zu erfassen, sind längere Standzeiten notwendig (VUBD 1999)

lusken oder Carabiden sollte aber nicht geschlossen werden, dass die Umweltindikation auf der Grundlage dieser Artengruppen für landschafts-ökologische Auswertungen nicht geeignet wäre. Bei der Auswertung von Erfassungsdaten, die im Rahmen von naturschutzfachlichen Gutachten, Stellungnahmen, Planungen u.s.w. sowieso erhoben werden, fällt der Aufwand für Gelände- und Bestimmungsarbeiten nicht mehr an. So können mit-

tels der Berechnung von Indikationswerten wesentliche Umweltfaktoren mit vergleichsweise geringem Aufwand eingeschätzt werden. Außerdem spricht bei allen drei Artengruppen für die Indikation, dass alte Erfassungen von Artengemeinschaften für eine Indikation ehemaliger Umweltverhältnisse verwendet werden können. Durch die Indikation können Überflutungsdauern und Grundwasserflurabstände ermittelt werden, für

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

die eine Messung, die den oben beschriebenen Kriterien genügt, keinesfalls nachgeholt werden kann.

Mollusken und Carabiden sind nach dem Naturschutzgesetz selbst Schutzobjekte und werden häufig gerade wegen ihrer hohen indikatorischen Bedeutung für Auen erfasst (für Carabiden: Greenwood et al. 1991, 1995, Obrdlik & Schneider 1994, Zulka 1994, Dörfer et al. 1995, Spang 1996, Wohlgemuth-von Reiche et al. 1997, Niedling & Scheloske 1999; für Mollusken: Richardot-Coulet et al. 1987, Falkner 1990, Foeckler 1990, Obrdlik et al. 1995, Spang 1996, Körnig 2000). In Auen bilden sie über spezifische Artenkombinationen für nahezu alle Biotoptypen (bei Mollusken sogar von der Flusssohle bis zur Terrassenkante) die naturraumtypische Vielfalt der Lebensgemeinschaften in hervorragender Weise ab und indizieren somit auch eine auentypische Arten- und Lebensraumvielfalt (s. Buchkap. 6.2 und 6.3). Dies ist vor allem bei der Bewertung von ökologischen Veränderungen über einen längeren Zeitraum von Bedeutung. So eignet sich gerade die enge Einnischung der Mollusken- und Carabidenarten sehr gut, ökologische Veränderungen zu indizieren. Das Indikationssystem von Follner und Henle (2006) bietet zusätzlich die Möglichkeit, Werte für die beiden wichtigen Umweltfaktoren in Auen zu ermitteln. Die indizierten Werte können entscheidende Hinweise auf abiotische Ursachen, wie z. B. Eintiefung des Flussbettes und der damit verbundenen Grundwasserabsenkung für beobachtete ökologische Veränderungen geben.

Nur wenn eine Genauigkeit gefordert ist, die durch das Indikationssystem nicht geleistet werden kann, auch nicht von den Pflanzen als Indikatoren (s. Buchkap. 7.2 und 7.4), das Gebiet nicht von den hier darge-

stellten Lebensräumen charakterisiert wird oder weitere hydrologische Umweltfaktoren ökologisch und planerisch relevant sind (wie Dynamik der Wasserstände, Minima und Maxima und deren Spannweiten oder andere zeitliche Auflösungen - vgl. Henrichfreise 2000 und 2003), dann muss der Aufwand für direkte Messungen der Umweltfaktoren aufgebracht werden.

### 9.2.3 Biotop- und Vegetationstypen als Kategorien zur Darstellung indizierter hydrologischer Standortfaktoren - Schritt in die Fläche

Eine wesentliche Voraussetzung für viele naturschutzfachliche Arbeiten ist, dass die für die Analyse verwendeten Informationen möglichst flächendeckend im entsprechenden Bearbeitungsmaßstab vorliegen sollten. Punktinformationen werden nur als Randinformationen aufgenommen oder dienen in einem zweiten Bearbeitungsschritt einer qualitativen Bewertung, in der konkrete Ausbildungen des zu bewertenden Objektes hervorgehoben werden. Das im RIVA-Projekt entwickelte Indikationssystem indiziert auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen für Auenwiesen der aktiven Aue der Mittleren Elbe relativ genau Überschwemmungsdauern und Grundwasserflurabstände (Buchkap. 7.2). Vegetationsaufnahmen gruppiert nach Biotoptypen bestätigten für die meisten Biotoptypen eine ähnlich genaue Indikation (Buchkap. 7.4), wie sie bei der Entwicklung des Indikationssystems gefunden wurden. Häufig sind aber für anwendungsorientierte Fragestellungen die vielfach vorliegenden Punktinformationen nicht ausreichend. Aus diesem Grund werden oftmals Extrapolationen notwendig,



## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

um zu flächigen Aussagen zu gelangen. Eine Herangehensweise ist die bereits in den Buchkapiteln 7.1, 8.2 und 9.1 vorgestellte Habitataignungsmodellierung und Überführung in Entscheidungshilfesysteme. Mit solchen Habitataignungsmodellen kann die Verbreitung von Arten und die Auswirkungen veränderter Umweltfaktoren auf deren Verbreitung flächig abgebildet werden (Buchkap. 8.2, Follner et al. 2005). Leider ist die Entwicklung von Habitataignungsmodellen sehr kosten- und zeitaufwendig und findet deshalb im Anwenderalltag im Gegensatz zur hydrologischen Modellierung kaum Verwendung.

In der Vegetationskunde werden bereits seit langem Vegetationskartierungen als flächendeckende Karten der realen Vegetation angefertigt (Dierßen 1990, Dierschke 1994, Kaiser et al. 2002). Hierfür werden in der Regel repräsentative Vegetationsaufnahmen zur Charakterisierung von Vegetationseinheiten genutzt. Dies erfolgt über die tabellarische Aufarbeitung der Vegetationsaufnahmen auf Typebene und die Ableitung von kennzeichnenden Arten, mit deren Hilfe größere Flächen den entsprechenden Vegetationstypen zugeordnet werden können (z. B. Dierßen 1990, Dierschke 1994). Es wird davon ausgegangen, dass die Kartiereinheiten möglichst homogen in ihrer Artenausstattung und Struktur sind. So kann angenommen werden, dass die Eigenschaften der Vegetationsaufnahmen (z.B. Artenzusammensetzung), auch für den Vegetationstyp zutreffen. Allerdings kann es zu Abweichungen dieser Eigenschaften kommen, je heterogener eine Fläche ist.

Vegetationskartierungen dienen neben der eigentlichen Charakterisierung eines Untersuchungsgebietes auch der Ableitung von Karten zur ökologischen Analyse oder Bewer-

tung. Für eine ökologische Auswertung standen dafür bisher die Ellenberg'schen Zeigerwerte (Ellenberg et al. 2001) zu Verfügung. Wie bereits in Buchkapitel 6.1 gezeigt wurde, zeichnen diese entsprechende Feuchteverhältnisse in Auen nach, geben aber keine quantitativen Angaben zur Überflutungsdauer oder zum Grundwasserflurabstand. Entsprechende Referenzwerte dieser Umweltfaktoren sind für die betrachteten Lebensräume beispielsweise in Goebel (1996) oder bei Rosenthal et al. (1998) zugänglich. Sie basieren auf Auswertungen unterschiedlich zahlreicher, veröffentlichter und unveröffentlichter Quellen. Häufig werden Messergebnisse einzelner hydrologischer Messplätze aus dem Untersuchungsraum auf die jeweils dort vorgefundenen Vegetationstypen übertragen (z.B. Tüxen 1954, Hügin & Henrichfreise 1992 oder Hellwig 2000).

Biotoptypen basieren meist auf Vegetationseinheiten sowie weiteren Kriterien zur Abgrenzung. Höchste Priorität haben die Merkmale, die zu einer leichten Abgrenzung im Gelände führen. Neben kennzeichnenden Pflanzenarten werden hier auch Morphologie, Strukturen oder Standortfaktoren, die sich räumlich abgrenzen lassen, hinzugezogen. Je detaillierter eine Erfassung ist, desto häufiger orientieren sich Biotoptypen an Pflanzengesellschaften und ihren speziellen Standorteigenschaften. Vegetationskundliche Belegaufnahmen sind in den meisten Kartierschlüsseln nicht gefordert, dennoch wird für komplexe oder bedeutsame Lebensräume die Anfertigung von Belegaufnahmen empfohlen, um entsprechend pflanzensoziologisch abgeleitete Biotoptypen belegen zu können (vgl. Knickrehm & Rommel 1995, Kaiser et al. 2002, Kirsch-Stracke & Reich 2004). Grundsätzlich wird bei der Darstellung von Biotop-

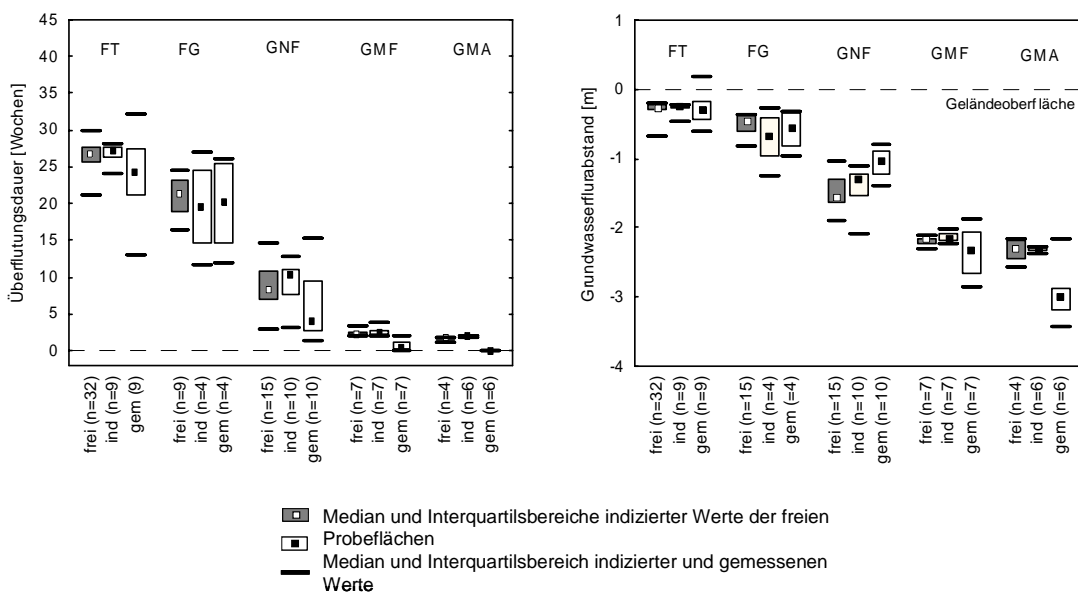
## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

**Abb. 9.2-1:** Überflutungsdauer (links) und Grundwasserflurabstand (rechts) indiziert mittels Pflanzen für Probestflächen-unabhängige (frei) und RIVA-Probestflächen (ind) sowie jeweilige Messergebnisse (gem), 1998, gruppiert nach Biotoptypen des Hauptuntersuchungsgebietes Schöneberger Wiesen bei Steckby (Abkürzungen s. Tab. 9.2-2).

typen, ähnlich wie bei Vegetationstypenkartierungen auch von einer homogenen Merkmalsausstattung ausgegangen, d.h. dass die merkmalsbestimmenden Arten auch in den abzugrenzenden Raumeinheiten in einer ähnlichen Kombination vorkommen. Häufig kommt es aufgrund der Darstellbarkeit in den entsprechenden Bearbeitungsmaßstäben zu einer Aggregation sehr kleinräumiger Bestände.

In Buchkapitel 7.4 wurde gezeigt, dass sich die auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen mit dem Indikationssystem ermittelten Indikationsergebnisse auf Biotoptypen übertragen lassen. Somit ist auch mit diesen Punktinformationen der betrachteten Biotoptypen eine flächige Darstellung quantitativer Angaben zur Überflutungsdauer und zum Grundwasserflurabstand auf komplette Vegetations- oder Biotoptypenerfassungen in einem Auenwiesengebiet mittels gebräuchlicher GIS-Anwendungen möglich. Für eine solche Darstellung wurden die Vegetationsaufnahmen (1998), die im Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger

Wiesen bei Steckby unabhängig von den RIVA-Probestflächen angefertigt wurden, und die Vegetationskartierung bzw. die daraus abgeleitete Biotoptypenkartierung im Maßstab 1:2.000 genutzt (s. Kapitelanhang 6.1-2, Anlage III.1-A1 und III.1-A2 auf der CD). Es erfolgte eine Berechnung der Indikationswerte der relevanten Vegetationsaufnahmen und eine Zusammenfassung zu den bereits über die RIVA-Probestflächen abgebildeten Biotoptypen (vgl. Buchkap. 7.4). Nicht berücksichtigt wurden Vegetationsaufnahmen aus dem Uferbereich, Schilfröhrichte, ruderale Stauden und Grasfluren, Magerrasen sowie Gehölzbestände, da für diese Biotoptypen, auch wenn z.T. hier Indikatorarten vorkommen, die Indikation bisher nicht getestet wurde. Einen Eindruck über die Indikationsqualität der Probestflächenunabhängigen Vegetationsaufnahmen im Vergleich zur Indikation und zu den gemessenen Werten der RIVA-Probestflächen vermittelt Abbildung 9.2-1. So zeigt sie, dass die Indikationsergebnisse für beide Umweltfaktoren bei den Probestflächenunabhängigen

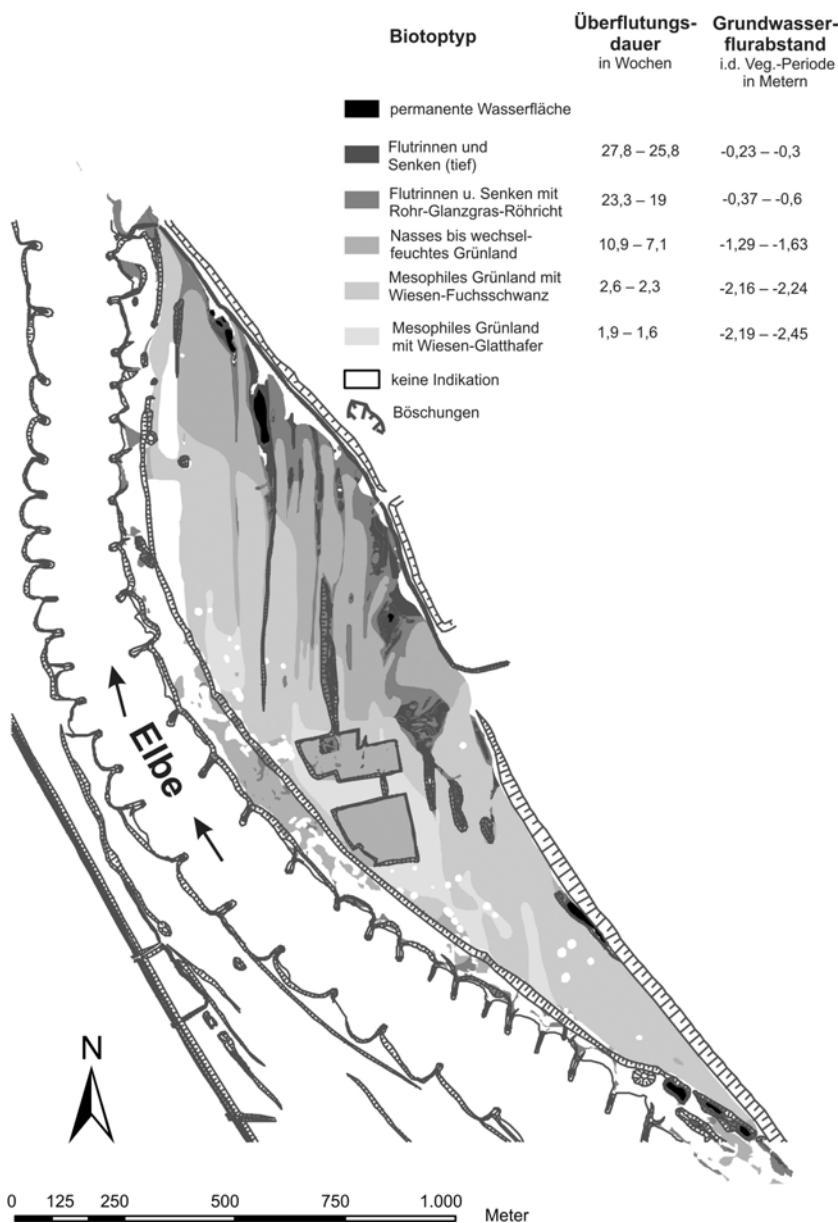


## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

Vegetationsaufnahmen, denen der RIVA-Indikationsergebnisse sehr ähnlich sind und im Schwankungsbereich der Interquartilsbereiche liegen. Sie beinhalten aber auch die bereits in Buchkapitel 7.4 dargestellten Stärken und Schwächen der Indikationswerte zu den gemessenen Werten.

Aus den indizierten Werten auf

der Grundlage der Vegetationsaufnahmen, die zur Charakterisierung von Biotoptypen genutzt werden, können für jeden Biotoptyp Interquartilsbereiche (oberes Quartil: 75% und unteres Quartil: 25%) ermittelt werden. So kann aus einer Biotoptypenkarte eine kartographische Darstellung der indizierten



**Abb. 9.2-2:** Indizierte Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode auf Grundlage der Biotoptypenkartierung Schöneberger Wiesen bei Steckby im Sommer 1998. Dargestellte Indikationswerte sind die Interquartilsbereiche (25% und 75%) der RIVA-Probeflächenunabhängigen Vegetationsaufnahmen gruppiert nach Biotoptypen.

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

Überflutungsdauer und des indizierten Grundwasserflurabstandes entwickelt werden, in der für jeden Biotoptyp die Wasserstufen in der Legende durch die Interquartilsbereiche der indizierten Umweltfaktoren charakterisiert sind (Abb. 9.2.-2). Genauso können auch die maximalen und minimalen Werte für den Schwankungsbereich der Wasserstufe genutzt werden. Dem Vorteil, dass fast alle möglichen hydrologischen Verhältnisse dargestellt werden, stehen größere Überlappungen der einzelnen Wasserstufen gegenüber. Das Ergebnis orientiert sich an der flächigen Zuordnung der Biotoptypen und ist wahrscheinlich nicht mit einer hydrologischen Modellierung vergleichbar. Es vermittelt jedoch mit relativ geringem Aufwand einen schnellen Überblick über die Verteilung der einzelnen Umweltfaktoren in der Fläche, wie die Abbildung 9.2-2 zeigt, und ermöglicht somit eine Flächenbilanzierung einzelner Stufen von Überflutungsdauer bzw. Grundwasserflurabstand.

### Beispiele für die Anwendung

Darstellungen der Überflutungsdauer und des Grundwasserflurabstandes können zur schnellen Gebietsanalyse und -bewertung herangezogen werden. Sie verdeutlichen die hydrologische Situation eines Untersuchungsgebietes und ermöglichen Ableitungen für die weitere Beplanung. Bei einer normativen Wertvorgabe, dass wechsellasse Lebensräume besonders zu schützen sind, können so die Bereiche mit einem zeitweise hohen Grundwasserflurabstand oder langen Überflutungsdauern räumlich und qualitativ dargestellt werden.

Von Bedeutung kann dies neben der Status-Quo-Bewertung insbesondere bei Managementplanungen zur Verbesserung von Standortfaktoren bei zu erwartenden ökologi-

schen Veränderungen durch abnehmende oder zunehmende Grundwasserflurabstände oder Überflutungsdauern sein. So ist bei Flussausbaumaßnahmen in der Regel von hydrologischen Veränderungen im Grundwasser und in den Niedrigwasser- und Überflutungsdauern in der angrenzenden Aue auszugehen. Prognostizierte Auswirkungen eines Eingriffs in den Wasserhaushalt können durch wiederholte Indikation (Monitoring) mit relativ geringem Aufwand überprüft werden. Voraussetzung ist allerdings, dass im Fall von Auenwiesen die Nutzung erhalten bleibt.

Da der Lebensraumtyp Auenwald in vielen Auenlandschaften nur noch fragmentarisch vorkommt, und deshalb häufig ein Zielbiotop darstellt, werden im Rahmen von Naturschutzfachplanungen bei der Formulierung von Kompensationsmaßnahmen oder bei abnehmender landwirtschaftlicher Nutzung häufig Maßnahmen zur Umwandlung von Grünlandbereichen in Auenwälder genannt. Solche so genannten Auenwaldbegründungen (Auenwaldneuanpflanzung) sind in verschiedenen Bereichen an der Mittleren Elbe bereits in der Umsetzung, andere noch in der Planung (z.B. Eichhorn et al. 2004, Purps et al. 2004). Eine wesentliche Voraussetzung ist, dass die Umweltfaktoren Überschwemmungsdauer und Grundwasserflurabstand neben der Substratansprache und den hydraulischen Bedingungen während des Hochwassers beurteilt werden, um entsprechende Empfehlungen für eine Auenwaldbegründung zu geben. So kann das Indikationssystem bei einer vorliegenden Grünlandkartierung mit Vegetationsaufnahmen eine wesentliche Einschätzung der Überflutungsdauern und Grundwasserflurabstände ermöglichen, ohne dass eine Modellierung angestrengt werden muss.

## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

Über die Überflutungstoleranzen von Auenwaldbäumen (z.B. Dister 1983, Dilger & Späth 1988, Hellwig 2000, Klausnitzer & Schmidt 2002a, b) bzw. entsprechenden Ausprägungen lässt sich so das für eine passende Pflanzung notwendige Entwicklungspotential schnell erfassen und entsprechende Empfehlungen ableiten. Allerdings ist an dieser Stelle anzumerken, dass auch andere Standortfaktoren, wie Bodeneigenschaften, Dynamik und Zeitpunkte der Wasserstände oder andere hydraulische Kenngrößen für eine Auenwaldbegründung von Bedeutung sind. Auch kann das Indikationssystem bei der Umwandlung von Ackerflächen in Auenwaldfelder keine Unterstützung bieten. Des Weiteren haben gesellschaftliche Faktoren, wie Flächenverfügbarkeit, Einfluss auf die Hochwassersicherheit in der Umgebung bei der Entscheidungsfindung häufig einen wesentlich größeren Einfluss als hydrologische und ökologische.

### 9.2.4 Bewertung von Arten und Lebensgemeinschaften in Auen und der Beitrag des Indikationssystems

#### 9.2.4.1 Bewertungen in Auen und das Indikationssystem

Planern stellt sich für Auen wie für jeden anderen Lebensraum die Aufgabe auf der Grundlage von naturwissenschaftlichen Bewertungen von Arten und Lebensgemeinschaften Analyseergebnisse für eine Entscheidungsfindung aufzubereiten. Erst auf der Grundlage von Bewertungen können nachfolgend zielgerichtet Handlungen im Sinne der planerischen Fragestellung abgeleitet werden. Innerhalb von Naturschutz und Landschaftsplanung haben Bewertungen folgende Aufgabenstellungen (Bernotat et al. 2002b):

- die naturschutzfachliche Bedeutung für Arten und Lebensräume herauszuarbeiten,
- aktuelle Belastungen bzw. der daraus resultierenden Defizite für Arten und Lebensgemeinschaften festzustellen,
- bei Eingriffen oder Nutzungswandel Beeinträchtigungen zu prognostizieren,
- Leitbildvarianten oder Zielkonzepte einzuschätzen,
- Maßnahmenvarianten zu bewerten und zu priorisieren und
- die Bewertung geplanter oder durchgeführter Maßnahmen auf ihre Umsetzung, ihren Erfolg und ihre Wirkungen vorzunehmen.

In Abhängigkeit der Fragestellung und des Planwerks sowie des Maßstabs und Konkretisierungsgrades haben diese Bewertungsaufgaben eine unterschiedliche Relevanz. In Auen können alle wichtig sein. Grundsätzlich gibt es für eine naturschutzfachliche Bewertung keine Standardmethode, vielmehr sind bestimmte Grundprinzipien einzuhalten und die Auswahl der Kriterien ist im Zusammenhang mit der Aufgabenstellung zu wählen (Bernotat et al. 2002b). Bei der Auswahl von Bewertungsmethoden in Auen sind allerdings die besonderen dynamischen Verhältnisse und hydrologischen Standortfaktoren besonders zu berücksichtigen.

Im RIVA-Projekt konnten unter den mehr als 300 gemessenen bzw. abgeleiteten Umweltvariablen (Kapitelanhang 4.3-2) zehn identifiziert werden, die geeignet sind, als Schlüsselfaktoren die Verteilungsmuster von Pflanzen, Laufkäfern und Mollusken in den untersuchten Auenwiesen zu erklären (s. Buchkap. 7.1 und 10). Das vorliegende Indikationssystem in seiner jetzigen Form ist eine Umweltindikation zweier besonders

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

wichtiger Schlüsselfaktoren für das Vorkommen und wahrscheinlich auch das Überleben von Organismen und Habitaten in Auen. Um mit einem Indikationssystem, das Umwelteigenschaften charakterisiert, Bewertungen vornehmen zu können, müssen die entsprechenden Indikationsergebnisse eines ökologischen Zustands einem Wertesystem bzw. einem Bewertungsmaßstab gegenübergestellt werden (Fürst & Scholles 2001). Die indizierten Werte für die zwei ausgewählten Standortfaktoren beschreiben einen Zustand, der, wenn er normativ als wertvoll erachtet wird, als Umweltqualitätsziel bzw. Erhaltungsziel einer Auenwiese formuliert werden kann.

Gewässerkundliche Indikationssysteme sind in dieser Hinsicht schon sehr weit entwickelt (vgl. Buchkap. 2), in dem sie die Bewertungsmaßstäbe an ökologisch best möglichen Zuständen orientieren, die für einige Teilkompartimente in standardisierter Form in Deutschland genutzt werden (z.B. Knoblen et al. 1995, LAWA 2004) und sogar durch die europäische Wasserrahmenrichtlinie festgelegt wurden (EG 2000, Hering et al. 2002).

Bewertungsmaßstäbe werden häufig mit Leitbildern unterlegt. Die Arbeit mit Leitbildern stellt in der Naturschutz-, Landschafts- und Raumplanung ein wesentliches Instrument dar, um einen gewünschten, zukünftigen Zustand für einen bestimmten Raum in einer bestimmten Zeitperiode zu beschreiben. Leitbilder dienen unter anderem als Orientierung und konzeptionelles Werkzeug für Zielentscheidungen und Zielformulierungen sowie als Referenz und Qualitätsmaßstab für Bewertungen (z.B. Schweineköper et al. 1992, DRL 1997, Esser 1997, Horlitz 1998, Wiegleb et al. 1999, Mosimann 2001, v. Haaren & Horlitz 2002). Der aus der Gewäs-

serökologie stammende und im Forschungsverbund Elbe-Ökologie diskutierte/eingeführte Begriff des „ökologischen Leitbildes“ wird als heutiger potenziell natürlicher Zustand einer Landschaft definiert (Kohmann 1997). Ausgehend vom Ist-Zustand sind anhand von Kriterien die noch möglichen Annäherungen an naturnahe Verhältnisse unter Berücksichtigung irreversibler Entwicklungen in der Vergangenheit und unabhängig von aktuellen sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen zu ermitteln. Das ökologische Leitbild kann demnach auch als Referenzzustand betrachtet werden und als Messlatte der Naturnähe dienen. Die Komplexität dieses Zusammenhangs wird insbesondere in einer Kulturlandschaft deutlich, wie sie die Mittlere Elbe darstellt, die nach internationalen als auch nationalen und landesweiten Vorgaben selbst Schutzobjekt des Naturschutzes ist.

Auf Auen, als semiterrestrische Lebensräume, sind die gewässerkundlichen Ansätze, die eine Umweltindikation in eine Wertindikation überführen, nicht direkt übertragbar. Auch hat sich für Auen gezeigt, dass eine Bewertung nach nur einem ökologischen Leitbild oder Referenzzustand häufig nicht Ziel führend ist (vgl. Haaren & Horlitz 2002, Horlitz 2003). Aufgrund unterschiedlicher Interessen einzelner Nutzer, aber auch unterschiedlicher Leitbilder des Naturschutzes selbst (Kulturlandschaft versus Naturlandschaft) werden deshalb Leitbildvarianten bzw. sektorale Leitbilder empfohlen, die zur Abstimmung innerhalb des Naturschutzes und mit relevanten Raumnutzern dienen.

Im Rahmen von Projekten des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie, in denen z.T. landwirtschaftlich genutzte Flächen im Mittelpunkt standen, stellte das ökologische Leitbild als Naturschutzleitbild nur einen

## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

denkbaren Referenzzustand dar (Prüter & Evers 2001, Wycisk & Weber 2003). Eine naturnahe Auenlandschaft lässt sich beispielsweise über die Ausstattung an auentypischen Lebensräumen oder Strukturelementen (Altwässer, Auenwälder, unbefestigte Uferbereiche, Erosions- und Sedimentationsbereiche, Inseln etc.) darstellen und quantifizieren und, wenn ein Referenzzustand vorliegt, ihm auch gegenüberstellen. Ein erster Schritt, einen Referenzzustand aus naturschutzfachlicher Sicht für Flüsse und ihre Auen in Deutschland festzulegen, wurde von Koenzen (2005) entwickelt. Die Ableitung erfolgt über die abiotischen Rahmenbedingungen wie Gewässergroßlandschaft, Abflussregime oder Substrat. Für eine regionale bzw. lokale Bearbeitung von Auengebieten, wie sie in vielen Naturschutzfachplanungen in Auen notwendig sind, stößt diese Herangehensweise, eines ökologischen Leitbildes einer Naturlandschaft als Referenzmaßstab, allerdings an seine Grenzen.

Die im RIVA-Projekt und auch durch andere Autoren ermittelten wesentlichen Umweltfaktoren für das Überleben von Arten quantifizieren einen aktuellen Umweltzustand einzelner Gebiete. Im Rahmen einer bewertenden Betrachtung, welcher Grundwasserflurabstand oder welche Überschwemmungsdauer in einem Auengebiet hoch zu bewerten ist, fehlen grundsätzlich entsprechende naturnahe Referenzzustände als Maßstäbe. Prinzipiell wird man sich innerhalb der Fachdisziplinen schnell darüber einig sein, dass diese beiden Standortfaktoren neben dem Schwankungsbereich zwischen Hoch- und Niedrigwasser wesentliche Schlüsselfaktoren für das Vorkommen und Überleben von Lebensgemeinschaften in Auen sind. Jedoch einen Auenabschnitt als Referenzzustand auszuwählen, der für

diese Umweltfaktoren einen möglichst naturnahen Zustand und ökologischen Optimalbereich als Bewertungsgrundlage für den Vergleich mit anderen Auenabschnitten festlegt, erscheint gegenwärtig in Mitteleuropa schwierig. So ist die Elbe bereits seit dem Mittelalter in Fluss und Aue getrennt und somit in seiner Hydrologie anthropogen verändert (vgl. Scholz et al. 2005b). Es gibt weder für die Überflutungsdauer noch den Grundwasserflurabstand zufriedenstellende detaillierte Dokumentationen. Auch detaillierte Vegetationszusammensetzungen von vor mehreren hundert Jahren, auf deren Grundlage mit dem Indikationssystem Rückrechnungen möglich wären, stehen natürlich nicht zur Verfügung.

Dieses Dilemma lässt sich dadurch lösen, dass Referenzmaßstäbe/Leitbilder durch die Formulierung von Umweltqualitätszielen (UQZ), manchmal auch als Entwicklungsziele bezeichnet, konkretisiert und in übergeordnete gesellschaftliche Zielvorgaben eingeordnet werden. Diese weisen eine größere inhaltliche Detailschärfe als allgemein gehaltene Leitbilder auf und sind meist qualitativer Art (Fürst et al. 1992). Hier können Zielangaben zum Beispiel für einzelne Ökosystemtypen, Flächen, Leitarten oder Funktionen und Prozesse gemacht werden (z.B. Erhalt der auentypischen Überschwemmung, Sedimentations- und Erosionsdynamik, Schutz der Auenwiesen und Flutrinnen). In einem weiteren Schritt können die UQZ durch Umweltqualitätsstandards (UQS) untersetzt sein, die weitgehend quantitative Zielvorstellungen enthalten und den größten Konkretisierungsgrad aufweisen (Fürst et al. 1992). Sie können numerisch (z.B. Grenzwerte für Schwermetalle nach Bundesbodenschutzgesetz mg/l), ordinal (z.B. abhängig von Gefährdungs-

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

graden nach Roten Listen) oder nominal (z.B. gesetzlich geschützte Biotope nach §20c BNatSchg, FFH-Lebensräume oder Einstufung als grundwasserabhängige Lebensräume) skaliert sein (z.B. Riecken et al. 2003). Für eine Bewertung des aktuellen Zustandes von Arten und Lebensgemeinschaften liegen hier zahlreiche Standards und Vorschläge vor, die auch für eine Bewertung im Auenbereich genutzt werden können.

Eine hohe Relevanz hat hier die Zuordnung der in einem Gebiet vorgefundenen Lebensräume nach gesellschaftlichen Standards, wie gesetzlich geschützte Lebensräume, FFH-Habitate oder Einstufung als grundwasserabhängige Lebensräu-

me nach Wasserrahmenrichtlinie. Sie geben bereits erste Hinweise auf die naturschutzfachliche Bedeutung eines Auenabschnittes. Um eine Priorisierung und Festlegung von Umweltqualitätszielen zu erreichen, können sie durch weitere Bewertungskriterien oder über Standardbewertungsverfahren, die für verschiedene Fragestellungen entwickelt wurden, ergänzt werden. So werden beispielsweise für Biotoptypen die Ausprägungen verschiedener Bewertungskriterien wie Regenerationsdauer, Repräsentanz, Artenzahlen, Naturnähe oder Abhängigkeit von extremen Standortfaktoren zusammengestellt. Die Rangstufen der einzelnen Bewertungskriterien werden in der Regel aus bereits veröf-

Tab. 9.2-2: Zuordnung der Biotoptypen auf den RIVA-Probeflächen zu ausgewählten Bewertungsstandards.

Bezeichnung	Abkürzung	Schutzstatus §37 LSA <sup>1</sup>	FFH-Lebensräume <sup>1,2</sup>	Rote Liste-Biotoptypen LSA <sup>3</sup>	Grundwasserabhängige Landlebensräume nach WRRL <sup>1</sup>	Regenerierbarkeit <sup>4</sup>	Nutzungsintensität <sup>5</sup>
<b>Flutrinnen und Senken (tief)</b>	FT	Ja	Bedingt*	2-3	ja	schwer	gering
<b>Flutrinnen und Senken mit Roh-Glanzgras</b>	FG	Ja	Bedingt*	-	ja	bedingt	gering
<b>Nasses Grünland</b>	GNF	Ja	Ja, zu den Brenndoldenwiesen	2	ja	schwer	mittel
<b>Mesophiles Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz</b>	GMF	Nein	Ja – Nährstoffarme Fuchsschwanzwiesen	3	Je nach Standort	bedingt bis schwer	mittel
<b>Mesophiles Grünland mit Wiesen-Glatthafer</b>	GMA	Nein	Ja – nährstoffarme Fuchsschwanzwiesen	3	Je nach Standort	bedingt bis schwer	mittel

<sup>1</sup> Riecken et al 2003, <sup>2</sup> LAU 2004a, <sup>3</sup> Schuhboth & Peterson 2004, <sup>4</sup> Riecken et al 1994, <sup>5</sup> eigene Einschätzung

\* FFH-Einstufung von Flutrinnenbiotoptypen nur als Teil von Eutrophen Gewässern, Flussuferfluren und Feuchten Hochstaudenfluren – siehe auch Buchkap. 9.2.3



## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

fentlichten Werteskalen übernommen (z.B. v. Drachenfels 1996, Bierhals et al. 2004, LAU 2004a, Schuhboth & Peterson 2004). Gemeinsam mit den bereits erwähnten Standards und der Entwicklung einer Bewertungsregel erlaubt diese Herangehensweise für entsprechende Biotoptypen eine Rangfolge mit hoher bis geringer Bedeutung für beispielsweise den Arten- und Biotopschutz. In einem weiteren Schritt sollten auch die vorgefundenen Arten bzw. untersuchten Artengruppen sowie vorgefundenen Beeinträchtigungen im Gebiet auf die jeweilige Fragestellung hin bewertet werden (s. auch Bernotat et al. 2002b, v. Haaren 2004).

Besondere Bedeutung hat eine Bewertung, wenn ein Naturraum mit seinen Lebensräumen und Arten als ökologisch wertvoll betrachtet wird, wie es bei der Mittleren Elbe durch die verschiedensten Schutzausweisungen nach internationalen und regionalen Schutzkategorien der Fall ist. Unterstrichen wird dies auch durch die Biotoptypen der Untersuchungsgebiete, die sich durch eine überwiegend hohe Wertigkeit (FFH-Lebensraumtyp, gesetzlich geschützter Biotoptyp, Rote Liste) für den Naturschutz auszeichnen bzw. für die eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Eingriffen (Grundwasserabhängigkeit oder lange Regenerationsdauer) besteht (Tab. 9.2-2). Der aktuelle Zustand ist demnach bereits per se unter Schutz gestellt, also auch die aktuell festgestellten Prozesse und Funktionen. Dieser Zustand, also auch die gemessenen oder indizierten Umweltvariablen, können demnach als Referenzmaßstab für spätere Untersuchungen genutzt werden.

Da sämtliche RIVA-Untersuchungsgebiete im länderübergreifenden UNESCO-Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ liegen, fassen die im Rahmenkonzept (BRME

2003) dargestellten Leitlinien zum Schutz des Naturhaushaltes und der biologischen Vielfalt die wesentlichen naturschutzfachlichen Zielstellungen zusammen, aus denen sich die konkreten Umweltqualitätsziele ableiten lassen:

- Schutz und Entwicklung eines der letzten naturnahen Stromtäler in Mitteleuropa mit seiner gewachsenen Natur- und Kulturlandschaft sowie seiner landschaftlichen Eigenart und Schönheit;
- Erhaltung der stromaltypischen abiotischen Standortfaktoren sowie der ausgeprägten Flußauendynamik;
- Schutz und Entwicklung seiner hohen Vielfalt an naturnahen, auentypischen Strukturen sowie der vielfältigen miteinander vernetzten auentypischen Lebensräume und -gemeinschaften mit den heimischen, wildlebenden Pflanzen- und Tierarten;
- Bewahrung der genetischen Ressourcen endemischer und stromaltypischer Arten im Überschneidungsbereich verschiedener biogeografischer Regionen.

Das Indikationssystem bietet für einige dieser bewertungsrelevanten Lebensräume die Möglichkeit, die wesentlichen Umweltfaktoren als Referenzmaßstab für konkrete Gebiete bei entsprechender Datenlage und Bearbeitungsmaßstab nicht nur qualitativ sondern auch quantitativ zu charakterisieren und zu einer Konkretisierung der Leitlinien in Entwicklungsziele beizutragen. Am Beispiel der FFH-Lebensräume und der Einbindung in die Wasserrahmenrichtlinie wird dieser Sachverhalt weiter unten diskutiert.

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

### 9.2.4.2 Bewertung von wasserbaulichen Maßnahmen, Beispiel Bundeswasserstraßen

Die Elbe selbst ist Bundeswasserstraße und soll laut Bundesverkehrswegeplan eine Tauchtiefe von mindestens 1,60 m (auch bezeichnet als Gleichwertiger Wasserstand - GIW) an 345 Tagen im Jahr gewährleisten. Bei Mittelwasser (MQ) soll eine Mindestfahrinnentiefe von 2,6 m vorgehalten werden (Deutscher Bundestag 2008). Hierzu ist die Elbe im letzten Jahrhundert mit Buhnen zur Wasserstraße ausgebaut worden. Allerdings erfolgte zunächst kriegsbedingt und anschließend wegen der innerdeutschen Grenze jahrzehntelang keine Unterhaltung der Wasserbauwerke. Die Festlegung des Abflussgerinnes mit Buhnen und Steinschüttungen widerspricht grundsätzlich den Vorstellungen eines naturnahen Stromes, da dadurch wesentliche Auenprozesse, wie zum Beispiel Erosion und Sedimentation, Verlagerungen des Abflussgerinnes oder Schaffung von neuen Pionierstandorten oder Altwässern nicht mehr oder kaum noch möglich sind. Seit der Wiedervereinigung werden im Zuge von Unterhaltungsmaßnahmen die teilweise verfallenen Buhnenbauwerke an der Elbe wieder hergestellt. Durch den Verlust sukzessionsbedingter Lebensräume entstehen Konflikte zwischen Zielen des Naturschutzes und der Schifffahrt. Durch die Aufstellung von Unterhaltungsplänen im Dialog mit den Dienststellen des Naturschutzes sollen die Auswirkungen der Maßnahmen auf ein Minimum reduziert werden (BMVBW 2005)

Der nicht ausgeglichene Geschlechtsbehalt durch Staustufen und Talsperren im Oberlauf führt häufig zu Veränderungen des hydrologischen Regimes, insbesondere auf den oberflächennahen Grundwasserhaushalt in der Aue. So ist an ei-

nigen Abschnitten der Elbe bereits eine Sohlabsenkung von bis zu 2 cm im Jahr beobachtet worden, das wiederum zur Grundwasserabsenkung und Austrocknung der Auen führt (Faulhaber 2000). Bei der Planung verkehrsbezogener Maßnahmen an Wasserstraßen sind ökologische Belange zu berücksichtigen. Daher sind insbesondere die Wirkungen solcher wasserbaulicher Maßnahmen auf die Lebensräume entsprechend darzustellen. Flächenverluste können relativ einfach quantifiziert und bewertet werden. Demgegenüber sind Eingriffe von Vorhaben, bei denen Auswirkungen auf die Standortfaktoren zu erwarten sind, vergleichsweise schwierig zu bewerten. Im Fall der Auen sind beispielsweise Auswirkungen auf den oberflächennahen Grundwasserzustand, aber auch die Überschwemmungshöhe und -dauer oder die Wasserstandsdynamik (Wechsel von Hoch- und Niedrigwasser) zu erwarten. So schränken Staustufen, wie sie an der tschechischen Oberlauf der Elbe oder der Saale bestehen, das Wirken der Auendynamik zwischen Mittelwasser und gelegentlich auftretenden Hochwässern ein und das ökologisch wichtige Niedrigwasser mit Austrocknungsphasen in der Aue tritt aufgrund eines ganzjährig hohen Wasserstandes innerhalb des staugeregelten Bereiches in der umgebenden Aue gar nicht mehr ein (Henrichfreise 2000, 2001, 2003), was letztlich wesentlich kritischer zu sehen ist als die abgeschwächte Hochwasserwirkung. Ein Ausbau einer Wasserstraße unterliegt einem Planfeststellungsverfahren mit integrierter Umweltverträglichkeitsuntersuchung. Hier werden in der Regel für verschiedene Varianten sämtliche Auswirkungen eines Vorhabens auf die bewertungsrelevanten Schutzgüter und Umweltfaktoren dargestellt und mittels multikriterieller Bewer-

## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

tungsmethoden für die Entscheidungsfindung gegenübergestellt (z.B. Köppel et al. 1994, BfG 2004). Für Unterhaltungsmaßnahmen, insbesondere Buhnsanierung an der Elbe, werden Abstimmungen zwischen Naturschutzvertretern und

Wasser- und Schifffahrtsämtern durchgeführt (BMVBW 2005, Deutscher Bundestag 2008); standardisierte Verträglichkeitsuntersuchungen werden aber momentan nicht vorgenommen, obwohl dies besonders von verbandlicher als auch

Tab. 9.2-3: Auswahl an auenrelevanten Lebensraumtypen (LRT) der FFH-Richtlinie (vgl. EG 1992, LAU 2002, 2004b, Riecken et al. 2003, eigene Zusammenstellung), die in oder in unmittelbarer Umgebung der RIVA-Untersuchungsgebiete vorkommen; fett: wurden im Rahmen des RIVA-Probendesigs auf Probflächen untersucht.

Code Nr.	Lebensraumtyp	Code Nr.	Lebensraum-Untertyp /Anmerkungen
23	Dünen im Binnenland (alt und entkalkt)	2310	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i> : Silbergras-Fluren, Straußgras-Rasen und Grasnelken-Trockenrasen auf Dünen. Auf den Schöneberger Wiesen im nördlichen Bereich auf Sandlinse im Überschwemmungsbereich fragmentarisch ausgebildet, großflächiger auf angrenzender Binnendüne, Lebensraumtyp nicht in RIVA-Probeflächen vorhanden.
31	Seen	3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions: zahlreiche Altwässer und Flutrinnen mit vielfach gut ausgeprägter Wasser- und Ufervegetation - mit Einschränkungen im RIVA-Projekt über den Biotoptyp Flutrinnen betrachtet.
32	Fließgewässer - Abschnitte von Wasserläufen mit natürlicher bzw. naturnaher Dynamik, deren Wasserqualität keine nennenswerte Beeinträchtigung aufweist	3270	Flüsse mit Schlammbanken mit Vegetation des <i>Chenopodium rubri</i> p. p. und des <i>Bidention</i> p. p.: z.B. Uferzonen der Elbe aller drei Untersuchungsgebiete - Uferbereiche der Elbe im RIVA-Projekt nicht betrachtet - mit Einschränkungen können Pionierfluren über den Biotoptyp Tiefe Flutrinnen diesem LRT zugeordnet werden
64	Naturnahes feuchtes Grasland mit hohen Gräsern	6440	<b>Brenndolden-Auenwiesen (<i>Cnidion dubii</i>); in den untersuchten Wiesenstandorten nur in Steckby und Wörlitz in fragmentarischer Form anzutreffen - Biotoptyp Nasses und Feuchtes Grünland in Steckby entspricht diesem LRT. Besonders gut ausgeprägte Vorkommen in benachbarten Gebieten</b>
		6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe, entlang des Elbufers aber auch an Altwässern und Flutrinnen. Vielfach ausgesprochen artenreiche Ausprägungen auf den nicht genutzten Niederterrassen zum Elbufer - mit Einschränkungen im Biotoptyp Flutrinnen vorkommend
65	Mesophiles Grünland	6510	<b>Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i>, <i>Sanguisorba officinalis</i>), Ausprägungen mäßig feuchter als auch mäßig trockener Standorte, insbesondere Glatthafer-Wiesen und Labkraut-Fuchsschwanz-Wiesen</b>
91	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae: Traubenkirschen-Erlen-Eschenwälder, auch Schaumkraut-Erlenquellwälder, in Elbnähe Silberweiden-Schwarzpappel-Auwälder - fragmentarisch entlang der Funder und des Elbufers, in den RIVA-Untersuchungsflächen fehlend.
		91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>U. minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>F. angustifolia</i> ( <i>Ulmion minoris</i> ) - großflächig in den benachbarten Waldgebieten in Steckby und Wörlitz – im RIVA-Projekt nicht berücksichtigt.

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

staatlicher Naturschutzseite immer wieder eingefordert wird. Vor dem Hintergrund des Extremhochwassers an der Elbe im August 2002 hat die Bundesregierung im Rahmen eines 5-Punkte-Programms festgelegt, dass alle Flussausbauplanungen und größeren Unterhaltungsmaßnahmen überprüft werden sollen sowie ein integriertes Gesamtkonzept für die Elbe entwickelt werden soll. Derzeit besteht für die Elbe (seit 2002) ein Ausbaustopp, was insbesondere die großen Bauvorhaben, Coswiger Oberluch, Magdeburger Domfelsen und Rüterberger Bogen bei Dömnitz betrifft. Unterhaltungsarbeiten an Buhnen und Böschungen finden jedoch nach wie vor statt.

Im Rahmen einer Eingriffsbewertung von Strombaumaßnahmen ist die Darstellung der Wirkung auf Grundwasserstände und Überflutungsdauern und somit auch auf das Vorkommen von Auenarten von essentieller Bedeutung. Mit dem Indikationssystem können für diese beiden Umweltfaktoren Werte des Status Quo für ein 7-jährigen Mittel ermittelt werden sowie, bei vorliegenden biologischen Aufnahmen, auch deren historische Werte. Im RIVA-Projekt konnte gezeigt werden (Henle et al. 2006a, Rink 2003, Buchkap. 7.1 und 8.2), dass Wasserstandsschwankungen ebenfalls zu den Faktoren gehören, die das Vorkommen von Arten maßgeblich beeinflussen und dass verschiedene Arten potentiell als Indikatoren für diese Schwankungen in Frage kommen. Dieser Wechsel zwischen Hoch- und Niedrigwasser oder Minimal und Maximalwerte, werden durch Eintiefung, Anhebung oder auch Einstau erheblich verändert. Bewertungsrelevante Aussagen zu diesen Faktoren lassen sich derzeit mit dem Indikationssystem jedoch nicht vornehmen. Um diese Kenntnisse in ein abgesichertes Indi-

kationssystem umsetzen zu können, bedarf es noch umfangreicher Analysen. Zur Beschreibung dieser letztgenannten Umweltfaktoren sind daher umfangreiche Messungen (Henrichfreise 2000, 2003) erforderlich, um entsprechend belastbare Aussagen treffen zu können.

### 9.2.4.3 FFH-Richtlinie

Im Rahmen der FFH-Richtlinie können Quantitative Indikationssysteme, wie es das Indikationssystem (s. Buchkap. 7.2) darstellt, funktionsbezogene Analysen von Auenlebensräumen sowohl für deren Schutz als auch für deren Nutzung erleichtern.

Ein Großteil der naturnahen Flussauen, insbesondere im Bereich der Mittleren Elbe, sind aufgrund ihrer Ausstattung an Arten und Lebensräume, Seltenheit, Größe und linienhaften Vernetzung als FFH-Gebiete im Rahmen des europäischen Schutzgebietssystems NATURA 2000 aufgenommen worden. Die europäische Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, EG 1992) sieht vor, die biologische Vielfalt auf dem Gebiet der Europäischen Union durch ein nach einheitlichen Kriterien ausgewiesenes Schutzgebietssystem dauerhaft zu schützen und zu erhalten. Zu diesem Zweck sind in den Anhängen der Richtlinie Lebensraumtypen (Anhang I) und Arten (Anhang II und IV) aufgeführt, deren Verbreitung und Vorkommen bei der Auswahl von geeigneten Schutzgebieten als Kriterien herangezogen werden sollen. Die Mitgliedsstaaten sind verpflichtet, eine Übersicht zum Vorkommen dieser Lebensraumtypen und Arten zu erstellen. Dazu sollen diese erfasst und bewertet werden, einerseits als Dokumentation des vorhandenen Inventars an Landschaftsraumtypen in den gemeldeten FFH-Gebieten und andererseits als Basis für eine künftige regelmäßige Überprüfung des Erhaltungszustandes

## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

der hier vorkommenden Lebensraumtypen und Arten auf Veränderungen im Rahmen der Berichtspflichten an die EU (alle 6 Jahre).

Für die bisher gemeldeten Gebiete muss eine Dokumentation des vorhandenen Inventars erarbeitet werden, die u.a. auch einer Überprüfung der kartierten Gebiete ermöglichen soll. Für diesen Zweck ist auf der Grundlage eines bundesweiten Vorschlages (Doeringhaus et al. 2003) für die meisten Länder eine Kartiervorlage für Lebensräume erarbeitet worden (z.B. LAU 2004b).

Die im RIVA-Projekt bearbeiteten Untersuchungsgebiete sind Teil der von Sachsen-Anhalt gemeldeten Gebietskulisse. Tabelle 9.2-3 gibt eine Übersicht der in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Lebensraumtypen.

Über die Kartierung der Vegetationstypen bzw. deren Zusammenfassung als Biotoptypen konnte eine Zuordnung der meisten Flächen zu FFH-Lebensraumtypen erfolgen. So wurden die Biotoptypen Mesophiles Grünland mit Glatthafer und Wiesen-Fuchsschwanz zum Lebensraumtyp Magere Flachland-Mähwiesen zusammengefasst. Auch konnten die Bestände des Nassen bis Feuchten Grünlandes der Schöneberger Wiesen dem Lebensraumtyp Brenndolden-Auenwiesen zugeordnet werden. Flutrinnen und Senken, die eine pragmatische Zusammenfassung verschiedenster Röhrichtausprägungen und Pioniervegetation darstellen (s. Buchkap. 7.4.2), können zu den Lebensraumtypen Natürliche eutrophe Seen, Flüsse mit Schlamm-bänken mit Vegetation und Feuchte Hochstaudenfluren zugeordnet werden. Allerdings ist hier anzumerken, dass die Zuordnung sehr stark vom Bearbeitungsmaßstab, vom Kartierzeitpunkt, von den vorgefundenen Ausprägungen der Vegetation sowie von der Interpretation der Kartieran-

leitung durch den Bearbeiter abhängt (LAU 2004b). Die Zuordnung ist aus unserer Sicht nicht zufrieden stellend, sollte im Rahmen der Fortschreibung von FFH-Kartieranleitungen verbessert werden und insbesondere dem Darstellungsmaßstab 1:10.000 Rechnung tragen.

Die Berichtspflicht erfordert neben der Zuordnung des FFH-Lebensraumtypes auch eine Einschätzung des Erhaltungszustandes des jeweiligen Lebensraumes. Als Wertparameter für die Einschätzung des Erhaltungszustandes eines Lebensraumes sollen die Parameter Habitatstrukturen und Arteninventar sowie Beeinträchtigungen erfasst werden. Dazu sind die einzelnen FFH-Lebensraumtypen in einem FFH-Gebiet einer Erhaltungsklasse (A, B oder C) zuzuordnen. Die Wertstufen A, B und C orientieren sich an den Vorgaben der EU-Kommission zum Standarddatenbogen und sollen einen europaweiten Vergleich ermöglichen. Die Wertparameter Habitatstruktur und Beeinträchtigungen am Beispiel der Kartieranleitung im Land Sachsen-Anhalt werden anhand einer verbalen Begründung vorgenommen. Die Qualitätsmerkmale sind in Form einer Bewertungsmatrix für einen Lebensraumtyp bereits vorgegeben und sollen individuell erläutert werden. Der Wertparameter Artenvielfalt selbst wird anhand der Erfassung der in diesem Lebensraumtyp vorkommenden Pflanzenarten vorgenommen. Grundsätzlich werden alle vorkommenden Pflanzenarten im Erfassungsbogen angestrichen. Die Arten werden dabei in ihrer Häufigkeit in 2 Kategorien unterteilt (+: selten, und ++: häufig). Die Bewertung selbst erfolgt im Wesentlichen über das Vorhandensein und die Anzahl bzw. das Verhältnis von charakteristischen und lebensraumtypischen Pflanzenarten (Anwesenheits-/Abwesenheitsdaten) der ent-

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

sprechenden Lebensraumtypen (vgl. LAU 2004b). Die Kartierung der Lebensraumtypen orientiert sich stark an pflanzensoziologischen Einheiten. Diese sind in den Erfassungsbögen auch zu nennen, allerdings sind Vegetationsaufnahmen für eine solche Erfassung nicht zwingend vorgeschrieben. FFH-relevante Tierarten werden als Zufallsfunde aufgenommen. Eine Erfassung lebensraumtypischer (charakteristischer) Tierarten, obwohl beispielsweise bei Sperle (2007) empfohlen, ist im Rahmen der hier betrachteten FFH-Lebensraumkartierungen nicht vorgesehen.

Obwohl das Indikationsystem für mehrere FFH-relevante Lebensräume zwei wesentliche Umweltfaktoren (Überschwemmungsdauer und Grundwasserflurabstand) charakterisieren kann, ist eine direkte Anwendung mit den im Rahmen einer FFH-Kartierung erhobenen Felddaten nicht möglich. Die für eine Anwendung des Indikationssystems notwendigen Abundanzdaten sind im Rahmen der FFH-Kartiermethode nicht vorgesehen. Verbesserungen ließen sich dadurch erzielen, dass Vegetationsaufnahmen in bestimmten Lebensraumtypen auf Dauerbeobachtungsflächen erarbeitet werden, oder umgekehrt, das Indikationssystem entsprechend verändert werden müsste, um einfache ökologische Auswertungen auch mit Präsenz-Absenz Daten zu ermöglichen.

### 9.2.4.4 Wasserrahmenrichtlinie und Auen

Eine neue Rahmengröße für das Management in Auen ist die seit dem Jahr 2000 geltende Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000). Sie zielt insbesondere auf die Oberflächengewässer und das Grundwasser ab, für die bis 2015 ein „guter Zustand“ mit der Umsetzung der Bewirtschaftungspläne erreicht

werden soll. Auen sind in der übergeordneten Zielstellung der WRRL nach Artikel 1 enthalten. In der weitergehenden Ausgestaltung (Konkretisierung und Operationalisierung) finden sie jedoch meist nur indirekt Beachtung. Die WRRL unterscheidet bei den Umweltzielen und deren Operationalisierung zwischen Oberflächen- und Grundwasserkörpern. Auen sind jedoch in der Regel sowohl grund- als auch oberflächenwasserabhängig, was deren Zuordnung zu beiden Wasserkörpertypen bedeutet.

### Auen und Grundwasserkörper

Der gute chemische und mengenmäßige Zustand von Grundwasserkörpern ist so definiert, dass von Grundwasserkörpern in diesem Zustand keine signifikanten Schädigungen der vom Grundwasser abhängigen Landökosysteme ausgehen. Damit sind die grundwasserabhängigen bzw. -beeinflussten Bereiche von Auen in die Umweltziele für das Grundwasser integriert. Das betrifft den Schutz vor bzw. die Beseitigung von stofflichen Belastungen (chemischer Zustand) und von Veränderungen der Wasserhaushaltsdynamik (mengenmäßiger Zustand). Für Deutschland erfolgte eine Definition und Klassifikation von grundwasserabhängigen Landökosystemen (Erftverband 2002) und ist in die Standard-Biototypenliste des Bundesamtes für Naturschutz übernommen worden (Riecken et al. 2003). Die Berücksichtigung der grundwasserbeeinflussten Lebensräume geht in der WRRL weit über die gesetzlich geschützten Biotope oder die nach FFH-Richtlinie zu erfassenden Lebensräume hinaus. So sollen nicht nur Schutzgebiete sondern alle potenziell grundwasserabhängigen Landökosysteme betrachtet werden (vgl. Erftverband 2002).

Für die Abgrenzung grundwasserbeeinflusster Lebensräume wurde in

## Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems

der WRRL der Grenzflurabstand des Grundwassers als Kriterium herangezogen. Dabei sind die Pflanzen-Lebensgemeinschaften als grundwasserunabhängig zu betrachten, wenn der Grundwasserstand drei Meter unter Flur liegt. Diese Abgrenzung wird durch mangelnde Genauigkeit des Indikationssystems, wenn der mittlere Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode bei über 2,5 m liegt, bestätigt (Buchkap. 7.4). Eine Ausnahme bilden bestimmte Waldstandorte, die von bis zu max. 5 m unter Flur stehendem Grundwasser beeinflusst werden können (Erftverband 2002). Grundsätzlich sei an dieser Stelle auf die Schwierigkeit hingewiesen, dass eine eindeutige Unterscheidung zwischen Grund- und Oberflächenwassereinfluss, wie er gerade für Auen typisch ist, nicht immer möglich ist (Lutosch et al. 2002, Buchkap. 5.1). In Auen ist selbst in höheren Lagen der Überflutungsau von einem zeitweisen Grundwassereinfluss auszugehen, so dass es gerechtfertigt ist sämtliche Auenlebensräume unbedingt in die Darstellung grundwasserabhängiger Landökosysteme aufzunehmen. Grundwasserabhängige Landökosysteme müssen also dargestellt werden und sind bei Eingriffen in den Grundwasserhaushalt zu berücksichtigen.

### **Auen und Oberflächenwasserkörper**

In welchem Umfang Auen Teil eines Oberflächengewässers sind, ist in der WRRL nicht definiert. D'Eugenio et al. (2003) und Korn et al. (2005) empfehlen die aktive Aue als Teil des Wasserkörpers anzusehen: Der Uferbereich wird dort als jener Teil des angrenzenden Landes beschrieben, dessen Struktur und Zustand direkten Einfluss auf die Ausprägung der zur Bewertung des ökologischen Zustands herangezogenen biologischen Qualitätskomponenten (= Parameter und

Indikatoren des Gewässerzustands nach Anhang V WRRL) hat.

Wenn Auen oder Teile von Auen Bestandteil der Oberflächenwasserkörper sind, gelten für sie auch die Ziele des guten Zustands. Allerdings beziehen sich die in Anhang V der WRRL definierten und für die Bewertung des ökologischen Zustands maßgeblichen biologischen Qualitätskomponenten nur indirekt auf den Zustand von Auen, da sie nur aquatische Tier- und Pflanzenarten umfassen. Zu den Habitatansprüchen einiger Fisch- (z.B. Hecht) und Makrozoobenthosarten (z.B. Imagines aquatischer Insekten) gehören aber auch naturnahe Auenstrukturen (vgl. Podraza 2002). Bei der Suche nach Indikatorarten für die Interaktion von Fluss und Aue besteht einerseits weiterer Forschungsbedarf, andererseits sind Informationen aus der gewässer- und naturschutzfachlichen Praxis gefragt (s.a. Korn et al. 2005).

Sowohl die Umweltziele, Begriffsbestimmungen und Qualitätskomponenten zur Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials für Oberflächengewässer nach Artikel 4 (1) a und Anhang V als auch die Referenzbedingungen und Belastungen nach Anhang II beziehen sich ausschließlich auf den Wasserkörper und nicht auf die mit diesem in Verbindung stehenden Landökosysteme und Feuchtgebiete. Da der Wasserkörper im Mittelpunkt der WRRL steht, ist die Bedeutung von Auen bezüglich der von ihnen ausgehenden Effekte auf den Wasserkörper zu betrachten, nicht umgekehrt. Zusammenfassend lassen sich folgende auenrelevante Aspekte innerhalb der WRRL aufzeigen:

- Schutz und Renaturierung von Auen sind von großer Bedeutung um einen guten ökologischen Zustand von Gewässern zu erreichen (Artikel 4 WRRL und Anhang V).

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

- Einige der hierfür geltenden Qualitätselemente können nur in intakten Flussauen erreicht werden.
- Anhang VI der WRRL nennt die „Neuschaffung und Wiederherstellung von Feuchtgebieten“ als ergänzende Maßnahme im Maßnahmenprogramm. Die Anwendung dieser Maßnahmen wird u. a. davon abhängig sein, wie gut die Wirkung eines Feuchtgebietes auf die Qualitätskomponenten und andere Kriterien für den guten Zustand nachgewiesen werden kann. Von Bedeutung ist hierbei die Frage, welche Funktionen der Auen die Kriterien des guten Zustandes nach WRRL erfüllen.
  - In naturschutzrechtlich geschützten Bereichen (z.B. Natura 2000, NSGs) sind die relevanten Entwicklungsziele zu berücksichtigen (Artikel 6 WRRL und Anhang IV). Allerdings gibt es keine ausdrückliche Verpflichtung, diese Ziele zu erreichen.
  - Die ökonomischen Anforderungen innerhalb der WRRL (Artikel 9 WRRL und Anhang III) beinhalten auch eine Berücksichtigung der Effekte von Auen (Horlitz 2002, Petry et al. 2003).
  - Zur Erreichung eines 'Guten Zustands des Grundwasser' (Artikel 4 WRRL und Anhang V) sind Auswirkungen auf grundwasserabhängige Landökosysteme ausgehend vom Grundwasserkörper auszuschließen.

### Beitrag von RIVA zur Wasser- rahmenrichtlinie

Auenlebensräume sind, wie zahlreiche Studien (z. B. Hügin & Henrichfreise 1992, Böhnke 2002, Leyer 2002, Scholz et al. 2005a) und auch die vorangegangenen Buchkapitel zeigen, von Überschwemmung und Trockenphasen gekennzeichnet, werden aber auch maßgeblich von zeitweise hoch anstehenden Grund-

wasserständen charakterisiert. Auen sind demnach unter bestimmten Voraussetzungen Bestandteil von Grund- und Oberflächenwasserkörpern. Insbesondere die Darstellung und die Überwachung grundwasserabhängiger Landökosysteme kann ein mögliches Einsatzfeld für die Anwendung des Indikationssystems sein. Die mit dem Indikationssystem abgedeckten Biotoptypen werden auch in der Standardbiotoptypenliste für Deutschland als grundwasserabhängige Landökosysteme geführt. Dabei sind eindeutig die Flutrinnentypen sowie das Nasse und Wechselfeuchte Grünland benannt. Die Messungen im RIVA-Projekt für die Standorte der Mittleren Elbe untermauern diese Einstufung. Sowohl das Mesophile Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz als auch mit Glatt-  
hafer weisen hingegen während der Vegetationsperiode im 7-jährigen Mittel relativ große Grundwasserflurabstände auf (vgl. Buchkap. 7.4), so dass hier eine Einstufung als grundwasserabhängig nur bedingt, je nach Standort, gegeben ist. Da bei den grundwasserabhängigen Lebensraumtypen allerdings die Grundwasserflurabstände über das ganze Jahr in die Betrachtung eingehen und sie zeitweise auch auf Standorten des Mesophilen Grünlands groß sind (vgl. Buchkap. 5.1), sollten sie unbedingt mit in Betrachtungen aufgenommen werden. Für alle Biotoptypen gilt, wenn die vorgefundenen Indikatorarten bei wiederholten Erfassungen steigende Grundwasserflurabstände indizieren, von einer Beeinträchtigung durch einen Eingriff in das oberflächennahe Grundwassersystem ausgegangen werden muss, was in diesem Fall gleichzeitig eine Habitatveränderung und eben eine Veränderung der Artengemeinschaft bedeuten würde. Bisher beschränkt sich das Indikationssystem auf die jährliche Überflutungsdauer



und den mittleren Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode, doch können mit den vorhandenen Daten Erweiterungen auf weitere ökologische Schlüsselparameter in Auen erfolgen.

Neben der Ableitung von Biotop-typen ist eine Bestimmung der grundwasserabhängigen Landökosysteme auch über Bodentypen möglich (Erftverband 2002, Lutosch et al. 2002). Das bedeutet, dass sämtliche Ökosysteme, die durch Bodentypen geprägt sind, bei denen die charakteristischen Prozesse der Bodenentwicklung grundwasserbestimmt sind, als grundwasserabhängige Landökosysteme zu bezeichnen sind. Bei dieser Betrachtung auf Auen wären damit sämtliche Teile, die von typischen Auenböden wie Vegen, Rambeln, Tschernitzen sowie deren Übergängen zu Gleyen und Niedermooren geprägt sind, als grundwasserabhängig zu definieren (vgl. Buchkap. 5.2). Die genannten typischen Auenböden sind neben der Überflutungsdynamik an eine starke Grundwasserdynamik (Schwankungshöhen bis 4 m) gebunden (vgl. Scheffer & Schachtschabel 2002). Allerdings lassen die in bodenkundlichen Kartenwerken enthaltenen Bodentypen in der Regel keinen Rückschluss darauf zu, ob die bodenbildenden Prozesse rezent oder relik-tisch sind, mithin auch nicht darauf, ob es sich um eine „aktive“ Aue handelt oder nicht. Die genannten pedo-genetischen Aspekte machen deutlich, dass in Bezug auf Auen eine wie in der WRRL verankerte einseitig grundwasserbezogene Systemdefinition zu kurz greift, da gerade Auen und Auenböden immer sowohl grund- als auch oberflächenwasser-abhängig sein können.

### 9.2.5 Ausblick

Die untersuchten Lebensräume in diesem Buchkapitel sind auf fünf Grünlandlandtypen der Mittleren Elbe beschränkt. Trockenrasen, Uferbe-reiche, Sukzessionsflächen oder Au-enwälder sind im Indikationssystem bisher nicht betrachtet worden. Um die komplette Bandbreite an Lebens-raumtypen mit dem Anspruch einer möglichst flächendeckenden Bear-beitung eines Untersuchungsgebietes zu entsprechen, sollte das Indi-kationssystem auch auf diese Lebens-raumtypen ausgeweitet werden.

Der Einsatz der Indikation mit Organismen im Vergleich zu Mes-sungen von hydrologischen Stand-ortfaktoren zeigte, dass eine Indika-tion (insbesondere mit Pflanzen) sehr zeit- und kostengünstig arbei-tet. Allerdings werden für planerische Aufgaben nicht alle bewertungsrele-vanten Umweltfaktoren abgedeckt. Andererseits können mit geringem zusätzlichem Aufwand weitere be-wertungsrelevante Informationen gewonnen werden, die bisher in Pla-nungen häufig unberücksichtigt blei-ben, da sie ohne ein Indikationssys-tem nur mit großem Aufwand gewon-nen werden können. Die Anwen-dung sollte sich, wie bei anderen In-strumenten auch, an der jeweiligen Fragestellung und der Genauigkeit der benötigten Ergebnisse orientie-ren.

Um das Indikationssystem auch im Rahmen der FFH-Lebensraum-erfassung anwenden zu können, sind momentan durch die hier ver-wendete Erfassungsmethode Gren-zen gesetzt. Da in die FFH-Offen-landerfassung nur Präsenz-Absenz-daten eingehen, das Indikationssys-tem aber auf Abundanzen basiert, ist eine Anwendung des Indikations-systems für solche Datensätze nicht möglich. Abhilfe könnte geschaffen

## RIVA - Ergebnisse in der Anwendung

werden, indem in den Gebieten, in denen hydrologische Standortfaktoren wesentlich sind (insbes. Auengebiete), klassische Vegetationsaufnahmen regelmäßig mit erhoben werden bzw. die Eignung von Präsenz-Absenzdaten für das Indikationssystem getestet wird.

Die Indikationsergebnisse selbst stellen keine Bewertung da. Sie zeigen wertfrei einen Umweltzustand der hydrologischen Verhältnisse an. Erst durch die Zuweisung eines Wertmaßstabes lassen sich diese Ergebnisse bewerten. Die in der Wasserwirtschaft gebräuchlichen Verfahren, dass mit einem ökologischen Referenzzustand bei einmaliger Erfassung bewertet wird, erscheint für die Bewertung hydrologischer Werte nicht sinnvoll, da wir für diese in der Regel nicht in der Lage sind, einen geeigneten Referenzzustand festzulegen. Falls es als wesentlich erachtet wird, solche Referenzzustände festzulegen, sollten sie für einzelne Flusssysteme und Naturräume entwickelt werden. Erste Hinweise darauf gibt Koenzen (2005). Eine Einigung der Fachwelt auf optimale Referenzzustände für hydrologische Parameter halten wir für schwierig, da gerade ökologische Referenzzustände sehr stark in einem räumlichen, zeitlichen und insbesondere auch historischen Kontext zu sehen sind, sowie im Hinblick

auf starke anthropogene Überformungen. Unter diesem Gesichtspunkt besteht ein Vorteil des Indikationssystems darin, mit vergleichsweise geringem Aufwand durch wiederholte Anwendung zeitliche Veränderungen der Grundwasser- und Überflutungsverhältnisse festzustellen und damit Veränderungen bewerten zu können. Eine entsprechende Anwendung wird auch im Rahmen von Erfolgskontrollen gesehen. So können die Indikationsergebnisse aus einem Gebiet mit den Indikationsergebnissen späterer Jahre verglichen werden. Je nachdem, wie der ökologische Zustand zum Zeitpunkt der Erfassung über Umweltqualitätsziele bewertet wurde, lassen sich die Indikationsergebnisse für einen Vorher-Nachher-Vergleich nutzen und auch bewerten.

Die einfache und in der Landschaftsplanung weit verbreitete Methode, Biotoptypen anhand von vorgegebenen oder abgeleiteten Wertzuweisungen mittels Umweltqualitätsstandards und Umweltqualitätszielen zu bewerten, wird empfohlen. Durch die Verknüpfung der Biotoptypen mit hydrologischen Eigenschaften, hier mit indizierten Werten, lassen sich wesentliche Umweltfaktoren, die das Vorkommen dieser Lebensraumtypen und somit auch den Wert beeinflussen, schnell und einfach darstellen.

## 8 Bewertung der auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt mit Biotoptypen - Beispiel für Hochskalierung

### *Lässt sich auf großskaliger Landschaftsebene eine auentypische Arten- und Lebensraumvielfalt bewerten?*

FISCHER, C., DAMM, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HARRIS, R.M.B., HOFFMANN, T.G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H., MEHL, D., PODSCHUN, S.A., RUMM, A., STAMMEL, B & **SCHOLZ, M.** (2019): The "Habitat Provision" index for assessing floodplain biodiversity and restoration potential as an ecosystem service—method and application. *Front. Ecol. Evol.* 7, art. 483. [doi.org/10.3389/fevo.2019.00483](https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00483)

Naturnahe Flussauen stellen einen Hotspot der Biodiversität dar. Allerdings haben anthropogene Eingriffe über Jahrhunderte hinweg an Flüssen und Auen zum Verlust der für Auen typischen Lebensraumvielfalt und angepassten Flora und Fauna geführt. Um schützenswerte Bereiche, auch Verluste und Potenziale zu quantifizieren, wird auf Grundlage von Biotoptypen ein Index entwickelt, der die funktionale und strukturelle Qualität von Fluss- und Auenhabitaten einbezieht. Die Analyse basiert auf öffentlich zugänglichen biotischen und abiotischen Daten, die auf lokaler und regionaler Ebene erhoben werden (z.B. Biotoptypenkartierungen, FFH-Lebensraumtypen-Kartierung oder Artdaten). Die hier entwickelte Bewertungsmethode stellt ein Beispiel für eine auf Auen angepasste Wertindikation dar. Sie besteht aus drei Schritten: Zunächst erfolgt eine Bewertung auf Biotoptyp-Ebene anhand etablierter Bewertungskriterien (z. B. Grundwasserabhängigkeit, gesetzlicher Schutzstatus, Regenerierbarkeit). Zweitens werden die einzelnen Lebensräume anhand spezifischer Qualitätsmerkmale (z. B. Vorkommen geschützter Vögel oder Rückstau einfluss) bewertet. Schließlich werden diese Werte innerhalb von 1-km-Auenkompartimenten gewichtet und nach ihrer räumlichen Ausdehnung aggregiert. Der Index beschreibt mit einem fünfstufigen Wert, der die Bedeutung eines Auenbereichs für typische Arten und Lebensräume von "sehr hoch" (=5) bis "sehr gering" (=1) darstellt. Ziel dieses "Habitatbereitstellungsindex" ist es, Planern und Entscheidungsträgern ein Werkzeug an die Hand zu geben, mit dem sie die Auswirkungen von vergangenen oder zukünftigen Maßnahmen im Kontext auch mit anderen Ökosystemleistungen vergleichen und analysieren können. Der methodische Ansatz wurde für zwei Flussabschnitte getestet: die Nahe und am Oberrhein. Die Leistungsfähigkeit des Indexes wird durch den Vergleich der aktuellen Bedingungen (Status Quo) mit zwei verschiedenen Handlungsoptionen dargestellt. Der Index wird validiert und es wird gezeigt, dass er sensitiv auf verschiedene Auenmanagementszenarien reagiert.

## 9 Diskussion und Empfehlungen für Praxis und Forschung

### 9.1 Entwicklung und Verbesserung bestehender Indikationssysteme in Auen

Die Komplexität von Auenökosystemen erfordert die Entwicklung und Anwendung von Indikationssystemen, um mögliche Risiken ökologischer Veränderungen frühzeitig zu erkennen. Wie in Kapitel 2 dargestellt, existieren bereits zahlreiche Indikationssysteme für Fließgewässer. Um die methodischen Ansätze zur Bioindikation und ihre Eignung für praktische Anwendungen einzuschätzen, werden verschiedene Herangehensweisen der biologischen Indikation in Gewässerlandschaften und Auen anhand von Literaturbeispielen vorgestellt. Die Bioindikation wird in fünf Kategorien eingeteilt, die zu drei Hauptgruppen zusammengefasst werden: 1. Klassifikation, 2. Zustandsindikation mit 2.1 Umweltindikation und 2.2 Biodiversitätsindikation, 3. Bewertungsindikation mit 3.1 Wertindikation und 3.2 Zielindikation. Besonders weit finden Indikationssysteme im aquatischen Bereich Anwendung. Die meisten der vorgestellten Bioindikationssysteme für Flusslandschaften gehören zu den Umweltindikator- oder Wertindikator-kategorien. Weiterhin stellte sich heraus, dass die meisten sich auf Fließgewässer beziehen; nur ein kleiner Teil der vorgestellten Indikationssysteme wurde speziell für Flussauen, also auch explizit für den semiaquatischen Bereich entwickelt, die zum Teil nur regional einsetzbar und bisher nicht für einen standardisierten und robusten Einsatz getestet sind. Einige von ihnen sind Teile anerkannter Bewertungsmethoden, wie beispielsweise RIVPACS, BEAST, AUSRI-VAS oder der Saprobienindex, die in Kanada, Australien, Großbritannien und auf dem Europäischen Kontinent für Fließgewässer Anwendung finden (REYNOLDSON et al. 1995, NORRIS & NORRIS 1995, CLARKE et al. 2003, ROLAUFFS et al. 2004, DZIOCK et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009d). Sie werden derzeit im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie zur Bewertung des guten ökologischen Zustands von Gewässern herangezogen (EG 2000). Allerdings decken die meisten dieser Systeme auf der Grundlage von Wasserwirbellosen, Wasserpflanzen oder Fischen nur den aquatischen Bereich ab (vgl. DZIOCK et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009d).

Die nur zeitweise überschwemmten Auen mit ihrer Flora und Fauna werden dabei nicht oder nur wenig berücksichtigt. Andere Indikationssysteme, wie zum Beispiel die Ellenberg'schen Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001), charakterisieren unter anderem die für Auen wichtigen Feuchtigkeitsverhältnisse, wurden ursprünglich jedoch explizit nicht für Auen entwickelt. So zeigen AMARELL & KLOTZ (2009), dass die Ellenberg'schen Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001) und das Feuchttypensystem nach LONDO (1975) sich auch auf die dynamischen Auen übertragen lassen. Allerdings stoßen sie auf Grenzen bei einer quantitativen Betrachtung hydrologischer Leitparameter in Auen. Entsprechende auf Tierarten beruhende Indikationssysteme für Auen waren bisher ebenfalls kaum verfügbar.

Pionierschritte für die Entwicklung von Indikationssystemen zur Erfassung von ökologischen Veränderungen in Auen, die auf Beziehungen zwischen abiotischen Standortbedingungen, Vorkommen von Artengemeinschaften und biologischen Eigenschaften von Arten basieren (functional assessment approach), erfolgten für Französische Flussauensysteme von CASTELLA & SPEIGHT (1996), DOLÉDEC et al. (1996), STATZNER et al. (2001) und GAYRAUD et al. (2003). Die Erfahrungen aus diesen Projekten dienten letztendlich zur Entwicklung der im Verbundprojekt RIVA ausgewählten Vorgehensweise. Großer Wert wurde deshalb auf eine zwischen allen Fachdisziplinen abgestimmte Methodenentwicklung von der Probenahmenplanung bis hin zur Modellierung gelegt (siehe Kap. 3, HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009a). Insbesondere die biotischen Auswertungen im RIVA-Projekt (FOECKLER et al. 2006, 2009a, GERISCH et al. 2006, SCHANOWSKI et al. 2009, AMARELL & KLOTZ 2009) wären ohne eine solche strikte Herangehensweise unmöglich gewesen. Sie erlaubt eine Verknüpfung der hydrologischen und bodenkundlichen Standortcharakteristika (BÖHNKE & GEYER 2009, BÖHNKE 2003, RINKLEBE et al. 2009) mit den biologischen Artengruppen und damit einen wesentlichen Fortschritt in der Bioindikation und konnte insbesondere für Pflanzen in dieser Arbeit nochmals nachvollziehbar dargestellt werden (SCHOLZ et al. subm). Dieses Zusammenspiel erleichterte die Entwicklung eines Indikationssystems, das schwer zu erfassende hydrologische Parameter anhand von Organismen nicht nur qualitativ, sondern quantitativ indiziert.

Das dieser Arbeit zugrundeliegende Indikationssystem (FOLLNER & HENLE 2006, 2009) verwendet Pflanzen, Weichtiere (Schnecken und Muscheln) und Laufkäfer, um die beiden für Auen wichtigen hydrologischen Standortparameter „jährliche Überflutungsdauer“ und „mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationszeit“ für den Bereich der Mittleren Elbe quantitativ zu indizieren. Das RIVA-Indikationssystem zeichnet sich durch eine im Rahmen der Messgenauigkeit liegende Güte sowie eine zeitliche und räumliche Übertragbarkeit für die untersuchten Standorte an der Mittleren Elbe aus. Unter den verwendeten Artengruppen erreicht die Indikation mit Pflanzen die beste Messgenauigkeit und Übertragbarkeit, gefolgt von den Weichtieren und Laufkäfern. Vermutlich liegt dies in der geringen Mobilität von Pflanzen sowie von Schnecken und Muscheln begründet (FOLLNER & HENLE 2006, 2009). Daraus kann gefolgert werden, dass mobilere Arten, wie zum Beispiel Laufkäfer hingegen bessere Indikatoren für sich schnell ändernde Umweltparameter darstellen, wie beispielsweise für die Bodenfeuchtigkeit zum Fangzeitpunkt, oder das räumliche Zusammenwirken verschiedener Standortfaktoren.

## **9.2 Bedeutung der Art-Umwelt-Beziehungen als Grundlage für die Entwicklung von Indikationssystemen in Auen**

Das Hoch- und Niedrigwassergeschehen eines Flusses bestimmt die mögliche Nutzung der Aue. Zusammen sind sie, das hydrologische Regime und die Nutzung, die bestimmenden Leitparameter für das Ökosystem Aue und ihrer Biozönosen, das sich nur über die Betrachtung von langen Zeitreihen näherungsweise erklärt. Die Ergebnisse aus Felduntersuchungen in einem Zeitraum von nur zwei Jahren können deshalb nur einen kleinen Ausschnitt der Abläufe im Ökosystem Aue abbilden.

Im RIVA-Verbundprojekt wurde versucht, den relativ kurzen Bearbeitungszeitraum durch statistische Berechnungen über die langjährige Häufigkeit von Hoch- und Niedrigwasserphasen auszugleichen. Zusätzlich war es von großem Vorteil, dass das Überflutungsgeschehen der Elbe in den beiden Untersuchungsjahren aus einem sehr feuchten und einem sehr trockenen Jahr bestand, so dass das natürlicherweise stark variierende Abflussgeschehen in diesem kurzen Zeitraum mit berücksichtigt werden konnte (BÖHNKE & FOLLNER 2002, FOLLNER & HENLE 2006, 2009).

Unter den mehr als 300 gemessenen bzw. abgeleiteten Umweltvariablen (Kap. 3, HENLE et al. 2006) konnten 10 identifiziert werden, die geeignet sind, die Verteilungsmuster von Pflanzen, Laufkäfern und Mollusken in den untersuchten Auenwiesen zu erklären (RINK & RINK 2009): Sieben Variablen – die jährliche Überflutungsdauer in Tagen, der mittlere und maximale Grundwasserflurabstand sowie seine Amplitude, die maximale Überflutungshöhe, die Standardabweichung der Amplitude zwischen Überflutungsmaximum und maximalem Grundwasserflurabstand sowie die Anzahl der Überflutungsereignisse – messen verschiedene Eigenschaften des hydrologischen Regimes, die anderen drei sind: Entfernung zu permanenten Wasserflächen, durchschnittlicher Sandgehalt und die effektive Kationenaustauschkapazität. Aber auch weitere Umweltvariablen tragen zur Erklärung der Vorkommen bei, beispielsweise bei den Mollusken der Streuanteil und die Nutzung auf den Probeflächen (FOECKLER et al. 2006, 2009a). Insbesondere für Pflanzen konnte am Beispiel der Schöneberger Wiesen bei Steckby die Beziehung von Artvorkommen und ausgewählten Umweltparametern nachvollziehbar dargestellt werden (SCHOLZ et al. subm., Kap. 4. Insgesamt besitzen auch hier die für naturnahen Auen bestimmenden hydrologischen Standorteigenschaften den höchsten Erklärungsanteil für das Vorkommen von Pflanzenarten, so dass sich in Anlehnung DUFRÊNE & LEGENDRE (1997) Indikatorarten für drei verschiedene hydrologische Standorte einer Auenwiese ableiten lassen und die Auswahl der im RIVA-Indikationssystem verwendeten Pflanzenarten als Indikatoren bestätigten.

Aufbauend auf dem im RIVA-Projekt entwickelte Probeflächendesign konnten Untersuchungen der ökologischen Auswirkungen des Augusthochwassers 2002 an der Mittleren Elbe und der extremen Trockenheit 2003 auf Fauna und Flora erarbeitet werden. So bestand die Möglichkeit auf mehrjährige Datensätze für verschieden Artengruppen aus Auengrünland der Mittleren Elbe zurückzugreifen. Auswertungen der durchgeführten Untersuchungen zeigen (ILG et al. 2008, Kap. 5), dass solche Extremereignisse zum Teil einen drastischen Einfluss auf die Fauna und Flora des betroffenen Gebietes ausüben. Einerseits fielen zahlreiche Arten aus, die anscheinend nicht an extreme Sommer Hochwasserereignisse zu einer Zeit, in der regelmäßig Niedrigwasser herrscht, oder an über Monate anhaltende Trockenheit adaptiert sind. Andererseits erfolgte eine Neubesiedlung durch Arten mit geeigneten Besiedlungs- und Anpassungsstrategien (ILG et al. 2008, 2009, FOECKLER et al. 2009b, GERISCH et al. 2011, 2012a,b). Auf die Vegetation scheinen die beiden Extremereignisse deutlich geringere Auswirkungen gehabt zu haben, allerdings zeigte sich gerade auf den meist seltener überschwemmten Flächen des mesophiles Grünlandes ein Jahr nach dem Hochwasser ein deutlicher Rückgang der mittleren Artenzahlen, der sich aber in den Folgejahren schnell wieder erholte bzw. sogar über das Ausgangsniveau einstellte (GLÄSER et al 2009, SCHOLZ et al. 2017b).

### **9.3 Beurteilung der Übertragbarkeit des RIVA-Indikationssystems auf Biotoptypen**

Das dieser Arbeit zugrunde liegende Indikationssystem ermöglicht zwei wesentliche Umweltfaktoren (Grundwasserflurabstand während der Vegetationszeit und jährliche Überflutungsdauer im siebenjährigen Mittel) für Arten und Lebensgemeinschaften in Auen auf relativ einfache Weise mit Pflanzen, Laufkäfern und Mollusken zu erfassen (FOLLNER & HENLE 2009). Insbesondere die Pflanzen zeigten bei den verschiedenen Gütetests zur zeitlichen und räumlichen Übertragbarkeit gegenüber den Mollusken und Carabiden die besten Ergebnisse (FOLLNER & HENLE 2006, 2009, FOLLNER et al. 2010). Da Pflanzen darüber hinaus als relativ leicht zu erfassende Organismengruppe und Indikatoren auch für naturschutzfachliche und planerische Fragestellungen Verwendung finden, wurden sie in dieser Arbeit als Indikatorgruppe ausgewählt, um den Anwendungsbezug des RIVA-Indikationssystems zu testen. Da zunächst im RIVA-Projekt die Güte der Indikationsergebnisse mit der Gesamtheit aller Probeflächen getestet wurde, bestand für naturschutzfachliche und planerische Fragestellungen die Notwendigkeit, dass eine Indikation auch auf ökologischen Raumeinheiten (im folgenden Biotoptypen) innerhalb eines Untersuchungsgebietes mit einem verringerten Erfassungsaufwand anwend-

bar sein sollte. Das RIVA-Indikationssystem wurde auf der Grundlage von zweifachen Beprobungen im späten Frühjahr und Spätsommer entwickelt. Deshalb lag es nahe, das RIVA-Indikationssystem auf der Grundlage von einmaligen Vegetationsaufnahmen auf Biotoptypen in seiner Güte zu testen. Die Probeflächen des Hauptuntersuchungsgebietes konnten fünf Biotoptypen (Flutrinnen tiefer Standorte, Flutrinnen mit Rohrglanz-Gras, Nasses und Wechselfeuchtes Grünland, Mesophiles Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz und Mesophiles Grünland mit Wiesen-Glatthafer) zugeordnet werden. Die gemessenen und indizierten Werte für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand lagen in allen Biotoptypen eng beieinander. Sie zeigten auch die Gradienten dieser Standortfaktoren in der betrachteten Auenwiese nach. Signifikante Unterschiede zwischen indizierten und gemessenen Werten traten nur bei der Indikation des Grundwasserflurabstandes auf höheren, selten überfluteten Standorten auf. So zeigt die Indikation für den trockensten Biotyp, die Glatthafer-Wiesen, nur an, dass die Grundwasserflurabstände tiefer liegen als die Wurzeln der Grünlandarten reichen. Für Grünlandarten gemäßiger Breiten wurden Wurzeltiefen bis etwa 2,6 m nachgewiesen (CANADELL et al. 1996, SCHENK & JACKSON 2002).

Ein Vergleich der Indikationsergebnisse bei verschiedenen Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen zeigte, dass die einmalige oder zweimalige Beprobung und die Flächengröße selbst wenig Einfluss auf die Indikationsqualität hat (SCHOLZ et al. 2009b, Kapitel 6). Bei keinem Biotyp ist eine Abnahme der Güte der Indikationsergebnisse mit abnehmender Flächengröße zu erkennen. Größere Unterschiede treten nur beim Grundwasserflurabstand im Nassen bis Wechselfeuchten Grünland auf, wo mit kleiner werdender Fläche auch die Indikationsgenauigkeit abnimmt. Eine auf 4 m<sup>2</sup> oder 1m<sup>2</sup> verringerte Flächengröße verursacht also meist nur geringe Unterschiede in Vergleich zu den Indikationsergebnissen der 100 m<sup>2</sup> Flächen. Dies liegt wahrscheinlich an der Auswahl der Indikatorarten, die in der Regel sowohl eine hohe Stetigkeit als auch Deckung in den betrachteten Biotoptypen aufweisen (FOLLNER & HENLE 2006, vgl. Kapitel 6, SCHOLZ et al. 2009b). Somit lassen die üblichen Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen von 1 m<sup>2</sup> bis 4 m<sup>2</sup>, die verwendet werden, um einen Bestand zu beschreiben und vegetationskundlich zu klassifizieren, den Einsatz des Indikationssystems zu. Bei Flächengrößen über 100 m<sup>2</sup> muss damit gerechnet werden, dass die Qualität abnimmt, da kleinflächige Vegetationsausprägungen mit unterschiedlichen Standortverhältnissen in die Indikation eingehen können.

Auch der Test der räumlichen Übertragbarkeit anhand der Daten der Nebenuntersuchungsgebiete bestätigte die Qualität, aber auch die Grenzen der Indikation auf Biotypenebene. So ergaben sich für die Flutrinnen mit Rohrglanzgras-Röhricht in Sandau bei der Überflutungsdauer und das Mesophile Grünland mit Wiesen-Fuchsschwanz in Wörlitz beim Grundwasserflurabstand signifikante Unterschiede zwischen gemessenen und indizierten Werten. Die in



Wörlitz im Mesophilen Grünlandes deutlich geringer indizierten Grundwasserflurabstände im Vergleich zu den gemessenen weisen auch hier auf die bereits diskutierten Grenzen Indikation hin, da wahrscheinlich die Wurzeln nicht mehr den Grundwasserstand erreichen.

Ähnlich gute Ergebnisse konnten auch mit dem Test der zeitlichen Übertragbarkeit erzielt werden, indem die Mess- und Indikationsergebnisse aus den Jahren 1998 und 1999 aus den RIVA-Projekt neueren Mess- und Indikationsergebnissen aus den Jahren 2003, 2004 und 2005 aus dem HABEX-Projekt gegenübergestellt wurden (FOLLNER et al. 2009). Insbesondere trifft auch hier die Indikation des Grundwasserflurabstandes im Mesophilen Grünlandes auf seine Grenzen, da wahrscheinlich auch hier die Wurzeln nicht mehr den Grundwasserstand erreichen.

Insgesamt ist zu empfehlen, dass mit einer größeren Anzahl an Probeflächen und gemessenen hydrologischen Werten aus dem Bereich der Mittleren Elbe und auch weiteren Flusssystemen Übertragbarkeitstests wiederholt werden.

#### **9.4 Benötigter Erfassungsaufwand biologischer Probennahmen für die Verwendung der Indikation im Vergleich zu hydrologischen Messungen**

Ein wesentlicher Aspekt für die Praxis ist der benötigte Erfassungsaufwand biologischer Probennahmen für die Verwendung der Indikation im Vergleich zu hydrologischen Messungen. Der Einsatz der Indikation mit Organismen im Vergleich zu Messungen von hydrologischen Standortfaktoren zeigte, dass eine Indikation (insbesondere mit Pflanzen durch Vegetationsaufnahmen) sehr zeit- und kostengünstig arbeitet (Kap. 7, SCHOLZ et al. 2009c). Es können mit geringem zusätzlichem Aufwand erste hydrologische bewertungsrelevante Informationen gewonnen werden, die bisher in Planungen häufig unberücksichtigt bleiben, da sie ohne ein Indikationssystem nur mit großem Aufwand gewonnen oder modelliert werden können. Allerdings werden mit dem Indikationssystem für planerische Aufgaben nicht alle bewertungsrelevanten Umweltfaktoren abgedeckt. Die Anwendung sollte sich, wie bei anderen Instrumenten auch, an der jeweiligen Fragestellung und der Genauigkeit der benötigten Ergebnisse orientieren.

## **9.5 Übertragbarkeit der Indikationsergebnisse von der einzelnen Probefläche auf ein Untersuchungsgebiet**

Um die Frage zu beantworten, wie das Indikationssystem für eine Schnellansprache hydrologischer Umweltfaktoren mit Hilfe der Vegetation genutzt werden kann, war zu klären, wie die Ergebnisse von einzelnen Probeflächen auf ein Untersuchungsgebiet räumlich übertragen werden können (Kapitel 7, SCHOLZ et al. 2009c). Eine Herangehensweise ist die Habitateignungsmodellierung und Überführung in Entscheidungshilfesysteme (z.B. FOLLNER et al. 2005, RINK & RINK 2009, FUCHS et al. 2009). Mit solchen Habitateignungsmodellen können die Verbreitung von Arten und die Auswirkungen veränderter Umweltfaktoren auf deren Verbreitung flächig abgebildet werden (z.B. BAUFELD 2005, ROSENZWEIG & HETTIRCH 2006). Leider ist die Entwicklung von Habitateignungsmodellen sehr kosten- und zeitaufwendig und findet deshalb im Anwenderalltag im Gegensatz zur hydrologischen Modellierung bisher immer noch kaum Verwendung. Die fehlende Brücke zu größeren Raumeinheiten können vegetationskundlich abgeleitete Biotoptypen darstellen. In SCHOLZ et al. (2009b, Kap. 6) konnte gezeigt werden, dass auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen der RIVA-Probeflächen die Indikationsgüte bezogen auf Biotoptypen insgesamt akzeptable Ergebnisse erzielt. Somit ist auch mit diesen Punktinformationen der betrachteten Biotoptypen eine flächige Darstellung quantitativer Angaben zur Überflutungsdauer und zum Grundwasserflurabstand auf komplette Vegetations- oder Biotoptyperfassungen in einem Auenwiesengebiet mittels gebräuchlicher GIS-Anwendungen möglich. Beispielhaft erfolgte eine solche räumliche Darstellung hydrologischer Standortfaktoren mit der Berechnung der Indikation von Vegetationsaufnahmen, die im Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiesen bei Steckby unabhängig von den RIVA-Probeflächen mit Daten aus den Jahren 1998 erhoben wurden. Die Zuordnung der Indikationsergebnisse zu Biotoptypen ermöglicht daher die entsprechenden hydrologischen Eigenschaften für einen Biotoptyp konkret zu beschreiben und auf die erfasste Ausdehnung zu beziehen sowie ggf. Rückschlüsse und Maßnahmen auf das zu betrachtende System vorzunehmen (Kap. 7, SCHOLZ et al. 2009c).

## **9.6 Anwendungsfelder der Umweltindikationsergebnisse**

Für die Anwendung von Indikationssystemen in vielen naturschutzfachlichen Fragestellungen ist eine Grundvoraussetzung, dass die Ergebnisse in ein naturschutzfachliches Bewertungssystem überführt werden. Die Bewertung selber hat sich an den entsprechenden Planungen, den Schutzziele und den jeweiligen Auswirkungen zu orientieren, die bewertet werden sollen.

Das Einsatzfeld des RIVA-Indikationssystems ist für die naturschutzfachliche Anwendung in Auen dann bewertungsrelevant, wenn Grundwasserflurabstände und Überflutungsdauern entscheidend für das Vorkommen der zu betrachtenden Arten, Habitate oder Biotoptypen sind und diese möglicherweise in nächster Zukunft Veränderungen unterliegen. So ist im Rahmen einer Eingriffsbewertung von Strombaumaßnahmen die Darstellung der Wirkung auf Grundwasserstände und Überflutungsdauern und somit auch auf das Vorkommen von Auenarten von essentieller Bedeutung. Für eine Bewertung von Auswirkungen im Rahmen von Monitoring und Erfolgskontrollen ermöglicht das Indikationssystem eine Schnellansprache dieser für Auen wichtigen Umweltfaktoren (Kap. 6, SCHOLZ et al. 2009c).

Für eine naturschutzfachliche bzw. planerische Anwendung ist von Bedeutung, welche Möglichkeiten bestehen, diese Umweltindikation neben einer Analyse der Standorte auch als Grundlage für eine Bewertung und Zielableitung für Maßnahmen für verschiedene naturschutzfachliche Aufgaben zu nutzen. Die meisten der hier betrachteten Auenlebensräume sind im Rahmen der Europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie oder als gesetzlich geschützte Biotope nach Landes- und Bundesrecht geschützt bzw. werden im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie als „grundwasserabhängige Landökosysteme“ erfasst und sind damit per se unter Schutz gestellt. Sie besitzen somit eine sehr hohe planerische und naturschutzfachliche Relevanz. Das Indikationssystem selbst kann mit Auswertungsmethoden der Felddaten zur Erfolgskontrolle bzw. Monitoring verknüpft werden, insbesondere wenn Vegetationsaufnahmen vorhanden sind. Da insbesondere hydrologische Eigenschaften wesentliche Umweltparameter in auentypischen Lebensräumen sind, ist ihre Darstellung und für eine Sicherung als auch Förderung eines günstigen Erhaltungszustandes von zentraler Bedeutung.

Um das Indikationssystem auch im Rahmen der FFH-Lebensraumtypenerfassung anwenden zu können, sind momentan durch die hier verwendeten Erfassungsmethoden Grenzen gesetzt. In die FFH-Offenlanderfassung und Bewertung gehen formal nur Präsenz-Absenzdaten ein (z. B. LAU 2010). So ist eine grobe Einschätzung der Standortverhältnisse beispielsweise über die Zuordnung von Ellenbergwerten wie Feuchte- oder Nährstoffzahlen möglich. Das Indikationssystem basiert aber auf Deckungsgraden, die über Vegetationsaufnahmen ermittelt werden. Eine Anwendung des RIVA-Indikationssystems ist somit für Präsenz- Absenzdaten bisher nicht möglich. Da im Rahmen eines bundesweiten Monitoringsystems für FFH-Lebensraumtypen auch gezielt klassische Vegetationsaufnahmen auf eingemessenen Untersuchungsgebieten in der Praxis empfohlen werden, könnten so für auentypische Lebensraumtypen, in denen hydrologische Standortfaktoren wesentlich sind, das RIVA-Indikationssystem zum Einsatz kommen.

Die Indikationsergebnisse selbst stellen keine Bewertung dar. Sie zeigen wertfrei einen Umweltzustand der hydrologischen Verhältnisse an. Erst durch die Zuweisung eines Wertmaßstabes lassen sich diese Ergebnisse bewerten. Die in der Wasserwirtschaft gebräuchlichen Verfahren, dass mit einem ökologischen Referenzzustand bei einmaliger Erfassung bewertet wird, erscheint für die Bewertung hydrologischer Werte in Auen nicht sinnvoll, da wir für diese nur mit großem Aufwand in der Lage sind, einen geeigneten Referenzzustand festzulegen (SCHOLZ et al. 2009c, Kap. 7). Falls es als wesentlich erachtet wird, solche Referenzzustände festzulegen, sollten sie für einzelne Flusssysteme und Naturräume entwickelt werden. Erste Hinweise für Auentypen auf Landschaftsebene für einen potenziell natürlichen Auenzustand gibt KOENZEN (2005). In Verbindung mit dem Aufbau eines gekoppelten Grundwasser-Oberflächenwassermodells (vg. RIEDEL et al. 2017) könnten so die für Auen sehr komplexen hydrologischen Verhältnisse als naturnaher Referenzzustand räumlich konkretisiert werden. Eine Einigung in der Fachwelt oder auch vor Ort auf optimale Referenzzustände für hydrologische Parameter werden aktuelle noch für sehr schwierig gehalten, da gerade ökologische Referenzzustände sehr stark auch in einem räumlichen, zeitlichen und insbesondere auch historischen Kontext zu sehen sind, sowie im Hinblick auf starke anthropogene Überformungen, die alle großen Flussauen Deutschlands aufweisen (vgl. BRUNOTTE et al. 2009, BMU & BfN 2021).

Die einfache und in der Landschaftsplanung weit verbreitete Methode (z.B. BIERHALS et al. 2004, v. DRACHENFELS 2010, FINCK et al. 2017), Biotoptypen anhand von vorgegebenen oder abgeleiteten Wertzuweisungen für verschiedene Landschaftsfunktionen mittels Umweltqualitätsstandards und Umweltqualitätszielen (im Falle des Arten- und Biotopschutzes beispielsweise über die Kriterien Seltenheit, Natürlichkeit, Abhängigkeit von extremen Standorteigenschaften) zu bewerten, wird empfohlen (SCHOLZ et al. 2009c, Kapitel 7, FISCHER et al. 2019, Kapitel 8). Unter diesem Gesichtspunkt besteht ein Vorteil des Indikationssystems darin, mit vergleichsweise geringem Aufwand durch wiederholte Anwendung beispielsweise im Rahmen von Erfolgskontrollen zeitliche Veränderungen der Grundwasser- und Überflutungsverhältnisse in entsprechenden Biotoptypen festzustellen. So können die Indikationsergebnisse aus einem Gebiet mit den Indikationsergebnissen späterer Jahre verglichen werden. Je nachdem, wie der ökologische Zustand zum Zeitpunkt der Erfassung über Umweltqualitätsziele bewertet wurde, lassen sich die Indikationsergebnisse für einen Vorher-Nachher-Vergleich nutzen und auch bewerten.

## **9.7 Bewertung von auentypischer Arten- und Lebensraumvielfalt auf Landschaftsebene**

Um letztendlich die Brücke auch zu großskaligen Fragestellungen im Auenmanagement zu betrachten, die insbesondere die Bewertung einer auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt im Sinne einer Wertindikation zum Ziel haben, wurde mittels regionalen oder lokaler Daten eine Bewertungsmethode zur Einschätzung von auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt entwickelt und für Auenabschnitte am Oberrhein und der Nahe getestet, um sie im Vergleich mit anderen Ökosystemfunktionen und -leistungen einschätzen zu können (FISCHER et al. 2019, Kapitel 8). Die Analyse und Auswertung erfolgte in Anlehnung an BRUNOTTE et al. (2009) für 1-km-Auensegmente auf Grundlage regional verfügbarer und flächendeckender Datensätze. Im Rahmen des RESI-Projektes (River Ecosystem Service Index) konnte dieser Ansatz methodisch auf rezente Aue und Altaue entwickelt werden (PODSCHUN et al. 2018, FISCHER et al. 2019).

Insbesondere aus der Verknüpfung von Biotoptypenerfassungen, Lageinformationen einzelner Biotope in der Aue, zum Beispiel ob sie in Rückstaubereichen liegen, wurde die sogenannte Habitatfunktion ermittelt. Sie stellt eine Maßzahl für eine auentypische Arten- und Lebensraumvielfalt der Kultur- als auch Naturlandschaft dar, die im hier ausgewählten Beispiel für Handlungsoptionen von Deichrückverlegungsmaßnahmen versus Hochwasserflutpolder am Oberrhein oder der Umsetzung eines Gewässerentwicklungsraumes an der Nahe bzw. ihrer Aue getestet wurde. Durch die Anwendung dieses Indexes konnten Verbesserungen aber auch Verschlechterungen zum Ist-Zustand gezeigt werden.

## 10 Ausblick

### 10.1 Übertragbarkeit innerhalb des Elbeeinzugsgebietes und auf andere Flusssysteme

Für die räumliche Übertragbarkeit der Bioindikation sind Beziehungen zwischen dem Vorkommen bzw. der relativen Häufigkeit von Arten und Standortfaktoren von Bedeutung. In der Regel werden diese Beziehungen als korrelative Zusammenhänge gemessen. Solche korrelativen Zusammenhänge werden als Habitateignungsmodelle bezeichnet (MÜHLENBERG et al. 1996). Sie stellen in der Regel auch die einzige Möglichkeit dar, für zoologische aber auch floristische Daten flächenhafte Extrapolationen vornehmen zu können (SETTELE et al. 1996). Habitatansprüche können sich allerdings naturräumlich ändern, und Indikationssysteme müssen diese Unterschiede berücksichtigen (vgl. RIECKEN 1990, HENLE & KAULE 1991). Bisher ist nur teilweise bekannt, in welchem Ausmaß diese Unterschiede in den ökologischen Ansprüchen einer Art zwischen Flusssystemen auftreten. Auffassungen hierzu sind konträr (z.B. HENRICH-FREISE 1996) und die Thematik bedarf noch einer vergleichenden Auswertung vorhandener Untersuchungen sowie systematischer Vergleichsuntersuchungen (HENLE et al. 2006).

Im Gelände gewonnene Ergebnisse gelten generell zunächst einmal nur für die untersuchten Gebiete. Eine Übertragung über den Untersuchungsraum hinaus ist stets mit Unsicherheiten verbunden. Umfasst eine Untersuchung räumliche Wiederholungen, am besten über experimentelle Versuchsansätze (CAUGHLEY & GUNN 1996, HENLE 1996), sind die Ergebnisse eher generalisierbar, als wenn keine oder nur einzelne Wiederholungen vorliegen.

Auch die Übertragung auf relativ ähnliche Gebiete birgt weniger Risiken von Fehlschlüssen als die Übertragung auf stärker standörtlich abweichende Gebiete. Im RIVA-Projekt wurde versucht, diesen Anforderungen mit einem Hauptuntersuchungsgebiet und zwei Nebenuntersuchungsgebieten als Vergleichsflächen sowie zwei Geländejahren mit insgesamt 4 bzw. 6 Beprobungen Rechnung zu tragen. Dabei zeigte sich sowohl eine gute zeitliche wie räumliche Übertragbarkeit des Indikationssystems insgesamt von FOLLNER & HENLE (2006, 2009) als auch auf der Ebene von Biotoptypen (SCHOLZ et al. 2009b, Kap. 6). Da die Testflächen im gleichen Naturraum liegen, ist davon auszugehen, dass die Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt auf andere Auenabschnitte der Mittleren Elbe übertragbar sind. Allerdings beschränkt sich ihre Aussagekraft bislang auf Auengrünland im Überschwemmungsbereich.

Die im RIVA-Projekt abgeleiteten Indikatorarten können im Naturraum potenziell auch auf Auengrünland in der inaktiven Auen (Altaue), insbesondere in Bereichen mit starkem Qualmwassereinfluss, vorkommen. Es ist allerdings noch zu prüfen, ob die Indikationsergebnisse auf solche Standorte übertragbar sind. Die Frage, inwieweit die festgestellten Indikatoren auch auf

Grünlandstandorte von anderen mittel- und osteuropäischer Flüsse genutzt werden können, sollte in künftigen Forschungsprogrammen ebenfalls eine hohe Priorität erhalten.

Die Zusammensetzung von Arten und Lebensgemeinschaften unterscheidet sich in der Regel aufgrund naturräumlicher Bedingungen und der biogeographischen Entwicklung zwischen Flusssystemen. Daher lassen sich eher zentrale Prozesse und Steuerfaktoren sowie die Reaktion bestimmter ökologischer Anspruchstypen auf unterschiedliche Flusssysteme übertragen als das Vorkommen einzelner Arten oder die Zusammensetzung von Artengemeinschaften. Beispielsweise belegen STATZNER et al. (2001), dass Strömungsverhältnisse in europäischen Flüssen so prägend sind, dass biologische Anpassungsmerkmale (traits) von Arten oder Artengruppen an diese Verhältnisse zur Indikation hervorragend geeignet sind, auch wenn die Artzusammensetzung von Flusssystem zu Flusssystem stark variiert. Ergebnisse aus den Donau-Auen haben ebenfalls gezeigt, dass eine Analyse der biologischen Eigenschaften der Weichtierfauna generelle Prognosen für andere Flussauensysteme möglich machen sollte und einen viel versprechenden Ansatz mit erheblichem Weiterentwicklungspotenzial darstellt (RECKENDORFER et al. 2006). Auch an der Mittelelbe konnten bereits umfangreich Erkenntnisse mittels der Analyse von biologischen Eigenschaften von Arten und auentypischen Standortverhältnisse gesammelt werden. Für die untersuchten Arten scheinen die folgenden biologischen Eigenschaften von besonderer Bedeutung zu sein: für Schwebfliegen Ernährungstyp, Mikrohabitateigenschaften und Überflutungstoleranz (DZIOCK 2006, 2009), für Mollusken Größe, Fortpflanzungsstrategie, Überflutungstoleranz, Feuchtigkeitsbedarf und Ernährungsweise (FOECKLER et al. 2006, 2009a, ILG et al. 2011), für Laufkäfer Größe und Fortpflanzungsstrategie (GERISCH 2011), für Pflanzen Lebensformen, Blattausdauer, Blattanatomie und Speicherorgane (AMARELL & KLOTZ 2009). Eine Übertragbarkeit auf andere Flussauensysteme dies Analysen und auch die Umsetzung als Indikationssystem für eine praktische Anwendung im Naturschutz in Auen stellen spannende zukünftige Herausforderungen für eine anwendungsorientierte auenökologische Forschung dar.

Das Indikationssystem mit Arten ist bisher auf Auengrünland der aktiven Aue im Naturraum Mittelelbe anwendbar, jedoch sind die untersuchten Lebensräume auf fünf Grünlandlandtypen der Mittleren Elbe beschränkt. Um alle Lebensräume der Elbaue komplett abbilden zu können, ist die gleiche Untersuchungsintensität (Artengruppen als auch Standorteigenschaften) und Auswertung zur Entwicklung von Indikationssystemen für weitere Biotoptypen insbesondere Uferbereiche, Auenwald und Auengewässer, aber auch Sukzessionsbereiche oder Trockenrasen in der aktiven Aue anzustreben. Zusätzlich ist eine Ausweitung auch auf anthropogen stark beeinträchtigte Auenbereiche, wie der inaktiven Aue oder auf staugeregelte Bereiche (beispielsweise der Saale oder der tschechischen Elbe), erforderlich.

Die im RIVA-Projekt vorgeschlagene methodische Herangehensweise (HENLE et al. 2006, Kapitel 3) kann hierfür als Richtschnur dienen und ist für die Entwicklung von Indikationssystemen in anderen Flussgebieten – sowie bedingt auch in anderen Ökosystemtypen – übertragbar.

## **10.2 Monitoring ökologischer Veränderungen in Auen**

Gesellschaftliche Aktivitäten haben weitgehende Auswirkungen auf alle Ökosysteme und ihre Arten und Lebensgemeinschaften. Besonders betroffen sind Auenlandschaften (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005, BECK et al. 2006, NEßHÖVER et al. 2007). So wird bereits seit Jahren der Bedarf nach Bewertungs- und Monitoringinstrumenten zur Einschätzung ökologischer Veränderungen in Auen betont (z.B. FOECKLER 1991, DIEPOLDER & FOECKLER 1994, KNOBEN et al. 1995, EEA 2003, KOENZEN 2005). Um diesem Bedarf gerecht zu werden, sollten Beobachtungsnetzwerke in Flussauenökosystemen eingerichtet werden. Für Deutschland fehlen solche Netzwerke bisher weitgehend.

Um letztendlich auch ökologische Veränderungen auf Auenökosysteme fachlich fundiert zu dokumentieren und zu prognostizieren, sind neben einem Monitoring von Umwelteigenschaften, insbes. hydrologischer Faktoren in der Aue als auch ein Monitoring von naturschutzrelevanten Artengruppen als Indikatoren über längere Zeiträume notwendig. Solch ein biologisches Monitoring wird in Auen nur selten vorgenommen und beschränkt sich meist auf Erfassungen von zwei max. drei Jahren im Rahmen von Forschungsarbeiten und greift meist zu kurz. Ein gezieltes Auenmonitoring, wie es in der Schweiz im Rahmen des Aueninventars auf repräsentativen Auenstandorten seit mehreren Jahren erfolgt, könnte hier erste Hinweise zum Aufbau eines Monitoringprogrammes für auentypische Arten und Lebensräume auf Landschaftsebene geben (THIELEN et al. 2002, RUST-DUBIÉ et al. 2006).

Ein häufiges Hindernis für langjährige Vergleiche ökologischer Veränderungen in Auen stellt das Fehlen von Rahmendaten dar, die in einer standardisierten Form auf georeferenzierten Probeflächen erhoben wurden. Die Umsetzung des im RIVA-Projekt entwickelten Probedesign vermied solche Probleme und bildet eine ausgezeichnete methodische Ausgangsbasis für Analysen kurz- und langfristiger Veränderungen in Auen. So wurde das im RIVA-Projekt entwickelte Probeflächendesign für Untersuchungen der ökologischen Auswirkungen des Augusthochwassers 2002 an der Mittleren Elbe und der extremen Trockenheit 2003 auf Fauna und Flora genutzt. So bestand die Möglichkeit auf mehrjährige Datensätze für verschieden Artengruppen aus Auengrünland der Mittleren Elbe zurückzugreifen. Für andere Flussauen, aber allem auch weitere Auenlebensräume wie Altwässer, Auenwälder oder Ufer sind solche Daten momentan nicht in der entsprechenden zeitlichen und räumlichen Auflösung vorhanden.



Obwohl umfangreiche methodische Anforderungen zur Erfassung und Bewertung für sämtliche FFH-Arten und -Lebensraumtypen auf Bundesebene entwickelt wurden (z.B. SCHNITTER et al. 2006, SACHTELEBEN & BEHRENS 2010), fehlt aufgrund des Bearbeitungsmaßstabes meist der Abgleich zu den in Auen wesentlichen hydrologischen Standortbedingungen. Auch die Bearbeitungsintensität weicht bisher von Land zu Land ab. Des Weiteren ist je nach Artengruppe und Lebensraum eine Bestandsaufnahme in einer detaillierteren räumlichen und zeitlichen Auflösung in Auen erforderlich, die im Vergleich zur regelmäßigen Überwachung nach FFH-Richtlinie abweichen kann. Auch sollten in einem Auenmonitoring solche Organismengruppen hinzugezogen werden, die insbesondere als Indikatoren für die hohe hydrologische und hydromorphologische Dynamik Rückschlüsse auf die sich daraus ergebende Populationsdynamik und auenspezifische Biodiversität ermöglichen. Erste Hinweise werden bei ÖKON in KOENZEN (2005), DZIOCK et al. (2006), SCHOLZ et al. (2005, 2009a) oder HENLE et al. (2006, Kap. 3) gegeben. Da ein Monitoring von Arten und Lebensräumen mit hohen Anforderung an standardisierte Methoden und einer umfangreicher Berücksichtigung von Standortfaktoren nicht innerhalb der gesamten Auen zu realisieren ist, wäre dies nur in einer ausreichend großen Anzahl an Referenzgebieten bzw. Probeflächen in verschiedenen Flussgebiete umsetzbar. Hierzu stellt die Festlegung der Probeflächen durch ein geschichtetes (stratifiziertes) Zufallsstichprobenverfahren eine Voraussetzung dar, um repräsentative Daten in Monitoringprogrammen zu erhalten (z.B. die Ökologische Flächenstichprobe – ÖFS – HOFFMANN-KROLL et al. 2000 oder die ökosystemare Umweltbeobachtung – SCHÖNTHALER et al. 2004). Die inhaltliche Ausgestaltung kann durch eine abgestimmte Verknüpfung mit bundes- bzw. landesweiten Programmen erfolgen (DDA-Vogelmonitoring: z.B. SUDFELD et al. 2010, FFH-Monitoring: z.B. SACHTELEBEN & BEHRENS 2011 oder auch biologisches Monitoring nach WRRL), die gezielt mit auenspezifischen Parametern und Stichproben zu erweitern sind und darüber hinaus auch für die Ermittlung von wichtigen prozessbestimmenden Merkmalen zur Quantifizierung von auenrelevanten Ökosystemleistungen ermöglicht (SCHOLZ et al. 2012). Erforderlich ist allerdings, dass solche ausgewählte Flächen sorgfältig zu georeferenzieren sind, so dass sie problemlos bei künftigen Erfassungen wieder lokalisiert werden können. Moderne Global Positioning Systeme (GPS) erleichtern die Einhaltung dieser Bedingung erheblich. Aufgrund kleinräumiger Heterogenitäten in Auen, die sich deutlich auf hydrologische Leitparameter auswirken können, ist das Wiederauffinden von Dauerbeobachtungsflächen deshalb von besonderer Bedeutung.

Ein mittelfristiges Ziel auf deutschlandweiter Ebene sollte deshalb die Einrichtung eines Netzwerkes zum Auenmonitoring sein, dass die Erfassung einer auentypischen Biodiversität als eine gemeinsame Initiative von verschiedenen Akteuren aus haupt- und ehrenamtlichem Na-

turschutz, aber auch aus der Forschung betrachtet. Nur auf einer solchen Grundlage aufbauend, lassen sich belastbare Angaben zum Zustand und möglichen Entwicklungstrends ableiten, die letztendlich auch für eine Erfolgskontrolle von Maßnahmen wertvolle Hinweise geben.

### **10.3 Weitere Entwicklungen**

Der zweite, gerade erst publizierte Auenzustandsbericht für Deutschland hat gezeigt, dass der Zustand der Flussauen in Fläche und Qualität nach wie vor ungünstig ist und ein großer Handlungsbedarf zur Renaturierung von Flussauen besteht (BMU & BfN 2021). Gleichzeitig konnten aber auch Aktivitäten zur Auenrenaturierung von fast 170 umgesetzten Vorhaben hervorgehoben werden. So wurden beispielsweise ca. 4.200 ha Altaue durch Deichrückverlegungen wieder an das Überflutungsgeschehen angeschlossen. Insgesamt bleibt dieser Zugewinn allerdings weit hinter der Zielstellung der Nationalen Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung zurück, wo mindestens 10% mehr an Überflutungsauen bis 2020 gefordert wurde (BMU 2007). Aus dieser Sicht, aber auch den Herausforderungen, die aus Klimawandel und einem häufigeren Auftreten von Extremereignissen entstehen (HARRIS et al. 2020, WIRTH et al. 2021), steigt der Druck Renaturierungsmaßnahmen und ein Auenmonitoring im großen Stil in nächster Zukunft umzusetzen und die bereits auf die Weg gebrachten Programme wie Blaues Band oder Bundesprogramm Biologische Vielfalt weiter mit Leben zu füllen.

Gleichzeitig steigt daher auch der Bedarf nach robusten Indikations- und Bewertungssystemen, die eine Evaluierung und Erfolgskontrolle solcher Maßnahmen standardisiert mittels Organismen über lange Zeiträume ermöglichen. Solche Verfahren fehlen bislang. Die Erfahrungen aus dem RIVA-Projekt mit einem mittlerweile in Folgeprojekten weitergeführte Datensatz für Pflanzen, Laufkäfern und Mollusken stellen bereits wesentliche Grundlagen dar, Wirkungen von Extremereignissen zu analysieren und Empfehlungen für eine gezielte Evaluierung von Maßnahmen zu machen. So konnten die Erfahrungen aus dem RIVA-Projekt beispielsweise in verschiedene Verbundprojekte wie TERENO-Mittelelbe zu Deichrückverlegungen (SCHOLZ et al. 2009f) oder der Wilden Mulde – Revitalisierung einer Wildflusslandschaft (SCHRENNER et al. 2020, SCHULZ-ZUNKEL et al. 2017), der Lebendige Luppe - Dynamisierung eines urbanen Auenwaldgebietes (SCHOLZ et al. 2018), MediAN zum Kohlenstoffvorrat in Hartholzauenwäldern (LUDEWIG et al.) oder Auen für die Elbe (KLEINWÄCHTER et al. 2020) eingebracht werden, um die jeweiligen Praxispartnern in der Maßnahmenplanung und -umsetzung, zur Erfolgskontrolle und zur Evaluierung zu unterstützen.

Eine weitere Fortentwicklung eines organismenbasierten Indikationssystems für Auen stellt derzeit das BioAu-Projekt dar, einem FuE-Vorhaben des BfNs, dass zum einen Leitbilder zur

Habitat- und Artenausstattung für die bundesweit beschriebenen Abschnittstypen der Fluss- und Stromauen erstellt und zum anderen ein biozönotisches Bewertungsverfahren entwickelt, um die biologische Wirksamkeit“ von Renaturierungen im Hinblick auf unterschiedliche Zielvorstellungen mittels wertgebender Arten für Auenschlüsselhabitats darstellt und den Mehrerfolg für den Naturschutz so veranschaulicht. Mit Hilfe dieses Verfahrens soll zukünftig eine biologische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen auf mehreren Bewertungsebenen standardisiert mit vermindertem Erfassungsaufwand ermöglicht werden. Bisher wurden für diesen Ansatz die Artengruppen Amphibien, Gefäßpflanzen, Land- und Wassermollusken, Laufkäfer und Vögel berücksichtigt (JANUSCHKE et al. 2018, 2021). Ein umfangreicher Praxistest in verschiedenen Flusslandschaften und ein methodischer Abgleich von Schnittstellen mit bereits etablierten Erfassungen im Rahmen des FFH-Lebensraumtypenmonitorings wird als vielversprechende Weiterentwicklung betrachtet.

## 11 Literaturverzeichnis

- AMARELL, U. & KLOTZ, S. (2009): Struktur und Dynamik charakteristischer Pflanzenpopulationen und Vegetationstypen mitteldeutscher Auen als Indikatoren der Standortbedingungen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (Eds.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 171-202.
- AMOROS, C. & PETTS, G.E. (1993): Hydrosystemes fluviaux. Collection d'Ecologie 24: 300 S.
- ARCADIS CONSULT GmbH (2006) Rahmenkonzept für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“. Schwerin, 152 S.  
[http://www.flusslandschaft-elbe.de/upload/downloads/Rahmenkonzept\\_\\_BR\\_\\_Flusslandschaft\\_\\_Elbe-fertig-April-07.pdf](http://www.flusslandschaft-elbe.de/upload/downloads/Rahmenkonzept__BR__Flusslandschaft__Elbe-fertig-April-07.pdf)
- BAUER, H.J. (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. In: LÖLF-Mitteilungen 10 (3): 10-15.
- BAUER, H.J. (1992): Bewertungskriterien für Fließgewässer. In: Friedrich & Lacombe (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Stuttgart, New York: G.Fischer (= Limnologie aktuell, Band) Vol. 3: 35-44.
- BAUFELD, R. (2005): GIS-gestützte Prognose der Biotopentwicklung auf Grundlage von Biotoptypen- und Vegetationserhebungen auf geplanten Rückdeichungsflächen an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. Dissertaion an der Universität Potsdam.  
<https://publishup.uni-potsdam.de/opus4-ubp/frontdoor/index/index/year/2005/docId/220>
- BECK, S., BORN, W., DZIOCK, S., GÖRG, C., HANSJÜRGENS, B., HENLE, K., JAX, K., KOCK, W., NESSHÖVER, C., RAUSCHMAYER, F., RING, I., SCHMIDT-LOSKE, K., UNNERSTALL, H. & WITTMER, H. (2006): Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland. UFZ-Bericht 02/2006: 1-106
- BÖHNKE, R. (2002): Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes. Dissertation, Universität Leipzig, UFZ-Bericht 19/2002.
- BÖHNKE, R. & FOLLNER, K. (2002): Wasserstände in Auen - Möglichkeit der Rückrechnung aus Flusspegel und Wetterdaten. In: Geller W., P. Puncocchar, H. Guhr, W. von Tümpling, J. Medek, J. Smrt'ak, H. Feldmann and O. Uhlmann (2002): Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements; 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B.G. Teubner, Stuttgart, Leipzig, Wießbaden: 267-268.
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (2009): Hydrodynamik. In: Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 101-129.
- BIERHALS, E., v. DRACHENFELS, O. & RASPER, M. (2004): Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 24 (4): 231-240.
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 87, 244 S.
- BMU & BfN - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) 2021: Auenzustandsbericht 2021: Flussauen in Deutschland. Berlin, Bonn 72 S. [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/wasser/Dokumente/AZB\\_2021/AZB\\_2021\\_bf.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/wasser/Dokumente/AZB_2021/AZB_2021_bf.pdf)
- CANADELL, J., JACKSON, R.B., EHLERINGER J.R., MOONEY, H.A., SALA O.E. & SCHULZE, E.-D. (1996): Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. Oecologia 108: 583–595.
- CASTELLA, E. & SPEIGHT, M.C.D. (1996): Knowledge representation using fuzzy coded variables: an example based on the use of Syrphidae (Insecta, Diptera) in the assessment of riverine wetlands. - Ecological Modelling 85: 13-25.
- CAUGHLEY, G. & GUNN, A. (1996): Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science, Cambridge.
- CLARKE, R. T., WRIGHT, J. F. & FURSE, M. T. (2003): RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. Ecological Modelling 160: 219-233.

- CONRADT, T., KOCH, H., HATTERMANN, F. F. & WECHSUNG, F. (2012): Spatially differentiated management-revised discharge scenarios for an integrated analysis of multi-realisation climate and land use scenarios for the Elbe River basin. *Regional Environmental Change*. 12 (3): 633-648.
- DIEPOLDER, U. & FOCKLER, F. (1994): Literaturstudie über die Auswirkungen von Flußstaustufen auf Natur und Umwelt. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, München, 130: 7-49.
- DOLÉDEC, S., CHESSEL, D., TER BRAAK, C.J.F. & CHAMPÉLY, S. (1996): Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*: 3, 143-166.
- DRACHENFELS, O. v. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand: März 2004. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. H. A/4: 1-240, Hildesheim.
- DRACHENFELS, O. v. (2010): Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung: ein Beitrag zur Entwicklung von Standards für Biotopkartierungen, dargestellt am Beispiel von Niedersachsen. Band 47 von Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, NLWKN, Naturschutzinformation, 2010, 325 S.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345–366.
- DZIOCK, F., HENLE, K., FOCKLER, F., FOLLNER, K. & SCHOLZ, M. (2006): Bioindicator systems in floodplains - a review. In: DZIOCK, F., FOCKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & HENLE, K. (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 271-291.
- DZIOCK, F. (2006): Life-history data in bioindication procedures - an example of the hoverflies (Diptera, Syrphidae) in the Elbe floodplain. In: DZIOCK, F., FOCKLER, F., SCHOLZ, M., STAB S. & HENLE, K. (Hrsg.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 91 (4): 341-363.
- DZIOCK, F. (2009): Schwebfliegen als funktionale Bioindikatoren. In: Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & F. Fockler (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 265-288.
- EEA - EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2003): An inventory of biodiversity indicators in Europe, 2002. EEA Technical report No 92, 41 S.
- EG - DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2000): - Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000. ("EU-Wasserrahmenrichtlinie -WRRL").
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. & PAULIBEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 1–262.
- FINCK, P., HEINZE, S., RATHS, U., RIECKEN, U. & SSYMANK, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte Fortgeschriebene Fassung 2017. Münster (Landwirtschaftsverlag).
- FISCHER, C., DAMM, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HARRIS, R.M.B., HOFFMANN, T.G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H., MEHL, D., PODSCHUN, S.A., RUMM, A., STAMMEL, B. & SCHOLZ, M. (2019): The "Habitat Provision" index for assessing floodplain biodiversity and restoration potential as an ecosystem service—method and application. *Front. Ecol. Evol.* 7, art. 483
- FOECKLER, F. (1991): Classifying and Evaluating Alluvial Flood Plain Waters of the Danube by Water Mollusc Associations. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1881-1887.
- FOECKLER, F. & BOHLE, H. (1991): Fließgewässer und ihre Auen - prädestinierte Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum Jülich, erichte aus der ökologischen Forschung Bd 4: 236-266.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT H. & CASTELLA, E. (2006): Suitability of Molluscs as Bioindicators for Meadow- and Flood-Channels of the Elbe-Floodplains. - In: DZIOCK, F., FOCKLER, F., SCHOLZ, M.,

- STAB, S. & HENLE, K. (Eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 94 (4): 314-325.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & CASTELLA, E. (2009a): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnenstandorte der Elbauen. In: SCHOLZ, M., DZIOCK, F., HENLE, K., STAB, S. & FOECKLER, F. (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. – Stuttgart (Ulmer Verlag): 203-243.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., ILG, C. SCHMIDT, H., SCHOLZ, M. & HENLE, K. (2009b): Mollusken im Auengrünland des Biosphärenreservates MittelElbe vor und nach dem extremen Sommerhochwasser 2002. In: *Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 30 Jahre Biosphärenreservat MittelElbe. Forschung und Management im Biosphärenreservat MittelElbe*. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 76-85.
- FOLLNER, K., BAUFELD, R., BÖHMER, H.J., HENLE, K., HÜSING, V., KLEINWÄCHTER M., RICKFELDER, T., SCHOLTEN, M., STAB, S., VOGEL, C. & ZIMMERMANN-TIMM, H. (2005): Ausgewählte methodische Ansätze. In: Scholz, M., S. Stab, F. Dziock & K. Henle (Hrsg.): *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen*. Band 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee/Berlin: 67-102.
- FOLLNER, K. & K. HENLE (2006): The performance of plants, molluscs, and carabid beetles as indicators of hydrological conditions in floodplain grasslands. – *International Review of Hydrobiology* 94 (4): 364-379.
- FOLLNER, K. & K. HENLE (2009): Integration der Indikatoren zu einem Indikationssystem. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. Ulmer Verlag, Stuttgart: 301-318.
- FOLLNER, K., HOFACKER, A., GLÄSER, J., DZIOCK, F., GERISCH, M., FOECKLER, F., ILG, C., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & HENLE, K. (2010): Accurate environmental bioindication in floodplains in spite of an extreme flood event. *River Research and Application*: 26(7): 877-886.
- FREUDENBERG, D. & BROOKER, L. (2004): Development of the focal species approach for biodiversity conservation in the temperate agricultural zones of Australia. In: Henle, K., Margules, C.R., Lindenmayer, D., Saunders, D.A. & C. Wissel (Hrsg.): *Species Survival in Fragmented Landscapes: Where to from now? Special Issue, Biodiversity and Conservation* 13 (1): 253-274.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobien-systems. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung* 23: 141-152
- FUCHS, E., GIEBEL, H., KOFALK, S. & ROSENZWEIG, S. (2009): Verwendung von Prognosemodellen bei wasserwirtschaftlichen Planungen. In: Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & F. Foeckler (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. Ulmer Verlag, Stuttgart: 377-385.
- FÜRST, D. & SCHOLLES, F. (Hrsg.) (2001): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*, Dortmund (Handbücher zum Umweltschutz, 4), Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.
- GAYRAUD, S., STATZNER, B., BADI, P., HAYBACH, A., SCHÖLL, F., USSEGLIO-POLATERA & BACCHI, M. (2003): Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48: 2045-2064.
- GLAESER, J., KONJUCHOW, F. & SCHOLZ, M. (2009): Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Auengrünlandvegetation an der Mittleren Elbe. In: *Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. Forschung und Management im Biosphärenreservat MittelElbe*. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 86-95.
- GERISCH, M., A. SCHANOWSKI, W. FIGURA, B. GERKEN, F. DZIOCK & HENLE, K. (2006): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. In: DZIOCK, F., FOECKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & HENLE, K. (eds.). *Bioindication and functional response in flood plain systems - based on the results of the project RIVA*. *Int. Rev. Hydrobiol.* 91: 326-340.
- GERISCH, M., AGOSTINELLI, V., HENLE, K. & DZIOCK, F. (2012a): More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *OIKOS*. 121(4): 508–515.

- GERISCH, M., DZIOCK, F., SCHANOWSKI, A., ILG, C. & HENLE, K. (2012b): Community resilience following extreme disturbances: the response of ground beetles to a severe summer flood in an central European lowland stream. *River Research and Applications*, 28: 81-92.
- HARRIS, R.M.B., LOEFFLER, F., RUMM, A., FISCHER, C., HORCHLER, P., SCHOLZ, M., FOCKLER, F. & HENLE, K. (2020): Biological responses to extreme weather events are detectable but difficult to formally attribute to anthropogenic climate change. *Sci. Rep.* 10, art. 14067
- HENLE, K. & KAULE, G. (1991): Arten und Biotopschutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum Jülich.
- HENRICHFREISE, A. (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelelbe in Gefahr. - *Natur und Landschaft*, 71, H. 6: 246-248.
- HENLE, K., F. DZIOCK, F. FOCKLER, K. FOLLNER, S. STAB, V. HÜSING, A. HETTRICH, M. RINK & M. SCHOLZ (2006): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains - The Approach of the RIVA Project. - In: DZIOCK, F., F. FOCKLER, M. SCHOLZ, S. STAB & HENLE, K. (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – *International Review of Hydrobiology – Special Issue* - 91(4): 292-313.
- HINTERMANN, U., WEBER, D., ZANGGER, A. & SCHMILL, J. (2002): Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM. Zwischenbericht, Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Schriftenreihe Umwelt Nr. 342, 89 S.
- HÜGIN, G. & HENRICHFREISE, A. (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. *Schr.-R. Vegetationskde* 24: 1-48.
- JANUSCHKE, K., JACHERTZ, H. & HERING, D. (2018): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. BfN-Skripten 484, 86 S.
- JANUSCHKE, K., HERING, D., STAMMEL, B., BRUNZEL, S., SCHOLZ, M., RUMM, A., FOCKLER, F., SATTLER, J., FISCHER, C., MAKIEJ, A. & EHLERT, T. (2021): Biozönotische Auenzustandsbewertung zur Erfolgskontrolle - Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen. *Auenmagazin* 20/2021: 16-24. Im Druck.
- JOHNSON, R.K. (2000): Biodiversity of freshwater assessment and statistical considerations. In: LARSSON, T.B. & ESTEBAN, J.A. (Hrsg.): *Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the Convention on Biological Diversity - CBD*. Swedish Scientific Council on Biodiversity, Swedish Environmental Protection Agency & Ministry of the Environment, Government of Catalonia, Stockholm & Barcelona: 28-29.
- ILG, C., DZIOCK F., FOCKLER, F., FOLLNER, F., GERISCH, M., GLAESER J., RINK A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHER, O. & HENLE, K. (2008): Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. *Ecology* 89: 2392-2398.
- ILG, C., FOCKLER, F., DEICHER, O. & HENLE, K. (2009): Extreme flood events favour floodplain mollusc diversity. *Hydrobiologia* 621: 63-73.
- ILG, C., FOCKLER, F., DEICHER, O. & HENLE, K. (2011): Hydrological Gradient and Species Traits Explain Gastropod Diversity in Floodplain Grasslands. *River Research and Applications* 28 (10): 1620-1629.
- IKSE – INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (2009): Zweiter Bericht über die Erfüllung des „Aktionsplans Hochwasserschutz Elbe“ im Zeitraum 2006 bis 2008. Magdeburg, 96 S.
- KLEINWÄCHTER, M., KÜHNAST, B., BIWER, S., BÖLK, H., EVERS, K., LEUPOLD, D., LINDOW M. & LEHMANN, S. (2020): Lebendige Auen für die Elbe. Kommunikation und Partizipation für eine langfristig erfolgreiche Auenentwicklung. *Natur u. Landschaft* 95 (01): 23-31.
- KNOBEN, R.A.E., C. ROOS & VAN OIRSCHOT, M.C.M (1995): *Biological Assessment Methods for Water-courses*. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment, RIZA report nr.: 95.066: 1-86. <https://unece.org/info/publications/pub/21698>
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. – *Angewandte Landschaftsökologie* 65, 327 S.

- KOFALK, S., SCHOLTEN, M., FAULHABER, P., BAUFELD, R., KLEINWÄCHTER, M., KÜHLBORN, J. & EVERS, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitteilungen der königlichen Prüfanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1: 33–72.
- KÖPPEL, J., BAUER, H.J. & BUCK, W. (1994): Die Auswahl UVP-relevanter Indikatoren bei Maßnahmen an Fließgewässern. In: Grünewald, U.(Hrsg.): Wasserwirtschaft und Ökologie. E. Blottner/ Taunusstein: 109-117.
- KORN, N., JESSEL, B., HASCH, B. & MÜHLINGHAUS, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. BfN-Reihe Naturschutz und biologische Vielfalt, Heft 27.
- LAMBECK, R.J. (1997): Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conservation Biology 11: 849-856.
- LARSSON, T.B. & ESTEBAN, J.A. (2000): Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the Convention on Biological Diversity. – CBD. Swedish Scientific Council on Biodiversity, Swedish Environmental Protection Agency & Ministry of the Environment, Government of Catalonia, Stockholm & Barcelona.
- LARSSON, T.B. (2001): Biodiversity evaluation tools for European forests. Ecological Bulletins 50.
- LAU – LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN- ANHALT (Hrsg) (2001): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt – Landschaftsraum Elbe. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3/2001.
- LAU – LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2010): Kartieranleitung Lebensraumtypen Sachsen-Anhalt, Teil Offenland, zur Kartierung der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand 11.5.2010. [https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik\\_und\\_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Publikationen/Dateien/Kartieranleitungen/Kartieranleitung-Offenland.pdf](https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Publikationen/Dateien/Kartieranleitungen/Kartieranleitung-Offenland.pdf)
- LILLIESKÖLD, M. & SCHERER-LORENZEN, M. (2000): Ecological processes/global change. In: LARSSON, T.B. & ESTEBAN, J.A. (Hrsg.): Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the Convention on Biological Diversity – CBD. Swedish Scientific Council on Biodiversity, Swedish Environmental Protection Agency & Ministry of the Environment, Government of Catalonia, Stockholm & Barcelona: 18-20.
- LINDENMAYER, D. B. (1999): Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies, and monitoring programs. Forest Ecology and Management 115: 277-287.
- LINGEMANN, I., NILSON, E., CARAMBIA, M. & KRAHE, P.(2013): Änderungen des Wasserhaushalts der Elbe im 21. Jahrhundert. In: Zukunft des Wasserhaushaltes im Elbegebiet. BfG Veranstaltungen 6/2013, Bundesanstalt für Gewässerkunde: 47-58.
- LONDO, G. (1975): Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Leersum.
- LUDEWIG, K., ESCHENBACH, A., GRÖNGRÖFT, A., HARTJE, V., HARTMANN, T., HÖPFNER, P., JAHN, A., KLEINWÄCHTER, M., REINFELDER, V., REISDORFF, C., RUSSELL, D.J., SCHOLZ, M., THOMSEN, S. & JENSEN, K. (2017): MediAN – Mechanismen der Ökosystemdienstleistungen in Hartholz-Auenwäldern: Wissenschaftliche Analyse sowie Optimierung durch Naturschutzmanagement. In: Horchler, P., Scholz, M., (Hrsg.) Daten und Modelle: Anwendungen in der Praxis. 7. Auenökologischer Workshop, 16.-18.5.2017 Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz: 78.
- MALTBY, E. (Ed.), BAKER, C.J., BARKER, T., DIGBY, U., HOGAN, D.V. E., MCINNES, R.J., BISHOP, K.H., BLACKWALL, M.S.A., CLÉMENT, B., PAPADIMOS, D., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., SEFERLIS, M., TELLAM, J., VERHOEVEN, J.T.A. & VERHOEVEN, M.L. (2009): Functional Assessment of Wetlands. Towards evaluation of ecosystem services. CRC Press, Boston, 672 p.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis. Washington DC. Island Press.



- MORLEY, S. A. & KARR, J.R. (2002): Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16: 1498-1509.
- MLU – MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (2010): Hochwasserschutzkonzeption des Landes Sachsen-Anhalt bis 2020. – URL: [https://mule.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik\\_und\\_Verwaltung/MLU/MLU/02\\_Umwelt/Wasser/Hochwasserschutz/Hochwasserschutzkonzeption\\_Endfassung-barrierearm.pdf](https://mule.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/MLU/02_Umwelt/Wasser/Hochwasserschutz/Hochwasserschutzkonzeption_Endfassung-barrierearm.pdf)
- NEßHÖVER, C., BECK, S.; BORN, W., DZIOCK, S., GÖRG, C.; HANSJÜRGENS, B.; JAX, K., KÖCK, W., RAUSCHMAYER, F., RING, I., SCHMIDT-LOSKE, K., UNNERSTALL, H., WITTMER, H. & HENLE, K. (2007): Das Millennium Ecosystem Assessment - eine deutsche Perspektive.- *Natur und Landschaft* 82(6): 262-267
- NETTMANN, H.-K. (1991): Zur Notwendigkeit regionalisierter Untersuchungen für den zoologischen Arten- und Biotopschutz. In: Henle, K. & Kaule, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum Jülich: 106-113.
- NIEMELÄ, J., YOUNG, J., ALARD, D., ASKASIBAR, M., HENLE, K., JOHNSON, R. KURTTILA, M., LARSSON, T.-B. MATOUCH, S., NOWICKI, P., PAIVA, R., PORTOGHESI, L., SMULDERS, R., STEVENSON, A., TARTES, U. & WATT, A. (2005): Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe. *Forest Policy and Economics*: 7(6): 877-890.
- NORRIS, R.H. & NORRIS, K.R. (1995): The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Aust. J. Ecol.* 20: 1-6.
- PEARSON, D.L. & CARROLL, S.S. (1999): The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography* 26: 1079-1090.
- PODSCHUN, S.A., ALBERT, C., COSTEA, G., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, C., FISCHER, H., FOECKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HARTJE, V., HOFFMANN, T.G., HORNING, L., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H.D., LINNEMANN, K., MEHL, D., RAYANOV, M., RITZ, S., RUMM, A., SANDER, A., SCHMIDT, M., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., WILDNER, M. & PUSCH, M. (2018): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. Berichte des IGB 31/2018. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin, 187 S.
- PRENDERGAST, J.R. (1997): Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* 20: 210-216.
- PRÜTER J. & EVERS, M. (2001): Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339581. NNA (Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz), Schneverdingen. <http://elise.bafg.de/servlet/is/11/index.html>
- RECKENDORFER, W., BARANYI, C., FUNK, A. & SCHIEMER, F. (2006): Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity: expected effects on aquatic mollusc communities. - *Journal of Applied Ecology* 43: 474-484.
- REYNOLDS, T.B., BAILEY, R.C., DAY, K.E. & NORRIS, R.H. (1995): Biological guidelines for freshwater sediment based on benthic assessment of sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Aust. J. Ecol.* 20: 198-219.
- RIEDEL, J., SAHLBACH, T., SCHOLZ, M., MASUROWSKI, F., KASPERIDUS, H.D., ENGELMANN, R., SEELE, C., MARLOW, F., MANSEL, H., BRÜCKNER, F. & SANDIG, F. (2017): Die Verwendung gekoppelter Modelle in der Planung von Auenrevitalisierungsprojekten am Beispiel des Projektes "Lebendige Lupe" aus dem Bundesprogramm Biologische Vielfalt. The employment of coupled models in the planning of floodplain revitalisation projects based on the example of the "Lebendige Lupe" ("Living Loop") project from the Federal German Bio-Diversity Programme. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10 (12): 750 – 755.
- RINKLEBE, J., FRANKE, C. & NEUE, H.-U. (2009): Verbreitung, Eigenschaften und Klassifikation von Auenböden- Auenbodenformen als Indikatoren für Nähr- und Schadstoffkonzentrationen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 130-153.
- RINK, A. & RINK, M. (2009): Steuerfaktoren und ökologische Muster im Auengrünland des RIVA-Projektes. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 289-300.

- ROBINSON, C.T., TOCKNER, K. & WARD, J.V. (2002): The fauna of dynamic riverine landscapes. – *Freshwater Biology* 47: 661-677.
- ROLAUFFS, P., STUBAUER, I., ZAHRÁDKOVÁ, S., BRABEC K. & MOOG, O. (2004): Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive - Case studies in Austria, Germany and Czech Republic. - *Hydrobiologia* 516: 285-298.
- ROSENZWEIG, S. & HETTRICH, A. (2006): Application of Ecological Submodels of INFORM. In: Focus on Ecology Research - Nova Science, New York. ISBN: 1-59454-492-1
- Riecken, U. (1990): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 32: 1-228.
- RUST-DUBIÉ, C., SCHNEIDER, K. & THOMAS, W. (2006): Fauna der Schweizer Auen. – Bern (Hauptverlag), 214 S.
- SACHTLEBEN, J. & BEHRENS, M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. BfN-Skripten 278.
- SCHANOWSKI, A., FIGURA W. & GERKEN, B. (2009): Laufkäfer als Indikatoren. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen in der Elbaue. – Ulmer-Verlag: 244-264.
- SCHENK, J.H. & JACKSON, R.B. (2002): Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology* 90: 480–494.
- SCHNITZER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & SCHRÖDER, E. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, 370 S
- SCHOLTEN, M., ANLAUF, A., BÜCHELE, B., FAULHABER, P., HENLE, K., KOFALK, S., LEYER, I., MEYERHOFF, J., NEUSCHULZ, F., RAST, G. & SCHOLZ, M. (2005): The Elbe River in Germany - present state, conflicts, and perspectives of rehabilitation. In: BUIJSE, T., KLIJN, F., LEUVEN, R., MIDDELKOOP, H., SCHIEMER, F., THORP, J. & WOLFERT, H. (eds.). The rehabilitation of large lowland rivers. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* (Large Rivers. 15(1-4), 155(1-4): 579-602.
- SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., SCHOLZ, M., HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E. & EGGER, G. (Hrsg.) (2017): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, 498 S.
- SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F. & HENLE, K. (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen - Band 4 der Reihe Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. – Weißensee-Verlag, Berlin.
- SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (2009a) (HRSG.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S.
- SCHOLZ, M., FOLLNER, K. & HENLE, K. (2009b): Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 335-348.
- SCHOLZ, M., FOLLNER, K., FOECKLER, F., DZIOCK, F., SCHMIDT, H., HÜSING, V. & HENLE, K. (2009c): Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts und Umweltplanung. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 386-408.
- SCHOLZ, M., HENLE, K., FOECKLER, F., FOLLNER, K. & DZIOCK, F. (2009d): Biologische Indikationssysteme in Auen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 19-34.
- SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., FUCHS, E., STAB, S. & F. FOECKLER (2009e): Fazit und Ausblick. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 409-417.
- SCHOLZ, M., RUPP, H., PUHLMANN, G., ILG, C., GERISCH, M., DZIOCK, F., FOLLNER, K., FOECKLER, F., GLÄSER, J., KONJUCHOW, F., KRÜGER, F., REGNER, A., SCHWARZE, E., V. TÜMPLING, W., DUQUESNE, S., LIESS, M., WERBAN, U., ZACHARIAS, S. & K. HENLE (2009f): Deichrückverlegungen in Sachsen-Anhalt

- und wissenschaftliche Begleituntersuchungen am Beispiel des Roßlauer Oberluchs In: 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe. Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelelbe. Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 103-115.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & HENLE, K. (Hrsg.) (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124, 257 S.
- SCHOLZ, M., DISTER, E., EHLERT, T., MEHL, D., SCHNEIDER, E., FOCKLER, F., DAMM, C., RUMM, A., KRÜGER, F., SCHULZ-ZUNKEL, C., EGGER, G. & WERLING, M. (2017a): Nutzung, Auenzustand und Renaturierung. In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., SCHOLZ, M., HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt 163: 79 -118.
- SCHOLZ, M., FOCKLER, F., RUMM, A., GERISCH, M., ILG, C., FISCHER, C., LÖFFLER, F. & P. HORCHLER (2017b): Wirkung von Extremhochwasserereignissen - Mittelelbe. IN: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., SCHOLZ, M., HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt 163: 183-192.
- SCHOLZ, M., SEELE, C., ENGELMANN, R.A., HARTMANN, T., HEINRICH, J., HENLE, K., HERKELRATH, A., KASPERIDUS, H.D., KIRSTEN, F., LÖFFLER, F., MASUROWSKI, F., SAHLBACH, T., WIRTH, C. & RIEDEL, J. (2018): Das Projekt Lebendige Luppe – ein Beitrag zur Renaturierung der Leipziger Nord-west-Aue. Auenmagazin (14): 14-21.
- SCHOLZ, M., LÖFFLER, F., ILG, C., GLAESER, J., HARRIS, R. & HORCHLER, P. (subm.): Vascular Plants as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. submitted in *Tüxenia* 7.7.2021
- SCHÖNTHALER, K., MEYER, U., POKORNY, D., REICHENBACH, M., SCHULLER, D. & WINDHORST, W (2004): Ökosystemare Umweltbeobachtung. Vom Konzept zur Umsetzung. Erich Schmidt-Verlag, Berlin, 370 S.
- SCHRENNER, H., SCHULZ-ZUNKEL, C., RAST, G., GAPINSKI, C., ANLANGER, C., BONDAR-KUNZE, E., BRAUNS, M., DZIOCK, F., VON HAAREN, C., HEIN, T., HENLE, K., KASPERIDUS, H.D., KLIMMER, N., KOLL, K., KÖNIG, M., KRETZ, L., KRUMMHAAR, B., SPRÖSSIG, C., SCHNAUDER, I., SENDEK, A., SCHOLZ, M., SEELE-DILBAT, C., NOGUEIRA TAVARES, C., VIEWEG, M., WEITERE, M. & WIRTH, C. (2020): Reflexion des Naturschutz-, Forschungs- und Umweltbildungsprojekts „Wilde Mulde“. Auenmagazin (17): 22 – 27.
- SCHUBERT, R. (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer: Jena. 338 S.
- SCHUBOTH, J. & PETERSON, J. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Sachsen-Anhalts (Stand Februar 2004). Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 37: 20-34.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., RAST, G., SCHRENNER, H., BABOROWSKI, M., BAUTH, S., BONDAR-KUNZE, E., BRAUNS, M., BROMBERGER, S., DZIOCK, F., GAPINSKI, C., GRÜNDLING, R., VON HAAREN, C., HEIN, T., HENLE, K., KAMJUNKE, N., KASPERIDUS, H.D., KOLL, K., KRETZ, L., KRÜGER, F., MÖWS, R., OTTE, M., PUCHER, M., SCHMIDT, C., SCHNAUDER, I., SCHOLZ, M., SEELE, C., NOGUEIRA TAVARES, C., VON TÜMLING, W., VIEWEG, M., WARTHEMANN, G., WEITERE, M., & WIRTH, C. (2017): Wilde Mulde – Revitalisierung einer Wildflusslandschaft in Mitteldeutschland. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 54 , 46 – 65.
- SETTELE, J, MARGULES, C, POSCHLOD, P & HENLE, K. (Hrsg.) (1996): Species Survival in Fragmented Landscapes. Kluwer, Dordrecht
- SPANG, W.D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planung. *Natur und Landschaft* 67: 158-161.
- SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Statistisches Bundesamt & Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe – Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. – Angewandte Landschaftsökologie, Heft 33, Bonn-Bad Godesberg. 262 S.
- STATZNER, B., BIS, B., DOLÉDEC, S. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2001): Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* 2: 73-85.

- SUDFELDT, C., WAHL, J., MITSCHKE, A., FLADE, M., SCHWARZ, J., GRÜNEBERG, C., BOSCHERT, M. & BERLIN, K. (2010): Vogelmonitoring in Deutschland - Ergebnisse und Erfahrungen. – In: DOERPINGHAUS, A., DRÖSCHMEISTER, R. & FRITSCHKE, B. (Bearb.): Naturschutz-Monitoring in Deutschland. Stand und Perspektiven. Naturschutz und Biologische Vielfalt 83: 99-117.
- THIELEN, R., TOGNOLA, M., ROULIER, C. & TEUSCHER, F. (2002): Ergänzung des Bundesinventars der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Technischer Bericht. – Schriftenreihe Umwelt Nr. 341 - Natur und Landschaft.
- TOCKNER, K. & STANFORD, J.A. (2002): Riverine floodplains: present state and future trends. Environmental Conservation 29: 308-330.
- TOCKNER, K., UEHLINGER, U. & ROBINSON, C.T. (eds.) (2009): Rivers of Europe. – Amsterdam (Academic Press), 700 S.
- TSCHARNTKE, T., GATHMANN, A. & STEFFAN-DEWENTER, I. (1998): Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. Journal of Applied Ecology 35: 708-719.
- TÜXEN, R. (1954): Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. Angew. Pflanzensoz. 8 Stolzenau: 64-98.
- TÜXEN, R. & ELLENBERG, H. (1937): Der systematische und der ökologische und der ökologische Gruppenwert. (Zus..) Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. Niedersachsen 3, Hannover. (Zugl. 81.-87.Jahresber. Naturhist. Ges. Hannover.)
- VANNEUVILLE, W., WOLTERS, H., SCHOLZ, M., WERNER, B., UHEL, R., SNOJ, L., GLOBEVNIK, L., MYSIAK, J., SEIJGER, C. & SCHULZ-ZUNKEL, C. (2016): Flood risks and environmental vulnerability: exploring the synergies between floodplain restoration, water policies and thematic policies. EEA Report 1/2016. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 78 S.
- WARD, J.V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. – River Research and Applications 15 (1-3): 125-139.
- WINKELBRANDT, A. (1990): Anforderungen an Bioindikatoren (Tierarten und -gruppen) aus der Sicht von Landschaftsplanung und Fachplanungsbeiträgen von Naturschutz und Landschaftspflege. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32: 75-83.
- WIRTH, C., ENGELMANN, R.A., HAACK, N., HARTMANN, H., RICHTER, R., SCHNABEL, F., **SCHOLZ, M.**, SEELE-DILBAT, C. (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald : ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. Biodiversity conservation and climate change in the floodplain forest of Leipzig. Biologie in unserer Zeit 51 (1): 55-65.
- WYCISK, P. & WEBER, M. (2003): Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe – Westlicher Teil. Weißensee Verlag, Berlin.

## **Anhang 1: Durchführung der Indikation nach FOLLNER & HENLE (2006, 2009)**

Indikationswerte für Belegaufnahmen können in einer Excelanwendung, die SCHOLZ et al. (2009) beiliegt, auf einfache Art und Weise ermittelt werden. Voraussetzung ist eine Vegetationsaufnahme mit Artenliste sowie Abundanzen bzw. Deckungsgraden in %. Die für Pflanzen üblichen Schätzskalen nach BRAUN-BLANQUET (1964) oder LONDO (1976) sind alle anwendbar. Die Artenliste zumindest, die der Indikatorarten muss mit der Nomenklatur der Anwendung identisch sein. Durch kopieren der Belegaufnahme oder Probe in das erste Tabellenblatt stehen umgehend die Indikationswerte für die beiden Umweltparameter zur Verfügung. Bei einer größeren Anzahl an Belegaufnahmen bzw. Proben, wie es in dieser Arbeit der Fall war, kam diese Anwendung nur bei Stichproben zum Einsatz. Stattdessen wurden, wie bei FOLLNER & HENLE (2009) beschrieben, die Berechnung in einem Tabellenprogramm vorgenommen, da so gleichzeitig alle Belegaufnahmen eines Datenblattes berechnet werden konnten, die hier kurz skizziert wird. Diese ist in Excel aber auch in Access umsetzbar.

Die Rohdaten selbst lagen in einer im RIVA-Projekt entwickelten Access-Datenbank vor. Zur weiteren Verarbeitung wurden jeweils für einzelne Beprobungsjahre bzw. Probeflächengrößen die Belegaufnahmen in Exceltabellen überführt, in denen dann die Berechnung der Indikationswerte erfolgen konnte. Es können aber auch andere Tabellenverarbeitungsprogramme zum Einsatz kommen.

Um die Anwendung möglichst praxisnah, also mit geringem Aufwand, zu testen, lagen der Berechnung der Indikationswerte zusammengefasster Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1998 und 1999 mit einer Flächengröße von 100 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup> zu Grunde. Im RIVA-Projekt wurden neben den Vegetationsaufnahmen auf den 100 m<sup>2</sup> Flächen auch solche auf 4 m<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup> sowie im Jahr 2005 auch 100, 25 und 4 m<sup>2</sup> durch den Verfasser durchgeführt. Mit deren Hilfe wurde der Einfluss der Flächengröße auf die Qualität der Indikationsergebnisse untersucht.

Die Berechnung der indizierten Werte der jährlichen Überflutungsdauer und des mittleren Grundwasserflurabstands während der Vegetationsperiode im 7-jährigen Mittel erfolgte entsprechend der bei FOLLNER & HENLE (2009) dargestellten Methode.

Dabei werde Indikationswerte in drei Schritten ermittelt:

1. Ermittlung der Indikatorarten
2. Gewichtung der Abundanzen
3. Berechnung der Indikationswerte für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand

### 1) Ermittlung der Indikatorarten

Das Indikationssystem besteht für jede Artengruppe aus einer gewissen Anzahl von Indikatorarten, die im RIVA-Projekt bestimmt wurden (FOLLNER & HENLE 2009).

In der Rohdatentabelle werden zunächst die Indikatorarten incl. ihrer Deckungsgrade für alle zu betrachtenden Belegaufnahmen ausgewählt. Die Liste der Indikatorarten für insgesamt 19 Pflanzenarten und ihrer Indikationswerte ist Tabelle 2 zu entnehmen. Diese Werte bilden den Ausgangspunkt für die Berechnung der Überflutungsdauer und des Grundwasserflurabstandes pro Probefläche und Jahr.

**Tab. 2: Indikatorwerte der einzelnen Pflanzenarten für die beiden indizierten Umweltfaktoren der jährlichen Überflutungsdauer und des mittleren Grundwasserflurabstands während der Vegetationsperiode im 7-jährigen Mittel (FOLLNER & HENLE 2006, 2009).**

Indikatorart	Überflutungsdauer [Wochen]	Grundwasserflurabstand [m unter Flur]
<i>Iris pseudacorus</i>	33	0.0
<i>Glyceria fluitans</i>	30	-0.2
<i>Eleocharis palustris</i>	30	-0.2
<i>Rorippa amphibia</i>	30	-0.2
<i>Agrostis stolonifera</i>	29	-0.2
<i>Glyceria maxima</i>	28	-0.1
<i>Persicaria amphibia</i> (var. <i>terrestre</i> )	28	-0.3
<i>Galium palustre</i>	27	-0.2
<i>Oenanthe aquatica</i>	26	-0.3
<i>Carex acuta</i>	22	-0.4
<i>Phalaris arundinacea</i>	19	-0.6
<i>Symphytum officinale</i>	13	-0.8
<i>Glechoma hederacea</i>	9	-1.0
<i>Alopecurus pratensis</i>	4	-1.9
<i>Elymus repens</i>	3	-1.8
<i>Galium verum</i>	2	-1.9
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	1	-2.5
<i>Galium album</i>	1	-2.7
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	-2.9

## 2) Gewichtung

Als nächster Arbeitsschritt erfolgt die Gewichtung der Deckungsgrade der einzelnen Arten für alle Vegetationsaufnahmen. Diese Herangehensweise wurde entwickelt, um sie mit den zoologischen Artengruppen vergleichbar zu machen. Für diesen Arbeitsschritt müssen die Deckungsgrade von BRAUN-BLANQUET (1964) oder LONDO (1976) in metrische Maße umgewandelt werden. Diese Umwandlung der Deckungsgrade nach BRAUN-BLANQUET (1964) erfolgt in prozentuale Mittelwerte nach DIERßEN (1990):

$r = 0,01\%$ ,  $+ = 0,02\%$ ,  $1 = 2,5\%$ ,  $2 = 15\%$ ,  $3 = 37,5\%$ ,  $4 = 62,5\%$  und  $5 = 87,5\%$ .

Durch die Nutzung der RIVA-Datenbank, die bereits diese Umrechnung automatisch vornahm, war dieses Vorgehen in diesem Fall nicht mehr notwendig. Mit dieser Transformation können dann die einzelnen Arten nach der von FOLLNER & HENLE (2006 bzw. 2009) vorgeschlagenen Methode in Gewichtungsklassen überführt werden (s. Tab. 3).

**Tab. 3: Die Überführung von Deckungsgraden bei Pflanzen (nach BRAUN-BLANQUET (1964) in Gewichtungen für die Bildung des gewichteten Mittels**

Deckungsgrad nach Braun-Blanquet	Deckungsgrad transformiert nach Dierßen in %	Abundanz-gewichtung
r	≤ 0,1 %	0,5
+	> 0,1% – ≤ 2,5%	1
1, 2 und 3	> 2,5% – ≤ 37,5%	2
4 und 5	> 37,5 %	3

## 3) Berechnung des Indikationswertes

Für jede Indikatorart erfolge als wichtigster Arbeitsschritt jetzt die Berechnung des Indikatorwertes für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand (Tab. 7.4 im Anhang) auf der Grundlage ihrer Häufigkeit (Abundanzgewichtung) nach folgender Formel:

$$Indikatorwert_{Art} = \frac{\sum (Gewichtung \text{ der Art} * \text{Wert des Umweltfaktors})}{\sum Gewichtungen}$$

Für jede Indikatorart wird nun ihr Indikatorwert mit der Gewichtung ihre Abundanz multipliziert. Die Ergebnisse aller Indikatorarten einer Probefläche werden summiert. Die Summe wird geteilt durch die Summe der Gewichtungen der Indikatorarten der Probefläche. Das Ergebnis ist ein Indikatorwert, der ausdrückt, was die auf einer Probefläche vorkommenden Indikatorarten

bezüglich eines indizierten Umweltfaktors aussagen. Indizierte Werte für Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand zusätzlich in Klassen zu überführen, wurde in dieser Arbeit nicht vorgenommen. Für die Darstellung der Ergebnisse erfolgt eine Gruppierung nach Biotoptypen.

## Literatur

- BRAUN-BLANQUET J. (1964) Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. 3rd ed. Springer, Wien-New York.
- DIERßEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 242 S.
- FOLLNER, K. & HENLE, K. (2006): The performance of plants, molluscs, and carabid beetles as indicators of hydrological conditions in floodplain grasslands. *International Review of Hydrobiology* 94 (4): 364-379.
- FOLLNER, K. & HENLE, K. (2009): Integration der Indikatoren zu einem Indikationssystem. In: Scholz, M., Henle, K., Dziöck, F., Stab, S. & F. Foeckler (eds.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. Ulmer Verlag, Stuttgart: 301-318.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33: 61-64.
- SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOECKLER, F. (2009a) (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S.



## **Anhang 2: Literaturverzeichnis zu Buchbeiträgen aus Kapitel 6 und 7**

**Scholz, M.**, Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & F. Foeckler (Hrsg.): Literaturverzeichnis - Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 423-465.

## Literaturverzeichnis

---

- Ad-hoc AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 4) 4. Verb. u. erweiterte Aufl. (Hrsg.): Bundesanstalt für Geowissenschaften u. Rohstoffe u. Geologische Landesämter d. BR Deutschland. E. Schweizerbart, scheinverlagsbuchhandlung, Hannover.
- Ad-hoc AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 5) 5. Aufl. (Hrsg.): Bundesanstalt für Geowissenschaften u. Rohstoffe u. Staatliche Geologische Dienste d. BR Deutschland. E. Schweizerbart, scheinverlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Adis, J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zool. Anz.* 202(374): 177-184.
- AG KABE (2000): Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe (KABE) – Grundlagen zur Einschätzung großräumiger ökologischer Auswirkungen. Bundesamt f. Gewässerkunde Mitt. 7.
- Aldrich, J.H. & F.D. Nelson (1984): Linear Probability, Logit, and Probit Models. Sage Publications, Beverly Hills.
- Altermann, M. & D. Kühn (1994): Vergleich der bodensystematischen Einheiten der ehemaligen DDR mit denen der Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Angewandte Geologie* 40(1): 1-11.
- Altermann, M., Rosche, O., Wiechmann, H. & V. Eisenmann (2001a): Zustand und Eigenschaften der Auenböden sowie deren ökologische Eigenschaften nach Deichrückbau. Endbericht des Teilprojektes 2 Bodenkunde und Ökologie des vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt geförderten Projektes: Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt" (FKZ: 0339576).
- Altermann, M., Wiechmann, H., Rinklebe, J., Rosche, O. & V. Eisenmann (2001b): Zur Klassifikation von Böden in Auen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 96(2): 467-468.
- Altermann M. & J. Rinklebe (2003): Horizontfolgen neu einzuführender Bodensubtypen in Auenlage. Unveröffentlichte Tischvorlage an den Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft.
- Altermann, M., Rinklebe, J., Merbach, I., Körschens, M., Langer, U. & B. Hofmann (2005): Chernozem – Soil of the Year 2005. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168(6): 725-740.
- Amoros, C. & G.E. Petts (1993): Hydro-systèmes fluviaux. *Collection D'Ecologie* 24: 1-300.
- Anacker, U., Gutteck, U. & M. Welker (2003): Schadstoffbelastung in Hochwassersedimenten von Elbe und Mulde. In: *Bodenschutz. Organ d. BVB.* 3,03. Erich Schmidt Verlag: 85-89.
- Anderson, M.J. & A.A. Thompson (2004): Multivariate control charts for ecological and environmental monitoring. *Ecological Applications* 14(6): 1921-1935.
- Andreasen, J.K., O'Neill, V., Noss, R. & N.C. Slosser (2001): Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1: 21-35.
- Andretzke, H. (1995): Auswirkungen von Überschwemmungen auf die Carabidenfauna eines norddeutschen Grünlandgebietes. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.*: 813-818.
- Ant, H. (1963): Faunistische, ökologische und tiergeographische Untersuchungen zur Verbreitung der Landschnecken in Nordwestdeutschland.

## Literaturverzeichnis

- Abh. Landesmuseum Naturkunde. Münster/Westfalen 25: 1-125.
- Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 86.
- Aubert, J., Goeldlin, P. & J.-P. Lyon (1969): Essais de marquage et de reprise d'insectes migrants en automne 1968. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 17(1/2): 140-166.
- Aubertot, J.N., Dürr, C., Richard, G., Souty, N. & Y. Duval (2002): Are penetrometer measurements useful in predicting emergence of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) seedlings through a crust? *Plant and Soil* 241: 177-186.
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. & R. Weiber (1996): *Multivariate Analysemethoden*. Springer Verlag, Berlin.
- Bady, P., Doledec, S., Fesl, C., Gayraud, S., Bacchi, M. & F. Schöll (2005): Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology* 50: 159-173.
- Baltanás, A. (1992): On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos* 65: 484-492.
- Barber, H.S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* 46: 259-266.
- Bardossy, A. (1996): Geostatistische Auswertungen für das Projekt „Ökologische Auswirkungen von Wasserspiegeländerungen im Niederrhein-Grundsatzuntersuchung Vynen/Rees“. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Barkman, J.J., Doing, H. & S. Segal (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Bot. Neerl.* 13: 394-419.
- Barkemeyer, W. (1994): Untersuchung zum Vorkommen der Schwebfliegen in Niedersachsen und Bremen (Diptera: Syrphidae). *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 31: 1-516.
- Barkemeyer, W. (1997): Zur Ökologie der Schwebfliegen und anderer Fliegen urbaner Bereiche (Insecta: Diptera). *Archiv zoologischer Publikationen* 3: 1-187.
- Barkemeyer, W., Drewes, B. & C. Ritzau (2003): Zum Vorkommen seltener und gefährdeter Schwebfliegen in Sachsen-Anhalt. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 47(1): 45-47.
- Barndt, D., Brase, S., Glauche, H., Gruttke, H., Kegel, B., Platen, R. & H. Winkelmann (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) – mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). In: Auhagen, A., Platen, R. & H. Sukopp, H. (Hrsg.): *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Sonderheft 6*, Berlin: 243-275.
- Bathke, M. & E. Brahm (2006): Beispielregion Mittlere Elbe. In: Keienburg, T., Most, A. & J. Prüter (Hrsg.): *Entwicklung und Erprobung von Methoden für die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands. NNA-Berichte* 19(1): 115-128.
- Bathke, M., Brahm, E., Diekmann, M., Drachenfels, O.v., Garve, E., Gehlken, B., Hertwig, R., Horr, C., Isselstein, J. & T. Keienburg (2006): Entwicklung einer Kennartenliste für die ergebnisorientierte Honorierung im Grünland Nordwestdeutschlands. *NNA-Berichte* 19(1): 20-30.
- Bauer, H.J. (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. In: *LÖLF-Mitteilungen* 10(3): 10-15.
- Bauer, H.J. (1992): Bewertungskriterien für Fließgewässer. In: Friedrich & Lacombe (Hrsg.): *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*. G. Fischer, Stuttgart, New York (= *Limnologie aktuell*, Band) Vol. 3: 35-44.
- Baur, W.H. (1998): *Gewässergüte be-*

## Literaturverzeichnis

- stimmen und beurteilen. Parey Buchverlag, Berlin.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2001): Bioindikation der Trophie in Fließgewässern mit Hilfe submerser Makrophyten. Materialien Nr. 102. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2002): Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- BBodSchV (1998): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung mit Erläuterungen. In: Holzwarth, F., Radtke, H., Hilger, B. & G. Bachmann (2000): Bundes-Bodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Handkommentar. 2. Aufl., Bodenschutz und Altlasten. Bd. 5. Erich Schmidt Verlag: 275-448.
- Becher, H.H. (2004): Ist der Konzentrationsfaktor keines aggregierten Bodens als steuernde Größe der mechanischen Druckverteilung in Böden eine Konstante? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 525-531.
- Beck, S., Born, W., Dziock, S., Görg, C., Hansjürgens, B., Henle, K., Jax, K., Kock, W., Nesshöver, C., Rauschmayer, F., Ring, I., Schmidt-Loske, K., Unnerstall, H. & H. Wittmer (2006): Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland. UFZ-Bericht 02/2006.
- Becker, A. & W. Lahmer (Hrsg.) (2004): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 1. Weißensee Verlag, Berlin.
- Becker, A., Behrendt, H. & J. Quast (2004): Ergebnisübersicht, Schlussfolgerungen und Empfehlungen. In: Becker, A. & W. Lahmer (Hrsg.): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 1. Weißensee Verlag, Berlin.
- Begon, M., Harper, J.L. & C.R. Townsend (1990): *Ecology*. Blackwell Scientific Publication. Cambridge, Massachusetts.
- Begon, M., Harper, J.L. & C.R. Townsend (1996): *Ecology – Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science. Oxford.
- Begon, M.E., Harper, J.L. & C.R. Townsend (1998): *Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Benda, L., Poff, N.L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G. & M. Pollock (2004): The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *BioScience* 54(5): 413-427.
- Benzler, J.H. (1981): Vorschläge zur Gliederung der Auenböden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 32: 657-658.
- Berger, H.-J. (1996): Das Pflanzenfressen großer Säugetiere und Gehölzaufkommen – Zusammenhänge und Konsequenzen für die Landschaftspflege. In: Gerken, B. & C. Meyer (Hrsg.): *Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und frühen Kulturlandschaft Europas*. *Natur und Kulturlandschaft* 1: 107-112.
- Berlekamp, J., Boer, S., Graf, N., Hahn, B., Holzhauer, H., Huang, Y., de Kok, J.-L., Lautenbach, S., Maas, A., Mathies, M., van Middelkoop, I., Reimer, S., van der Wal, K.U., Hettrich, A., Hüsing, V. & S. Kofalk (2005): *Aufbau eines Pilot-Decision Support Systems (DSS) zum Flusseinzugsgebietsmanagement am Beispiel der Elbe*. Koblenz: Abschlussbericht mit Anlagen und Software-Paket auf CD. Mitteilung Nr. 10 Projektgruppe Elbe-Ökologie. (Hrsg.): Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Bernotat, D., Schlumprecht, H., Brauns, C. & J. Jebram (2002a): *Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten“*. In: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & U. Riecken: *Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz*. *Schr. R. f. Landschaftspf. u. Naturschutz* 70: 209-217.

## Literaturverzeichnis

- Bernotat, D., Jebam, J., Gruehn, D., Kaiser, T., Krönert, R., Plachter, H., Rückriem, D. & A. Winkelbrandt (2002b): Gelbdruck „Bewertung“. In: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & U. Riecken: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schr. R. f. Landschafts-pfl. u. Naturschutz* 70: 357–407.
- Bertsch, W., Fuchs, E., Giebel, H. & M. Rink (1998): Auswirkungen von Flusswasserstandsänderungen auf das Ökosystem der Flussaue. In: Fachtagung Zukunft der Hydrologie in Deutschland, Themenkomplex „Notwendigkeit integrativer Forschung“: Oberflächenwasser – Grundwasser. *BfG-Mitteilung* 16: 182-191.
- Beutler, A. (1996): Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluss auf Vegetation und Landschaft. In: Gerken, B. & C. Meyer (Hrsg.): *Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und frühen Kulturlandschaft Europas*. *Natur und Kulturlandschaft* 1: 51-106.
- BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2001): *Strukturgüte-Kartierverfahren für Wasserstraßen*. <http://elise.bafg.de/servlet/is/2938>.
- Bierhals, E., Drachenfels, O.v. & M. Rasper (2004): Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 24(4): 231-240.
- Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H. & P. Pretscher (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 55: 1-434.
- Birtele, D., Sommaggio, D., Speight, M.C.D. & M. Tisato (2002): *Syrphidae*. In: Mason, F., Cerretti, P., Tagliapietra, A., Speight, M.C.D. & M. Zapparoli (Hrsg.) *Invertebrati di una foresta della Pianura Padana – Bosco della Fontana*. *Primo contributo. Conservazione Habitat Invertebrati 1-2002*. Gianluigi Arcari Editore, Mantova: 115-118.
- BMBF (2003): *Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002*. *Ergebnisse und Forschungsbedarf*. Tagungsband des Statusseminars des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes. BMBF und UFZ.
- Böcker, R., Kowarik, I. & R. Bornkamm (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. *Verh. Ges. Ökol.* 11: 35-56.
- Boguslawski, E. & K.O. von Lenz (1959): Untersuchungen über mechanische Widerstandsmessungen mit einer Rammsonde auf Ackerböden (2. Mittlg.). *Z. Acker- und Pflanzenbau* 107: 33-48.
- Böhme, W. (1979): Das Kühnelt'sche Prinzip der regionalen Stenözie und seine Bedeutung für das Subspezies-Problem. *Z. zool. Syst. Evolutionsforsch.* 16: 256-266.
- Böhme, F., Rinklebe, J., Staerk, H.-J., Wennrich, R., Mothes, S. & H.-U. Neue (2005): A simple field method to determine mercury volatilisation from soils. *Environmental Science and Pollution Research* 12(3): 133-135.
- Böhnke, R. & S. Geyer (1999): Grundwasserdynamik und -beschaffenheit der Elbauen im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. *Leipziger Geowissenschaften* 11: 145-152.
- Böhnke, R., Heinrich, K. & G. Meyenburg (1999): Untersuchungen zur Charakterisierung der Standorteigenschaften von Auenböden unter besonderer Berücksichtigung der Hydrodynamik und Nährstoffsituation. In: Friese, K., Kirschner, K. & B. Witter (Hrsg): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse*. *UFZ-Bericht* 1/1999: 123-127.
- Böhnke, R. & S. Geyer (2000): Grundwasserdynamik in Auensedimenten der Mittleren Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Böhnke, R. & S. Geyer (2001): Hydrodynamik und Stofftransport in Auen der Mittleren Elbe. In: Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): *Indikation in Auen*. *UFZ-Bericht* 8/2001: 57-60.

## Literaturverzeichnis

- Böhnke, R. & K. Follner (2002): Wasserstände in Auen – Möglichkeit der Rückrechnung aus Flusspegel und Wetterdaten. In: Geller W., Puncocar, P., Guhr, H., von Tümpling, W., Medek, J., Smrt'ak, J., Feldmann, H. & O. Uhlmann (2002): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag, Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden: 267-268.
- Böhnke, R. (2002): Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes. Dissertation, Universität Leipzig, UFZ-Bericht 19/2002.
- Bombosch, S. (1962): Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. Z. angew. Zool. 49: 149-160.
- Bonn, A., Hagen, K. & B. Helling (1997): Einfluß des Überschwemmungsregimes auf die Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften in Uferbereichen der Mittleren Elbe und Weser. Arbeitsber. Landschaftsökologie Münster 18: 177-191.
- Borchert, H. & R. Graf (1988): Zum Vergleich von Penetrometermessungen, durchgeführt bei unterschiedlichem Wassergehalt. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151: 69-71.
- Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E. & K.H. Pollock (1998): Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. Ecology 79: 1018-1028.
- Bournaud, M., Richoux, P. & P. Usseglio-Polatera (1992): An approach to the synthesis of qualitative ecological information from aquatic Coleoptera communities. Regulated Rivers: Research & Management 7 (2): 165-180.
- Bouwma, I., Foppen, M., Ruud, P. & A.J. van Opstal (2003): Ecological corridors on a European scale: a typology and identification of target species. In: Jongman, R. & G. Pungetti (Hrsg.): Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. Cambridge: 94-106.
- BRME – Biosphärenreservatsverwaltung Flusslandschaft Mittlere Elbe (2003): Rahmenkonzept für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“, Entwurf. Bearbeiter ARCADIS Consult AG. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Biosphärenreservatsverwaltung „Flusslandschaft Mittlere Elbe“, Dessau.
- Brabec, K. & K. Szoszkiewicz (2006): Macrophytes and diatoms – major results and conclusions from the STAR project. Hydrobiologia 566: 175-178.
- Bradford, D.F., Franson, S.E., Neale, A.C., Heggem, D.T., Miller, G.R. & G.E. Canterbury (1998): Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Britain rangeland. Envir. Monit. Assess. 49: 1-22.
- Braukmann, U. (1994): Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustands kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. In: Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1993 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie DGL in Coburg, Krefeld: 70-76.
- Braukmann, U. (1995): Macrozoobenthic Bioindicators for Stream Acidification Assessment in Germany. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer Verlag, Berlin, Wien, New York.
- Briemle, G. & H. Ellenberg (1994): Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. Natur und Landschaft 69(4): 139-147.
- Brinkmann, R. (1998): Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/98.
- Brinson, M.M. (1993): A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-4. US Army Corps of Engineering Waterways Experiment Station, Vicksburg.

## Literaturverzeichnis

- Brinson, M.M. (1996): Assessing wetland functions using HGM. *National Wetlands Newsletter* 18: 10-16.
- Brose, U., Martinez, N.D. & R.J. Williams (2003): Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84: 2364-2377.
- Brose, U. & N.D. Martinez (2004): Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos* 105: 292-300.
- Brown, J.H. (1995): *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago & London.
- Brunacker, M. & K. Brunacker (1959): Gehäuseschneckenfauna und Boden. *Zool. Anz. Leipzig*: 128-134.
- Brunke, M., Scholten, M., Holst, H., Kröwer, S., Wörner, U. & H. Zimmermann-Timm (2005): 5.1 Stromelbe. In: Scholz, M., Stab, S., Dzioczek, F. & K. Henle (Hrsg.): *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen*. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“. Weißensee Verlag, Berlin: 103-138.
- Buch, M.W. (1987): Spätpleistozäne und holozäne fluviale Geomorphodynamik im Donautal östlich von Regensburg - ein Sonderfall unter den mitteleuropäischen Flußsystemen? *Z. Geomorph. N.F.* 66: 95-111.
- Buch, M.W. & K. Heine (1988): Klima- oder Prozeß-Geomorphologie – Gibt das jungquartäre fluviale Geschehen der Donau eine Antwort? *Geographische Rundschau* 40(5): 16-26.
- Bundes-Bodenschutzgesetz mit Erläuterungen (BBodSchG) (1998): In: Holzwarth, F., Radtke, H., Hilger, B. & G. Bachmann (2000): *Bundes-Bodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung*. Handkommentar. 2. Aufl., Bodenschutz und Altlasten. Bd. 5. Erich Schmidt Verlag: 47-273.
- Bundesministerium für Bildung, Forschung und Technologie (BMBF) (Hrsg.) (1995): *Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)*. Forschungskonzeption: Bonn.
- Bundesministerium für Bildung, Forschung und Technologie (BMBF) (Hrsg.) (1998): *Entwicklungskonzepte für eine Flusslandschaft (Elbe-Ökologie)*. Projektinformation: Bonn.
- Bunge, J. & M. Fitzpatrick (1993): Estimating the number of species: a review. *Journal of the American Statistical Association* 88: 364-373.
- Burnham, K.P. & W.S. Overton (1978): Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65: 625-633.
- Burnham, K.P. & W.S. Overton (1979): Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927-936.
- Busscher, W.J., Bauer, P.J., Camp, C.R. & R.E. Sojka (1997): Correction of cone index for soil water content differences in a coastal plain soil. *Soil & Tillage Research* 43: 205-217.
- Cairns, J. & J.R. Pratt (1993): A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg D.M. & V.H. Resh (Hrsg.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London: 10-27.
- Campbell, D.J. & M.F.O. Sullivan (1991): The cone penetrometer in relation to trafficability, compaction and tillage. In: Smith, K.A. & C.E. Mullins (Hrsg.): *Soil Analysis. Physical Methods*. Dekker, New York: 399-429.
- Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E. & E.-D. Schulze (1996): Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108: 583-595.
- Castella, E. (1987): *Apport des macroinvertébrés aquatique au diagnostic écologique des écosystèmes abandonnés par les fleuves. Recherches méthodologique sur le Haut-Rhône français*. – Tome I: Texte, 231 pp.; Tome II: Figures, tableaux et annexes, 233 pp. Thèse présentée devant l'Université Claude-Bernard - Lyon I.
- Castella, E. & C. Amoros (1988): *Freshwater macroinvertebrates as functional*

## Literaturverzeichnis

- describers of the dynamics of former river beds. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 23(3): 1299-1305.
- Castella, E., Speight, M.C.D., Obrdlik, P., Schneider, E. & T. Lavery (1994a): A methodological approach to the use of terrestrial invertebrates for the assessment of alluvial wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 3(1): 17-36.
- Castella, E., Obrdlik, P., Schneider, E. & M.C.D. Speight (1994b): Invertebrates and the assessment of river marginal wetlands: a general presentation of the work carried out under the FAEWE project. Proc. 4<sup>th</sup> workshop "Functional Analysis of European Wetland Ecosystems" EC STEP project 0084-CT90. Dpto. de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.
- Castella, E. & M.C.D. Speight (1996): Knowledge representation using fuzzy coded variables: an example based on the use of Syrphidae (Insecta, Diptera) in the assessment of riverine wetlands. *Ecological Modelling* 85: 13-25.
- Caughley, G. (1980): *Analysis of Vertebrate Populations*. John Wiley, Chichester, New York & Brisbane.
- Caughley, G. & A. Gunn (1996): *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell Science, Cambridge.
- Chao, A. (1987): Estimating the population size for capture recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Chao, A. & S.M. Lee (1992): Estimating the number of Classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87: 210-217.
- Chao, A., Lee, S.M. & S.L. Jeng (1992): Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics* 48: 201-216.
- Chao, A. & S.M. Lee (1993): Estimating population-size for continuous time capture-recapture models via sample coverage. *Biometrical Journal* 35: 29-45.
- Chao, A. & J. Bunge (2002): Estimating the number of species in a stochastic abundance model. *Biometrics* 58: 531-539.
- Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Denslow, J.S. & M.R. Guariguata (1998): Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In: Dallmeier F. & J.A. Comiskey (Hrsg.): *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case*. Parthenon Publishing Group, New York.
- Chessman, B.C. & M.J. Royal (2004): Bioassessment without reference sites: use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 23(3): 599-615.
- Chovanec, A., Waringer, J.A., Straif, M., Graf, W., Reckendorfer, W., Waringer-Löschenkohl, A., Waidbacher, H. & H. Schultz (2005): The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework. *Archiv für Hydrobiologie/ Supplementband Large Rivers* 155(1-4): 169-185.
- Clarke, R.T., Furse, M.T., Wright, J.F. & D. Moss (1996): Derivation of a biological quality index for river sites: comparison of the observed with the expected fauna. *Journal of Applied Statistics* 23(2&3): 311-332.
- Clarke, R.T., Wright, J.F. & M.T. Furse (2003): RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling* 160: 219-233.
- Claussen, C. (1980): Die Schwebfliegenfauna des Landesteils Schleswig in Schleswig-Holstein (Diptera, Syrphidae). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 1: 3-79.
- Coddington, J.A., Young, L.H. & F.A. Coyle (1996): Estimating spider spe-



## Literaturverzeichnis

- cies richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology* 24: 111-128.
- Cody, M.L. (1986): Structural niches in plant communities. In: Diamond J. & T.J. Case (Hrsg.): *Community Ecology*. Harper & Row, New York: 381-405.
- Cogger, H.G., Cameron, E.E., Sadler, R.A. & P. Egger (1993): *The Action Plan for Australian Reptiles*. Australian Nature Conservation Agency, Canberra.
- Colling, M. (1992): Muscheln und Schnecken – Einführung in die Untersuchungsmethodik. In: Trautner, J. (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. Weikersheim: 111-118
- Colwell, R.K. & J.A. Coddington (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B (Biological Sciences)* 345: 101-118.
- Cooperrider, A.Y., Boyd, R.J. & H.R. Stuart (1986): *Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat*. US Dept. Inter. Bur. Land Manage., Serv. Centre, Denver.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C. & E.T. LaRoe (1979): *Classification of wetlands and deepwater habitats in the United States*. US Fish and Wildlife Service, Washington D.C.
- Cressie, N. (1993): *Statistics for Spatial Data*. John Wiley, New York.
- Cronewitz, E., Dörter, K., Lieberoth, I. & M. Pretzschel (1974): Standortkundliche Beurteilung der wichtigsten Auenböden der DDR als Grundlage für acker- und pflanzenbauliche sowie meliorative Maßnahmen. *Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, Berlin 18(2/3): 121-133.
- CSN 75 7221 (1998): *Water quality-Classification of surface water quality*. Czech Technical State Standard. Czech Standards Institute, Prag.
- Czaya, E. (1981): *Ströme der Erde*. Leipzig.
- Dale, V.H. & S.C. Beyeler (2001): Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Ind.* 1: 3-10.
- De'Ath, G. (2002): Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* 83(4): 1105-1117.
- Deichner, O., Foeckler, F., Adler, M. & H. Schmidt (2000): Land- und Wassermollusken im Bereich der Elbe-Auen "Dornwerder" bei Sandau südlich Havelberg. *Untere Havel - Naturkundliche Berichte Havelberg* 10: 58-63.
- Deichner, O., Foeckler, F., Groh, K. & K. Henle (2003): Anwendung und Überprüfung einer Rüttelmaschine zur Schlammung und Siebung von Mollusken-Bodenproben. *Mitt. dtsh. malakozool. Ges.* 69/70: 71-77.
- Denys, L. (2004): Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological Indicators* 4: 255-275.
- D'Eugenio, J., Davy, T., Heiskanen, A-S, Irmer, U., Isobel, A., Marsden, M., Mohaupt, V., Noel, C., Pollard, P., Quevauviller, P., Rosenbaum, S., Steve, N. & C. Vincent. (2003): *Horizontal Guidance "Water Bodies" – Final Version 10.0 vom 15 Januar 2003*, o.O.
- Deutscher Bundestag (2008): Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage der Abgeordneten Peter Hettlich, Nicole Maisch, Dr. Anton Hofreiter, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/Die Grünen. – Drucksache 16/7646, *Befahrbarkeit der Elbe*, Berlin. - <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/16/078/1607818.pdf>
- Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch (1997): *Elbegebiet, Teil I. Von der Grenze zur CR bis zur Havelmündung (1.11.1996-31.12.1997)*.
- Deutsches Institut für Normung (1991): *Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung, Bestimmung des Saprobienindex, DIN 38410, Teil 2", Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV), 24. Lieferung*.
- Deutsches Institut für Normierung (2004):

## Literaturverzeichnis

- DIN 38410 – Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1). Beuth-Verlag, Berlin.
- Devai, I., Patrick, W.H., Jr., Neue, H.-U., DeLaune, R.D., Kongchum, M. & J. Rinklebe (2005): Methyl Mercury and Heavy Metal Content in Soils of Rivers Saale and Elbe (Germany). *Analytical Letters* 38(6): 1037-1048.
- Devillers, P., Devillers-Terschuren, J. & J.-P. Ledant (1991): Habitats of the European Community, CORINE Biotopes manual. Commission of the European Communities, Luxembourg.
- Diamond, J. (1986): Overview: laboratory experiments, field experiments, and natural experiments. In: Diamond, J. & T.J. Case (Hrsg.): *Community Ecology*. Harper & Row, New York: 3-22.
- Diekmann, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic Appl. Ecol.* 4: 493-506.
- Diepolder, U. & F. Foeckler (1994): Literaturstudie über die Auswirkungen von Flußstaustufen auf Natur und Umwelt. Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, München, 130: 7-49.
- Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Dierßen, K. (1990): *Einführung in die Pflanzensoziologie*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Dilger, R. & V. Späth (1988): *Materialien zum Integrierten Rheinprogramm, Band 1: Rheinauenschutzgebietskonzeption im Regierungsbezirk Karlsruhe*.
- DIN 38410 (2004): *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1)*. Beuth-Verlag, Berlin.
- Dister, E. (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten. *Verh. Ges. Ökol.* 1: 325-336.
- Dister, E. (1985): Auenlebensräume und Retentionsfunktion. *Laufener Seminarbeiträge* 3: 74-90.
- Dister, E. (1988): Ökologie der mitteleuropäischen Auwälder. In: *Die Auwälder (Siegen)* 19: 6-30.
- Dister, E. (1999): Folgen der Sohleneintiefung für die Ökosysteme der Aue. In: *IHP/OHP (Hrsg.): Hydrologische Dynamik im Rheingebiet. IHP/OHP-Berichte, Koblenz, Heft 13: 157-165*.
- Dister, E. (2000): Geleitwort. In: Friese, K., Witter, B., Miehl, G. & M. Rode (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auen-ökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: V-VI*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Dittmann, S., Hild, A., Grimm, V., Niesel, C.-P., Villbrandt, M., Bietz, H. & S. Schleier (1999): Joint research projects: experiences and recommendations. In: Dittmann, S. (Hrsg.): *The Wadden Sea Ecosystem – Stability Properties and Mechanisms*. Springer Verlag, Berlin: 267-280.
- DRL – Deutscher Rat für Landespflege (1997): *Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen“*. Schr. d. Deutschen Rates für Landespflege 67.
- Doczkal, D., Claußen, C. & A. Ssymank (2002): Erster Nachtrag und Korrekturen zur Checkliste der Schwebfliegen Deutschlands. *Volucella* 6: 167-173.
- Dodkins, I., Rippey, B. & P. Hale (2005): An application of canonical correspondence analysis for developing quality assessment metrics for river macrophytes. *Freshwater Biology* 50: 891-904.
- Doerpinghaus, A., Verbücheln, G., Schröder, E., Westhus, W. & R. Mast (2003): *Empfehlungen zur Bewertung des Erhaltungszustands der FFH-Lebensraumtypen: Grünland. Natur und Landschaft*. 78(8): 337-342.
- Dolédéc, S. & D. Chessel (1987) Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique I- Description d'un plan d'observations complet par projection de variables. *Acta*

## Literaturverzeichnis

- Oecologica, *Oecologia Generalis* 8(3): 403-426.
- Dolédec, S. & D. Chessel (1989): Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique II – Prise en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique. *Acta Oecologica, Oecologia Generalis* 10(3): 207-232.
- Dolédec, S. & D. Chessel (1991): Recent developments in linear ordination methods for environmental sciences. *Advances in Ecology, India* 1:133-155.
- Dolédec, S. & D. Chessel (1992): Analyse des correspondances multiples sur codages flous. Fiche ADE 92-04-1. ADE, Programmatische et Environnement Hypercard™, Université de Lyon.
- Dolédec, S. & D. Chessel (1994): Co-Inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* 31: 277-294.
- Dolédec, S. & B. Statzner (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*: 31(3): 523-538.
- Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, C.J.F. & S. Champély (1996): Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics* 3: 143-166.
- Dolédec, S., Statzner, B. & M. Bournaud (1999): Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42: 737-758.
- Dolédec, S., Chessel, D. & C. Gimaret-Carpentier (2000): Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology* 81(10): 2914-2927.
- Dörfer, K., Buschmann, M. & B. Gerken (1995): Carabidengemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) im Einflussbereich wechselnder Wasserstände an der Oberweser. In: Gerken, B. & M. Schirmer (Hrsg.): *Die Weser. Limnologie aktuell* 6: 191-212.
- Drachenfels, O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* 34: 1-146.
- Drachenfels, O.v. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2004. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen. Heft A/4:* 1-240.
- Dray, S., Chessel, D. & J. Thioulouse (2003): Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology* 84: 3078-3089.
- Dubrule, O. (1983): Cross validation of kriging in a unique neighborhood. *Mathematical Geology* 15: 687-699.
- Duelli, P., Studer, M. & E. Katz (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 32: 211-222.
- Duelli, P., Obrist, M.K. & D.R. Schmatz (1999): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74: 33-64.
- Dufrêne, M. & P. Legendre (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Dülge, R., Andretzke, H., Handke, K., Hellbernd-Tiemann, L. & M. Rode (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera: Carabidae). *Natur und Landschaft* 69(4): 148-156.
- Dunson, W.A. & J. Connell (1982): Specific inhibition of hatching in amphibian embryos by low pH. *J. Herpetol.* 16: 314-316.
- Durant, S.M., Harwood, J. & R.C. Beudels (1992): Monitoring and management strategies for endangered

## Literaturverzeichnis

- populations of marine mammals and ungulates. In McCullough, D.R. & R.H. Barrett (Hrsg.): *Wildlife 2001: Populations*. Elsevier Applied Science, London: 252-261.
- Durwen, K.-J. (1982): Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV – Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster 5.
- DVWK (1991): *Hydraulische Berechnung von Fließgewässern. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 220*, Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DWD - Deutscher Wetterdienst (1997-1999): *Monatlicher Witterungsbericht*, Offenbach a. M.
- DVWK (1998): *Feuchtgebiete – Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 248*, Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- Dziock, F. & J.-P. Sarthou (i. Vorb.): A review on the use of hoverflies (Diptera, Syrphidae) as bioindicators.
- Dziock, F. (2001a): 4.2.2.26 Schwebfliegen (Syrphidae). In: LAU (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Sonderheft 3: 464-467*.
- Dziock, F. (2001b) Beziehungen zwischen Umweltvariablen, Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) und ihren biologischen Eigenschaften im Auengrünland. In: Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): *Indikation in Auen – Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. UFZ-Bericht 8/2001: 107-110*.
- Dziock, F. (2002): *Überlebensstrategien und Nahrungsspezialisierung bei räuberischen Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae). UFZ-Bericht 10/2002: 1-131*.
- Dziock, F. (2003): Species traits, functional groups and environmental constraints – a case study on the hoverflies (Diptera: Syrphidae) in the river Elbe floodplain. In: CIBIO (Hrsg.): *II International Symposium on the Syrphidae. Biodiversity and Conservation. 16-19<sup>th</sup> June 2003, Alicante, Spain: 21-22. ISBN 84-933249-0-6*.
- Dziock, F., Gläser, J., Bonn, A., Deichner, O., Foeckler, F., Gehle, T., Hagen, K., Jäger, U., Klausnitzer, B., Klausnitzer, U., Neumann, V., Schmidt, P.A. & M. Scholz (2005): 5.4 Auenwald. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle, K. (Hrsg.): *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“*. Weißensee Verlag, Berlin: 194-233.
- Dziock, F. (2006): Life-history data in bioindication procedures – an example of the hoverflies (Diptera, Syrphidae) in the Elbe floodplain. In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab S. & K. Henle (Hrsg.): *Bioindication and functional response in floodplain systems – based on the results of the project RIVA. International Review of Hydrobiology 91(4): 341-363*.
- Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab S. & K. Henle (Hrsg.) (2006a): *Bioindication and functional response in floodplain systems – based on the results of the project RIVA. International Review of Hydrobiology 91(4): 269-387*.
- Dziock, F., Henle, K., Foeckler, F., Follner, K. & M. Scholz (2006b): *Biological indicator systems in floodplains – a review. In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): Bioindication and functional response in floodplain systems – based on the results of the project RIVA. International Review of Hydrobiology 91(4): 271-291*.
- Eberhardt, L.L. & J.M. Thomas (1991): *Designing environmental field studies. Ecol. Monogr. 6: 53-73*.
- EEA - European Environment Agency

## Literaturverzeichnis

- (2003): An inventory of biodiversity indicators in Europe, 2002. EEA Technical report No 92.
- EG – Der Rat Der Europäischen Gemeinschaften (1992): Richtlinie 92/43 EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 206/7 vom 22.7.1992: 7-49. („FFH-Richtlinie“).
- EG – Der Rat Der Europäischen Gemeinschaften (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000 („EU-Wasser-rahmenrichtlinie -WRRL“).
- Ehlers, W., Köpke, U., Hesse, F. & W. Böhm (1983): Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil & Tillage Research* 3: 261-275.
- Eichhorn, A., Rast, G. & L. Reichhoff (2004): Naturschutzgroßprojekt Mittlere Elbe, Sachsen-Anhalt. *Natur und Landschaft* 79(9): 423-429.
- Eisenmann, V. (2002): Die Bedeutung der Böden für das Renaturierungspotential von Rückdeichungsgebieten an der Mittleren Elbe. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 51. Dissertation, Universität Hamburg.
- Eisenmann, V., Rinklebe, J. & M. Altermann (2003): Zur Kohlenstoffspeicherung in Auenböden der Mittleren Elbe. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 102(2): 455-456.
- Eißmann, L. (1975): Das Quartär der Leipziger Tieflandsbucht und angrenzender Gebiete um Saale und Elbe. *Schriftenreihe für geol. Wiss.* 2. Akademie-Verlag, Berlin.
- Ellenberg, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9.
- Ellenberg H., Weber, H.E., Düll R., Wirth, V., Werner, W. & D. Paulißen (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas, 2. Aufl. *Scripta Geobotanica* 17. Goltze, Göttingen.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll R., Wirth, V. & W. Werner (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. Aufl. *Scripta Geobotanica* 18. Goltze, Göttingen.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. & J.P. Gibbs (2001): *Monitoring Plant and Animal Populations*. Blackwell Science, Oxford.
- Emmerling, C. (1993): Nährstoffhaushalt und mikrobiologische Eigenschaften von Auenböden sowie die Besiedlung durch Bodentiere unter differenzierter Nutzung und Überschwemmungsdynamik. Dissertation, Universität Trier. Verlag Shaker, Aachen.
- Engelmann, H.D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18: 378-380.
- Ertfverband (2002): LAWA-Pilotprojekt G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen. Bericht zu Teil 1. Bergheim, unveröffentlicht.
- Ertsen, A.C.D., Alkemade, J.R.M. & M.J. Wassen (1998): Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.
- Esser, B. (1997): Methodik zur Entwicklung von Leitbildern für Fließgewässer – Ein Beitrag zur wasserwirtschaftlichen Planung. Dissertation der Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Falkner, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamt für Umweltschutz* 97 (Beiträge zum Artenschutz 10): 61-112.
- Falkner, G. & M. Falkner (1992): Ökologische Beweissicherung im Bereich

## Literaturverzeichnis

- der Stützkraftstufe Ettling – Aufgaben-  
gebiet Mollusken. Unveröffentlichtes  
Gutachten in Auftrag des WWA Lands-  
hut.
- Falkner, G., Obrdlik, P., Castella, E. &  
M.C.D. Speight (2001): Shelled Gas-  
tropoda of Western Europe. Friedrich  
Held Gesellschaft, München.
- FAO/ISRIC/ISSS (1998): World refe-  
rence base for soil resources. World  
Soil Resources Report 84. FAO,  
Rome.
- Faulhaber, P. (1998): Entwicklung der  
Wasserspiegel- und Sohlenhöhen in  
der deutschen Binnenelbe innerhalb  
der letzten 100 Jahre – Einhundert Jah-  
re „Elbestromwerk“. Gewässerschutz  
im Einzugsgebiet der Elbe, 8. Mag-  
deburger Gewässerschutzseminar.  
Teubner Verlag, Stuttgart, Leipzig.
- Faulhaber, P. (2000): Untersuchung der  
Auswirkung von Maßnahmen im Elbe-  
vorland auf die Strömungssituation und  
die Flussmorphologie. In: ATV-DVWK  
Deutsche Vereinigung für Wasserwirt-  
schaft (Hrsg.): Gewässerlandschaften-  
Aquatic Landscapes. ATV-DVWK-  
Schriftenreihe, BMBF Symposium  
Elbeforschung, Tagungsband Teil 1:  
297-320.
- Favila, M.E. & G. Halffter (1997): The use  
of indicator groups for measuring  
biodiversity as related to community  
structure and function. *Acta Zool. Mex.*  
(n. s.) 72: 1-25.
- Fechter, R. & G. Falkner (1990): Weich-  
tiere Europäische Meeres- und  
Binnenmollusken. *Steinbachs Natur-  
führer* 10:112-280. München (Mosaik).
- Feinsinger, P. (2001): *Designing Field  
Studies for Biodiversity Conservation:  
The Nature Conservancy*. Island Press,  
Washington D.C.
- Fischer, P., Kaiser, H., Waesch, G.,  
Hotze, C. & J.v. Haaren (2006): Re-  
gionale Methodenerprobung für wert-  
volles Grünland in der niedersächsi-  
schen Elbtalaue. In: Keienburg, T.,  
Most, A., Prüter, J. (Hrsg.): Entwick-  
lung und Erprobung von Methoden für  
die ergebnisorientierte Honorierung  
ökologischer Leistungen im Grünland  
Nordwestdeutschlands. *NNA-Berichte*  
19(1): 222-231.
- Fischer, M., Fuellhaas, U. & T. Huk  
(1998): Laufkäferzönosen unterschied-  
lich anthropogen beeinflusster Feucht-  
grünländer in vier Niedermooren Nord-  
deutschlands. *Angewandte Carabido-  
logie* 1: 13-22.
- Fischer, W. (1997): Die Molluskenfauna  
auf vier unterschiedlich bewirtschafte-  
ten Flächen im Demonstrationsgarten  
der Universität für Bodenkultur Wien  
in den Jahren 1995 und 1996. Institut  
für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung  
(Image), Wien.
- Fittkau, E.J. & F. Reiss (1983): Versuch  
einer Rekonstruktion der Fauna euro-  
päischer Ströme und ihrer Auen. *Arch.  
Hydrobiol.* 97(1): 1-6.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemein-  
schaften Mittel- und Norddeutsch-  
lands. Grundlagen für den Gebrauch  
vogelkundlicher Daten in der Land-  
schaftsplanung. IHW Verlag, Eching.
- Flather, C.H., Wilson, K.R., Dean, D.J.  
& W.C. McComb (1997): Mapping  
diversity to identify gaps in conser-  
vation networks: of indicators and un-  
certainty in geographic-based analy-  
ses. *Ecological Applications* 7: 531-  
542.
- Flügel, H.-J. (2002): Fliegen des Unte-  
ren Odertales: Schwebfliegen (Dipte-  
ra: Syrphidae). *Entomologische Zeit-  
schrift (Stuttgart)* 112(9): 273-286.
- Foessler, F. & E. Schimpff (1985): Gam-  
marids in streams of northeastern Ba-  
varia, F.R.G. II The different hydroche-  
mical habitats of *Gammarus fossa-  
rum* Koch 1835 and *Gammarus roeseli*  
Ger-vais 1835. *Arch. Hydrobiol.* 104(2):  
269-286.
- Foessler, F. (1990): Charakterisierung und  
Bewertung von Augewässern des Do-  
nauraums Straubing durch Wasser-  
molluskengesellschaften. *Ber. Akad.  
Naturschutz Landschaftspfl.* 7: 1-154.
- Foessler, F. (1991): Classifying and E-  
valuating Alluvial Flood Plain Waters of  
the Danube by Water Mollusc Assoc-  
iations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*  
24: 1881-1887.

## Literaturverzeichnis

- Foeckler, F., Diepolder, U. & O. Deichner (1991): Water mollusc communities and bioindication of lower Salzach flood plain waters. *Regulated Rivers: Research & Management* 6(4): 301-312.
- Foeckler, F. & H. Bohle (1991): Fließgewässer und ihre Auen – prädestinierte Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. In: Henle, K. & G. Kaule (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum Jülich Berichte aus der ökologischen Forschung 4: 236-266.
- Foeckler, F., Kretschmer, W., Deichner, O. & H. Schmidt (1995a): Die Rolle aquatischer Makroinvertebraten in den Altwässern der Salzach-Aue. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischelei- und Flussbiologie* 48: 120-196.
- Foeckler, F., Orendt, C. & E.G. Burmeister (1995b): Bioökologische Typisierung von Augewässern des Donaurooms Straubing anhand von Makroinvertebratengemeinschaften. *Arch. Hydrobiol., Supplement* 101, Large Rivers 9(3/4): 229-308.
- Foeckler, F., Theiß, J., Schmidt, H., Deichner, O. & W. Schiller (1999): Auswirkungen der Extensivierung der teichwirtschaftlichen Nutzung auf Makrozoobenthos, Plankton-Entwicklung und Trophie am Beispiel der Naturschutzgebiete "Vogelfreistätte Großer Rußweiher" und "Eschenbacher Weihergebiet". *Schr.-R., Bayer. Landesamt für Umweltschutz* 150 (Beiträge zum Artenschutz 22): 245-267.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H. & K. Jacob (2000a): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Auenstandorte – Beispiele von Isar und Donau. *Angewandte Landschaftsplanung* 37: 33-47.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H. & K. Follner (2000b): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (Hrsg): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag, Heidelberg: 391-402.
- Foeckler, F., Schmidt, H. & O. Deichner (2002): Ökologische Untersuchungen zur Abhängigkeit von Mollusken-Biozönosen von der Fluss- und Grundwasserstandsdynamik in den Auen der Unteren Saale. In: Geller, W., Puncochat, P., Guhr, H., von Tümpling jr., W., Medek, J., Smrták, J., Feldmann, H. & O. Uhlmann (Hrsg.): Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements, 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner Verlag, Stuttgart: 247-250.
- Foeckler, F., Deichner, O., Gläser, J., Dziok, F., Henle, K., Hettrich, A., Schanowski, A. & M. Scholz (2005a): Effects of extreme flood events on flora and fauna in Middle Elbe floodplains. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 35: 137.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Scholz, M., Hettrich, A. Fuchs, E. & K. Henle (2005b): Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 2004 (Potsdam)*. Weißensee Verlag, Berlin: 319-324.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H. & E. Castella (2006): Suitability of Molluscs as Bioindicators for Meadow and Flood-Channels of the Elbe-Floodplains. In: Dziok, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): Bioindication and functional response in floodplain systems – based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 94(4): 314-325.
- Follner, K. & K. Henle (2001): Closed mark-recapture models to estimate species richness: An example using data on epigeal spiders. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 6: 176-182.
- Follner, K., Henle, K. & M. Scholz (2002): Indikation ökologischer Veränderungen in Auen. In: Geller, W., Puncochar, P., Guhr, H., von Tümpling, W., Medek, J., Smrtak, J., Feldmann, H.

## Literaturverzeichnis

- & O. Uhlmann (Hrsg.): Die Elbe - neue Horizonte des Flußgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag, Stuttgart: 263-266.
- Follner, K., Baufeld, R., Böhmer, H.J., Henle, K., Hüsing, V., Kleinwächter M., Rickfelder, T., Scholten, M., Stab, S., Vogel, C. & H. Zimmermann-Timm (2005): Ausgewählte methodische Ansätze. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Berlin: 67-102.
- Follner, K. & K. Henle (2006): The performance of plants, molluscs, and carabid beetles as indicators of hydrological conditions in floodplain grasslands. In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab S. & K. Henle (Hrsg.): Bioindication and functional response in flood plain systems – based on the results of the project RIVA. Int. Rev. Hydrobiol. 91: 364-379.
- Follner, K. (2006): Exactness and reliability of nonparametric estimators of species richness compared by simulation and field data. UFZ Dissertation 17/2006, Leipzig.
- Folwaczny, B. (1959): Bestimmungstabelle der Arten der Untergattung *Acupalpus* s. str. Entomologische Blätter 55: 175-186.
- Forstkarte (1862): Karte des Steckbyer Forstes, Sect. II die Haide. Landesarchiv Oranienbaum, F 209.
- Förstner, U., Heise, S., Schwartz, R., Westrich, B. & W. Ahlf (2004): Historical Contaminated Sediments and Soils at the River Basin Scale. Examples from the Elbe River Catchment Area. JSS. J Soils & Sediments 4: 247-260.
- Frank, D. & S. Klotz (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2. völlig neu bearbeitete Auflage. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wiss. Beitr. 1990/32 (P41), Halle/S., 167 S.
- Franke, C. & H. Neumeister (1999): Räumliche Datendichte zur Abbildung der räumlichen Variabilität des pH-Wertes. Leipziger Geowissenschaften 11: 105-112.
- Franke, C., Rinklebe, J., Heinrich, K., Neumeister, H., Neue, H.-U. & S. Geyer (1999): Räumliche Verteilung ausgewählter Bodenkennwerte im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ und Landschaftsschutzgebiet „Untere Havel“. Leipziger Geowissenschaften 11: 167-174.
- Franke, C., Rinklebe, J. & H.-U. Neue (2000): Heterogenität ausgewählter Kennwerte unterschiedlicher Bodenformen von Auenböden. ATV-DVWK-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaften. Aquatic Landscapes 22: 230-231.
- Franke, C. & J. Rinklebe (2001): Kleiräumige Heterogenität der Bodenazidität in Auenböden. UFZ-Bericht 8/2001: 152-153.
- Franke, C. & J. Rinklebe (2003): Heterogenität von Cd, Zn, Cu, Cr in Auenböden der Elbe in Abhängigkeit von Bodenform, Überflutungsdauer, organischem Kohlenstoff und Bodenreaktion. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 102(2): 467-468.
- Freude, H. (1976): Adephega 1: Familie Carabidae (Laufkäfer). In: Freude, H., Harde, K.W. & G.A. Lohse (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas, 2. Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- Freudenberg, D. & L. Brooker (2004): Development of the focal species approach for biodiversity conservation in the temperate agricultural zones of Australia. In: Henle, K., Margules, C.R., Lindenmayer, D., Saunders, D.A. & C. Wissel (Hrsg.): Species Survival in Fragmented Landscapes: Where to from now? Special Issue, Biodiversity and Conservation 13(1): 253-274.
- Friedrich, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems. Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung 23: 141-152.
- Friese, K., Miehl, G., Witter, B., Brack,



## Literaturverzeichnis

- W., Buettner, O., Gröngröft, A., Krüger, F., Kunert, M., Rupp, H., Schwartz, R., van der Veen, A. & D.W. Zachmann (2000a): Distribution and fate of organic and inorganic contaminants in a river floodplain – results of a case study on the River Elbe, Germany. In: Wise, D.L., Trantolo, D.J., Cichon, E.J., Inyag, H.I. & U. Stottmeister (Hrsg.): *Remediation Engineering of Contaminated Soils*, 2<sup>nd</sup> ed., Marcel Dekker Inc., New York: 375-428.
- Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (2000b): *Stoffhaushalt von Auen-ökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Springer Verlag, Berlin.
- Fritze, M.-A. (1998): Die Laufkäfergemeinschaften verschiedener Schilfröhrichte in Oberfranken. *Angewandte Carabidologie* 1: 83-94.
- Fritzlar, F. & W. Westhus (2001): Rote Listen der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotope Thüringens. *Naturschutzreport* 18: 1-430.
- Frömming, E. (1953): *Biologie der mitteleuropäischen Landgastroproden*. Duncker & Humblod, Berlin.
- Frömming, E. (1956): *Biologie der mitteleuropäischen Süßwasserschnecken*. Duncker & Humblod, Berlin.
- Fuchs, E., Giebel, H., Horchler, P., Liebenstein, H., Rosenzweig, S. & F. Schöll (1995): Entwicklung grundlegender Methoden zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen langfristiger Änderungen des mittleren Wasserstandes in einem Fluss anhand eines Testmodells. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (DGM)* 39(6): 206-215.
- Fuchs, E., Henle, K., Peter, W., Rink, M. & S. Stab (1999): *Versuchsplanung und Zusammenführung von Ergebnissen im RIVA-Projekt. Fachtagung Elbe, Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue, 4.–7.5.1999, Wittenberge*. (Hrsg.): Universität Karlsruhe: 231-232.
- Fuchs, E., Giebel, H., Hettrich, A., Hüsing, V., Rosenzweig, S. & H.-J. Theis (2003): Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM. *BfG-Mitteilung (Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz)* 25: 1-212.
- Fürst, D., Kiemstedt, H., Gustedt, E., Ratzbor, G. & F. Scholles (1992): *Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung – Endbericht*. UBA-Texte 34/92.
- Fürst, D. & F. Scholles (Hrsg.) (2001): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*, Dortmund (Handbücher zum Umweltschutz, 4), Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.
- Gatter, W. & U. Schmid (1990): Wanderungen der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) am Randecker Maar. *Spixiana Supplement* 15: 1-100.
- Gayraud, S., Statzner, B., Bady, P., Haybach, A., Schöll, F., Usseglio-Polatera, P. & M. Bacchi (2003): Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48: 2045-2064.
- Geometrischer Plan Nr. 4 (1747): *Von dem großen Schleisen-Heger in Wörlitzer Forst*. Landesarchiv Oranienbaum, Karte D 262, Dessau.
- Gepp, J., Baumann, N., Kauch, E.P. & W. Lazowski (Hrsg.) (1985): *Auengewässer als Ökozellen*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 4: 13-62.
- Gerisch, M., Schanowski, A., Figura, W., Gerken, B., Dziock, F. & K. Henle (2006): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): *Bioindication and functional response in flood plain systems – based on the results of the project RIVA*. *Int. Rev. Hydrobiol.* 91: 326-340.
- Gerken, B. (1981): Zum Einfluß periodischer Überflutungen auf bodenlebende Coleopteren in Auwäldern am Südllichen Oberrhein. *Mitt. dtsh. Ges. allg.*

## Literaturverzeichnis

- angew. Ent. 3: 130-134.
- Gerken, B. (1988): Auen – verborgene Lebensadern der Natur. Rombach, Freiburg.
- Gerken, B. (1992): Fluß- und Stromauen als Ökosysteme – Standortcharakteristika, Lebensgemeinschaften und Sicherungserfordernisse. In: Naturschutz im Elbegebiet. Ber. LAU Sachsen-Anhalt, 5.
- Gerken, B. (2001): Systembedingte Probleme im Naturschutz – Fragen und Antworten. In: Büchner, D. (Hrsg.): Studien in Memoriam Wilhelm Schüle. Rahden/Westf.: 173-185.
- Gerken, B., Dörfer, K., Lohr, M. & E. Schumacher (2002) Auenregeneration an der Oberweser – Ein Strom im Wandel: Bausteine zu einer lebendigen Aue. Angew. Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg 46: 188 S.
- Gilbert, F.S. (1981): Foraging ecology of hoverflies: morphology of the mouthparts in relation to feeding on nectar and pollen in some common urban species. *Ecological Entomology* 6: 245-262.
- Gilbert, F.S. (1985): Ecomorphological relationships in hoverflies (Diptera, Syrphidae). *Proceedings of the Royal Soc. of London Series B* 224: 91-105.
- Gilbert, F., Rotheray, G., Emerson, P. & R. Zafar (1994): The evolution of feeding strategies. In: Eggleton, P. & R.I. Vane-Wright (Hrsg.): *Phylogenetics and Ecology*: 323-343.
- Gitay, H. & I.R. Noble (1997): What are functional types and how should we seek them? In: Smith, T.M., Shugart, H.H. & F.I. Woodward (1997): *Plant Functional Types*. Cambridge University Press: 3-19.
- Glöer, P. & C. Meier-Brook (1998): Süßwassermollusken – Ein Bestimmungsbuch für die Bundesrepublik Deutschland. (Hrsg.): Deutscher Jugendring für Naturbeobachtung, Hamburg, 12. Auflage, 136 S.
- Glöer, P. (2002): Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. In: *Die Tierwelt Deutschlands*, 73. Teil, ConchBooks, Hackenheim: 327 S.
- Glöer, P. & C. Meier-Brook (2003): Süßwassermollusken – Ein Bestimmungsbuch für die Bundesrepublik Deutschland. (Hrsg.): Deutscher Jugendring für Naturbeobachtung, Hamburg, 13. Auflage, 134 S.
- Goebel, W. (1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. DVWK-Schriften 112.
- Goeldin de Tiefenau, P. & M.C.D. Speight (1997): Complément à la liste faunistique des Syrphidae (Diptera) de Suisse: synthèse des espèces nouvelles et méconnues. *Mitteilung der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 70: 299-309.
- Goldmann, K. (2001): Zu Landschaftsveränderungen im südlichen Ostseengebiet vom 10.–13. Jahrhundert. In: Gerken, B. & M. Görner (Hrsg.): *Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern*. *Natur und Kulturlandschaft, Höxter/Jena*, 4: 66-73.
- Goot, V.S. van der (1981): De zweefvliegen van Noordwest-Europa en Europees Rusland, in het bijzonder van de Benelux. *Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging uitgave Nr. 32*: 1-275.
- Gölz, E. (2006): Anforderungen an eine moderne Gewässermorphologie. In: *Gewässerkundliche Untersuchungen für verkehrliche und wasserwirtschaftliche Planungen an Bundeswasserstraßen*. Kolloquium am 17. Januar 2006 in Koblenz. (Hrsg.): Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-Veranstaltungen 1/2006.
- Greenwood, M.T., Bickerton, M.A., Castella, E., Large, A.R.G. & G.E. Petts (1991): The use of Coleoptera (Arthropoda: Insecta) for floodplain characterization on the river Trent, U.K. *Regulated Rivers* 6(4): 321-332.
- Greenwood, M.T., Bickerton, M.A. & G.E. Petts (1995): Floodplain Coleoptera distributions: River Trent, U.K. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 101 *Large Rivers* 9(3/4): 427-437.
- Grime, J.P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley &

## Literaturverzeichnis

- Sons, Chichester.
- Grime, J.P., Thompson, H., Hunt, R., Hodgson, J.G., Cornelissen, J.H.C. & I.H. Rorison (1997): Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. *Oikos* 79: 259-281.
- Grimm, V., Frank, K., Jeltsch, F., Brandl, R., Uchmanski, J. & C. Wissel (1996): Pattern-oriented modelling in population ecology. *The Science of the Total Environment* 183: 151-166.
- Grimm, V. & S.F. Railsback (2004): *Individual-based Modeling and Ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- Gröngröft, A. & R. Schwartz (1999): Eigenschaften und Funktionen von Auenböden an der Elbe. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 44: 180 S.
- Gröngröft, A., Schwartz, R. & G. Miehl (2000): Wirkung eines Winterhochwassers auf Grundwasserstand, Luftgehalt und Redoxspannung eines eingedeichten Auenbodens. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. *Angewandte Landschaftsökologie* 37: 277-282.
- Grube, R. & W. Beyer (1997): Einfluß eines naturnahen Überflutungsregimes auf die räumlich-zeitliche Dynamik der Spinnen- und Laufkäferfauna am Beispiel des Deichvorlandes der Unteren Oder. *Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster* 18: 209-226.
- Gruber, B. & S. Kofalk (2001): The Elbe – Contribution of the IKSE and of Several Research Programmes to the Protection of a Unique Riverscape. *International Navigation Association Bulletin* 106: 35-47.
- Grunwald, S., Rooney, D.J., McSweeney, K. & B. Lowery (2001): Development of pedotransfer functions for a profile cone penetrometer. *Geoderma* 100: 25-47.
- Gruttke, H. (2004): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. Bundesamt für Naturschutz, Naturschutz und Biologische Vielfalt Band 8, Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Guisan, A., Weiss, S.B. & A.D. Weiss (1999): GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143: 107-122.
- Haack, A., Tschardtke, T. & S. Vidal (1984) Neue Schwebfliegenfunde aus der Haseldorfer Marsch W Hamburg, mit einem Vergleich der Fangmethoden. *Entomologische Mitteilungen des zoologischen Museums Hamburg* 8(122): 21-25.
- Haaren, v. C. & T. Horlitz (2002): Zielentwicklung in der örtlichen Landschaftsplanung – Vorschläge für eine situationsangepasste, modulare Vorgehen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34(1): 13-19.
- Haaren, C.v. (Hrsg.) (2004): *Landschaftsplanung*. UTB große Reihe Bd. 8253. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Haber, W. (2002): Die Hochwasserkatastrophen im Sommer 2002. Ökologische und ökonomische Gründe, Folgen, Konsequenzen und Ursachen. *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 14: 206-210.
- Haferkorn, J. (Hrsg.) (2001): Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339576. LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt), Halle. <http://elise.bafig.de/?3939>.
- Hape, M., Katur, L. & B. Bleyel (2000): Vergleich verschiedener Verfahren für die Entwicklung eines digitalen Höhenmodells (DGM) für einen Ausschnitt der Elbtalau. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M. & G. Miehl (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*, Springer Verlag, Berlin: 169-178.
- Hartge, K.H., Bohne, H., Schrey, H.P & H. Extra (1985): Penetrometer measurements for screening soil physical variability. *Soil & Till. Res.* 5: 343-350.
- Hartge, K.H. & R. Horn (1989): *Die physikalische Untersuchung von Böden*. 2. Auflage. Enke Verlag, Stuttgart.
- Hartge, K.H. & R. Horn (1999): *Einführung in die Bodenphysik*. 3. Auflage.

## Literaturverzeichnis

- Enke Verlag, Stuttgart.
- Hartge, K.H. & J. Bachmann (2004): Ermittlung des Spannungszustandes von Böden aus Werten des Eindringwiderstandes von Sonden. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 303-308.
- Hartley, J.C. (1958): The root-piercing spiracles of the larva of *Chrysogaster hirtella* Loew (Diptera: Syrphidae). *Proceedings of the Royal Society of London Series A* 33: 81-87.
- Haslett, J.R. (1989): Adult feeding by holometabolous insects: pollen and nectar as complementary nutrient sources for *Rhingia campestris* (Diptera: Syrphidae). *Oecologia* 81: 361-363.
- Hastie, T.J. & R.J. Tibshirani (1990): *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall, London.
- Hawkins, C.P., Norris, R.H., Hogue, J.N. & J.W. Feminella (2000): Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* 10(5): 1456-1477.
- HBU – Handbuch der Bodenuntersuchung (2000): Bd. 1, 2, 3 und 4, und Ergänzungslieferungen 2001 und 2002. DIN-Vorschriften. Wiley-VCH. Beuth Berlin, Wien, Zürich.
- Heinrich, K., Rinklebe, J. & H.-U. Neue (2000a): Einfluß des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs auf Redoxpotentialänderungen während simulierter Hochwasserereignisse in Auenböden. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 47-54.
- Heinrich, K., Rinklebe, J. & H.-U. Neue (2000b): Der Einfluß von Redoxbedingungen auf die Freisetzung von DOC aus Auenböden unter Laborbedingungen. *ATV-DVWK-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaften. Aquatic Landscapes* 22: 236-237.
- Helbach, C. (2000): Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte. Unveröffentl. Dipl. Arbeit. Halle. Inst. f. Bodenkunde u. Pflanzenernähr. der Landw. Fakultät d. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und der Sektion Bodenforschung des UFZ-Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH.
- Helling, B. (1994): Carabidengemeinschaften in der Ockeraue bei Braunschweig – multivariate Analyse der Bedeutung verschiedener abiotischer Parameter und die Anpassung an verschiedene Biotoptypen. *Braunsch. Naturkd. Schr.* 4(3): 503-520.
- Hellwig, M. (2000): Auenregeneration an der Elbe. Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften an der Unteren Mittelelbe bei Lenzen. Dissertation, Universität Hannover, Institut für Geobotanik.
- Helms, M., Ihringer, J. & S. Belz (2000): Ergebnisse des Verbundvorhabens „Morphodynamik der Elbe“: Hydrologische Analyse. In: ATV-DVKW (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft) (Hrsg.): *Gewässerlandschaften – Aquatic Landscapes. ATV-DVWK-Schriftenreihe, BMBF Symposium Elbeforschung, Tagungsband Teil 1: 207-213*.
- Henle, K. & G. Kaule (1991): *Arten und Biotopschutzforschung für Deutschland*. Forschungszentrum Jülich.
- Henle, K. (1996): Möglichkeiten und Grenzen der Analyse von Ursachen des Artenrückgangs aus herpetofaunistischen Kartierungsdaten am Beispiel einer langjährigen Erfassung. *Z. Feldherpetol.* 3: 73-101.
- Henle, K. & S. Stab (1998): Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen, Projekt RIVA des UFZ Leipzig-Halle, 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Karlovy Vary. (Hrsg.): Geller, W., Puncochar, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtčák, J., Spoustova, J. & O. Uhlmann, Teubner Verlag, Stuttgart, Leipzig: 351-352.
- Henle, K., Dziock, F., Scholz, M. & S.

## Literaturverzeichnis

- Stab (2005): Fazit und Ausblick. Kap. 7. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Bd. 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 297-305.
- Henle, K., Dziock, F., Foeckler, F., Follner, K., Scholz, M., Stab, S., Hüsing, V., Hettrich, A. & M. Rink (2006a): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains – The Approach of the RIVA Project. In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): Bioindication and functional response in floodplain systems – based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 91(4): 292-313.
- Henle, K., Scholz, M., Dziock, F., Stab, S. & F. Foeckler (2006b): Bioindication and functional response in floodplain systems: Where to from here? In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): Bioindication and functional response in floodplain systems – based on the results of the project RIVA. *International Review of Hydrobiology* 91(4): 380-387.
- Henrichfreise, A. (Hrsg.) (1988): Hochwasserschutzmaßnahmen am Oberrhein im Raum Breisach. Zur Prüfung der Umweltverträglichkeit. Standort, Vegetation, Fauna, Landschaftsbild. Redaktion A. Henrichfreise, Bonn Bad-Godesberg, unveröffentlicht.
- Henrichfreise, A., Gerken, B. & A. Winkelbrandt (1990): Umweltverträglichkeitsstudien im Wasserbau. *Laufener Seminarbeiträge* 199(6): 85-94.
- Henrichfreise, A. (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelelbe in Gefahr. *Natur und Landschaft* 71(6): 246-248.
- Henrichfreise, A. (2000): Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flußauen als Grundlage für Landeskultur und Planung – Beispiele von der Donau. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. *Angewandte Landschaftsökologie* 37: 13-21.
- Henrichfreise, A. (2001): Zur Problematik von Stauhaltungen unter besonderer Berücksichtigung der Saale. *Nova Acta Leopoldina*. 84(319): 149-156.
- Henrichfreise, A. (2003): Wie zeitgemäß sind Mittelwerte für Planungen an Flüssen und in Auen? *Natur und Landschaft* 78(4): 160-162.
- Herdam, V. (1983): Zum Einfluss der Grünlandintensivierung auf Artenvielfalt und Siedlungsdichte von Mollusken. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 19/2: 42-48.
- Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R., Pinto, P., Skoulikidis, N., Verdonschot, P. & S. Zahradkova (2002): The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling programme within the AQEM project. *Internat. Revue Hydrobiol.* 88: 345-361.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L. & P.F.M. Verdonschot (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- Herrmann, R. (1967): Zur Syrphidenfauna Dresdens und seiner Umgebung (I). *Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden* 2(4): 38-45.
- Hettrich, A. & S. Rosenzweig (2002): Einsatz multivariater statistischer Modelle zur Ermittlung der Zusammenhänge zwischen Biotik und Abiotik sowie Prognose des ökologischen Zustandes von Flussauen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 46(4): 156-167.
- Hettrich, A. & S. Rosenzweig (2003): Multivariate statistic as a tool for model based prediction of floodplain vegetation and fauna. *Ecological Modelling* 169: 73-87.
- Heydemann, B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. 7. Wanderversammlung deutscher Entomologen Berlin: 172-185.

## Literaturverzeichnis

- HGN – VEB Hydrogeologische Erkundung Nordhausen (1989): Hydrogeologischer Ergebnisbericht Vorerkundung Klieken. Unveröffentl. Ergebnisbericht Klieken, Nordhausen.
- Hieke, F. (1970): Die paläarktischen *Amara*-Arten des Subgenus *Zezea* CSIKI (Carabidae, Coleoptera). Dtsch. Ent. Z., N.F. 17(I-III): 119-214.
- Hildebrandt, J. (1995): Entomofauna und Feuchtgrünlandbewertung. Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 9: 79-84.
- Hildebrandt, J. (2001): Arten- und Biotopschutz in der Leitbildentwicklung am Beispiel der Fauna. Abschlußbericht zum BMBF-Forschungskonzept „Elbe-Ökologie“. „Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft“. Universität Bremen.
- Hildebrandt, J., Foeckler, F., Brunke, M., Scholten, M., Böhmer, H.J., Dziock, F., Henle K. & M. Scholz (2005a): 3 Konzeptionelle Grundlagen für ökologische Fragestellungen. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“. Weißensee Verlag, Berlin: 49-66.
- Hildebrandt, J., Leyer, I., Dziock, F., Fischer, P., Foeckler, F. & K. Henle (2005b): Auengrünland. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“. Weißensee Verlag, Berlin: 234-264.
- Hildebrandt, J., Dziock, F., Böhmer, J., Follner, K., Scholten, M., Scholz, M. & K. Henle (2005c): 6 Lebensraum „Stromlandschaft Elbe“ - eine Synthese. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“. Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 265-295.
- Hill, M.O. (1974): Correspondence analysis: a neglected multivariate method. Journal of the Royal Statistical Society C. 23: 340-354.
- Hill, M.O. & H.G. Gauch (1980): Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. Vegetatio 42: 47-58.
- Hilty, J. & A. Merenlender (2000): Faunal indicator taxa selection for ecosystem health. Biological Conservation 92: 185-197.
- Hines, J., Boulinier, T., Nichols, J.T., Sauer, J.R. & K.H. Pollock (1999): COMDYN: software to study the dynamics of animal communities using a capture-recapture approach. Bird Study 46: 209-217.
- Hintermann, U., Weber, D., Zangger, A. & J. Schmill (2002): Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM. Zwischenbericht (Hrsg.): Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Schriftenreihe Umwelt Nr. 342: 89 S.
- Hodgson, J.G. (1991): The use of ecological theory and autecological datasets in studies of endangered plant and animal species and communities. Pirineos 138: 3-28.
- Hodgson, J.G., Wilson, P.J., Hunt, R., Grime, J.P. & K. Thompson (1999): Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. Oikos 85: 282-294.
- Holland, M.M., Risser, P.G. & R.J. Naiman (1991): Ecotones – The Role of Landscape Boundaries in the Management and Restoration of Changing Environments. Chapman & Hall, New York, London.
- Horlitz, T. (1998): Naturschutzszenarien und Leitbilder – Eine Grundlage für die Zielbestimmung im Naturschutz. Naturschutz und Landschaftspflege 30: 327-330.
- Horlitz, T. (2002): Die Bedeutung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Schutz von Flussauen. NNA- Berichte 2: Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz. Schneverdingen: 34-39.
- Horlitz, T. (2003): Von Naturschutzleitbildern zu Szenarien – Ziele und Methodik. In: Wycisk, P. & M. Weber (Hrsg.): Integration von Schutz und

## Literaturverzeichnis

- Nutzung im Biosphärenreservat Elbe – Westlicher Teil. Weißensee-Verlag Ökologie, Berlin: 87-90.
- Horlitz, T., Niemann, I. & A. Sander (2003): 3.1.1 Indikatoren von Natur und Landschaft. In: Wycisk, P. & M. Weber (Hrsg.) (2003): Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - Westlicher Teil. Weißensee Verlag, Berlin: 23-28.
- Horn, R. (1984): Die Vorhersage des Eindringwiderstandes von Böden anhand von multiplen Regressionsanalysen. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 25: 377-380.
- Hornig, K. (2001): Zum Einfluß antiker Schifffahrt auf Ökosysteme. In: Gerken, B. & M. Görner (Hrsg.): Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern. Natur und Kulturlandschaft, Höxter/Jena, Band 4: 74-79.
- Hosmer, D.W. & S. Lemeshow (1989): Applied Logistic Regression. John Wiley, New York.
- Hosmer, D.R. & S. Lemeshow (1995): Applied Logistic Regression. John Wiley, New York.
- Hügin, G. (1981): Die Auenwälder des südlichen Oberrheintals – Ihre Veränderung und Gefährdung durch den Rheinausbau. Landschaft und Stadt 13(2): 78-91.
- Hügin, G. (1985): Vegetations- und gewässerkundliches Gutachten über die Rheinaue zwischen Neuenburg und Breisach. Bonn-Bad Godesberg.
- Hügin, G. & A. Henrichfreise (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. Schr.-R. Vegetationskunde 24: 1-48.
- Huizen, van T.H.P (1977): The significance of flight activity in the life cycle of *Amara plebeja* Gyll. (Coleoptera, Carabidae). Oecologia (Berl.) 29: 27-41.
- Humphrey, J. W., Hawes, C., Peace, A. J., Ferris-Kaan, R. & M.R. Jukes (1999): Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. Forest Ecology and Management 113: 11-21.
- Hundt, R. (1958): Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas. I. Die Auenwiesen an der Elbe, Saale und Mulde. Nova Acta Leopold. N.F. 20(135): 1-206.
- Hüsing, V. & S. Stab (2001): Einsatzmöglichkeiten von Datenbanken für freilandökologische Arbeiten. In: Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. UFZ-Bericht 8/2001, Leipzig, Halle: 20-23.
- Huston, M.A. (1979): A general hypothesis of species diversity. The American Naturalist 113: 81-101.
- IKSE – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferandregionen der Elbe. Unveröffentl. Bericht, Magdeburg.
- IKSE – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (1995): Aktionsprogramm Elbe. Unveröffentl. Broschüre, Magdeburg.
- IKSE – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (1996): Analyse der hydrologischen Aspekte der Entstehung von Hochwasser an der Elbe und deren Vorhersage. Unveröffentl. Bericht, Magdeburg.
- Ilg, C., F. Dziock, F. Foeckler, K. Follner, M. Gerisch, J. Glaeser, A. Rink, A. Schanowski, M. Scholz, O. Deichner & K. Henle (2008): Longterm differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. Ecology 89(9): 2392-2398.
- Illies, J. (1961): Die Lebensgemeinschaft des Bergbaches – Die neue Brehm-Bücherei. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.
- Innis, S.A., Naiman, R.J. & S.R. Elliott (2000): Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. Hydrobiologia 422/423: 111-131.
- Ihringer, J. (1998): Softwarepaket für Hydrologie und Wasserwirtschaft – Bd. 2: Analyse von hydrologischen/geophysikalischen Zeitreihen. Karlsruhe.

## Literaturverzeichnis

- IUCN (2003): Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jährling, K.-H. (1993): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen – prognostisch mögliche ökologische Verbesserungen. Unveröffentl. Bericht, Staatliches Amt f. Umweltschutz, Magdeburg.
- Jährling, K.-H. (1995): Deichrückverlegungen im Bereich der Mittelelbe – Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. Arch. Hydrobiol. Suppl. 101 – Large Rivers 9(3/4): 651-674.
- Janus, H. (1968): Unsere Schnecken und Muscheln. Kosmos-Naturführer, Stuttgart.
- Jentzsch, M. (1998): Rote Liste der Schwebfliegen des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 30: 69-75.
- Jentzsch, M. & F. Dziock (1999): 7.1 Bestandssituation der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). In: Frank, D. & V. Neumann (Hrsg.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts. Ulmer Verlag, Stuttgart: 182-189.
- Jessat, M. (1998): Neue und seltene Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) für die Fauna Rumäniens. Mauritiana (Altenburg) 16(3): 549-564.
- Johnson, R.K. (1995): The indicator concept in freshwater biomonitoring. Thienemann Lecture. In: Cranston, P.S. (Hrsg.): Chironomids – from Genes to Ecosystems. Proc. 12<sup>th</sup> Internat. Symp. Chironomidae, Canberra, Australia. CSIRO, Melbourne: 11-27.
- Johnson, R.K. (2000): Biodiversity of freshwater assessment and statistical considerations. In: Larsson, T.B. & J.A. Esteban (Hrsg.): Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the Convention on Biological Diversity – CBD. Swedish Sci. Council on Biodiversity, Swedish Environmental Protection Agency & Ministry of the Environment, Government of Catalonia, Stockholm & Barcelona: 28-29.
- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F. & P.F.R. van Tongeren (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Pudoc, Wageningen.
- Jooß, R. (2005): Planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen im Landschaftsmaßstab: Kommunale Schutzverantwortung für Zielarten der Fauna. In: Korn, H. & U. Feit (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt V. Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Landwirtschaftsverlag, Münster: 177-183.
- Jooß, R. (2006): Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Empirische Analyse und naturschutzfachliche Diskussion einer Methode zur Auswahl von Vorranggebieten für den Artenschutz aus landesweiter Sicht. Dissertation, Universität Stuttgart.
- Jungbluth, H. & D. von Knorre (1998): Rote Liste der Mollusken. In: Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H. & P. Pretscher (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr.-R. f. Landschaftspl. u. Natursch. 55: 283–289.
- Kaiser, T., Bernotat, D., Kleyer, M. & C. Rückriem (2002): Gelbdruck "Verwendung floristischer und vegetationskundlicher Daten". In: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & U. Riecken (Hrsg.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70: 219-280.
- Karr, J.R. & E.W. Chu (2000): Sustaining living rivers. Hydrobiologia 422/423: 1-14.
- Kaule, G. (1991): Arten- und Biotop-schutz (2. Aufl.). Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Kaule, G., Henle, K. & M. Mühlenberg (1999): Populationsbiologie in der



## Literaturverzeichnis

- Naturschutzpraxis – eine Einführung. In: Amler, K., Bahl, A., Henle, K., Kaul, G., Poschod, P. & J. Settele (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Ulmer Verlag, Stuttgart: 11-16.
- Keienburg, T., Most, A. & J. Prüter (Hrsg.) (2006): Entwicklung und Erprobung von Methoden für die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands. NNA-Berichte 19(1): 3-19.
- Kerckhoff, C. (1989): Untersuchungen an Gastropodenzönosen von Auwäldern in Süddeutschland. Dissertation, Ulm.
- Kerney, M.P., Cameron, R.A.D. & J.H. Jungbluth (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Ein Bestimmungsbuch für Biologen und Naturfreunde. Paul Parey Verlag, Hamburg.
- Kezdi, A. (1976): Fragen der Bodenphysik. VDI-Verlag, Düsseldorf.
- King, J.R. & D.A. Jackson (1999): Variable selection in large environmental data sets using principal components analysis. *Environmetrics* 10: 67-77.
- Kirby, J.M. & A.G. Bengough (2002): Influence of soil strength on root growth: experiments and analysis using a critical-state model. *European Journal of Soil Science* 53: 119-128.
- Kirschbaum, U. & V. Wirth (1995): Flechten erkennen – Luftgüte bestimmen. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Kirsch-Stracke, R. & M. Reich (2004): Erfassen und Bewerten der Biotopfunktion (Arten- und Lebensgemeinschaften). In: v. Haaren, C. (Hrsg.): Landschaftsplanung. Ulmer Verlag Stuttgart: 215-247.
- Kitanidis, P.K. (1997): Introduction to geostatistics – Applications in hydrology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Klausnitzer, U. & P.A. Schmidt (2002a): Vegetationskundliche Charakterisierung von Waldbeständen auf Hartholzauenstandorten. In: Roloff, A. & S. Bonn (Hrsg.): Ergebnisse ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Contributions to Forest Science 17/02: 123-154.
- Klausnitzer, U. & P.A. Schmidt (2002b): Vegetationskundliche Charakterisierung der Bodenvegetation von Hartholzauenwäldern (Quercu-Ulmetum) im Bereich zwischen Mulde- und Saalemündung. In: Roloff, A., Bonn, S. & R. Küssner (Hrsg.): Hartholz-Auenwälder an der mittleren Elbe. Forstliche Landesanstalt Sachsen-Anhalt, Broschürenserie „Wald in Sachsen-Anhalt“ 11/02: 36-49.
- Kleinwächter, M., Rickfelder, T. & H.J. Böhmer (2005): 5.2 Uferbereich. In: Scholz, M., Stab, S., Dziok, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“. Weißensee Verlag, Berlin: 103-138.
- Kleyer, M., Kratz, R., Lutze, G. & B. Schröder (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 177-194.
- Klimanek, E.M. & C. Matejko (1997): Die Wirkung von Schadstoffkontaminationen auf bodenbiologische Parameter von ausgewählten Flächen der Mulde. I. Mitteilung: Einfluss von Schadstoffbelastungen auf die mikrobielle Aktivität des Bodens. *Arch. Acker-Pfl. Boden* 41: 305-312.
- Klimo, E. & H. Hager (Hrsg.) (2001): The Floodplain Forests in Europe. Current Situation and Perspectives. EFI Research Report 10. Verlag Brill, Leiden, Boston, Köln.
- Klotz, S., Kühn, I. & W. Durka (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 1-334.
- Knickrehm, B. & S. Rommel (1995): Biotoptypenkartierung in der Landschaftsplanung. *Natur und Landschaft* 70(11): 519-528.
- Knittel, H. & H. Stanzel (1976): Untersuchungen des Bodengefüges mit Pe-

## Literaturverzeichnis

- netrometer und Rammsonde. *Z. Acker- und Pflanzenbau* 142: 181-193.
- Knoben, R.A.E., Roos, C. & M.C.M van Oirschot (1995): *Biological Assessment Methods for Watercourses*. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment, RIZA report nr. 95.066: 1-86. [[http://www.iwacriza.org/IWAC/IWACSite.nsf/876A177E4C272B-29C12569460031F88B/\\$File/Nota%2095.066.pdf](http://www.iwacriza.org/IWAC/IWACSite.nsf/876A177E4C272B-29C12569460031F88B/$File/Nota%2095.066.pdf)]
- Kobus, H. (1995): Prognoseinstrumente und Messdatenrealität in der Wasserwirtschaft. *DFG Senatskommission Wasserforsch., Mitt.* 14: 133-149.
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland“ des Bundesamtes für Naturschutz FKZ 803 82 100. 2005 BfN-Reihe Angewandte Landschaftsökologie, Heft 65.
- Kofalk, S., Kühlborn, J., Gruber, B., Uebelmann, B. & V. Hüsing (2001): Machbarkeitsstudie zum Aufbau eines Decision Support Systems (DSS). Zusammenfassung des im Auftrag der BfG erstellten Berichts „Towards a Generic Tool for River Basin Management – feasibility study –“. Mitteilung Nr. 8 der BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie (Hrsg.), Koblenz-Berlin. <http://elise.bafg.de/?1817>.
- Kofalk, S., Scholten, M., Boer, S., de Kok, J.-L., Matthies, M. & B. Hahn (2004): Ein Decision Support System für das Flusseinzugsgebiets-Management der Elbe. In: Möltgen, J. & D. Petry (Hrsg.): *Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements*, Workshopbeiträge 15./16.März 2004, IFGI prints 21, Institut für Geoinformatik Universität Münster.
- Kofalk, S., Boer, S., de Kok, J.-L., Matthies, M. & B. Hahn (2005): Ein Decision Support System für das Flussgebietsmanagement der Elbe. In: Feld, Ch., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & G. Friedrich (Hrsg.): *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern*. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell* Bd. 11: 236-243. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Kohler, A. & S. Schneider (2003): Macrophytes as Bioindicators. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 147/1-2 (Large Rivers 14, No. 1-2): 17-31.
- Kohmann, F. (1997): Das Leitbild - eine Begriffsbestimmung. *Zbl. Geol. Paläont. Teil I*, 9/10: 827-831.
- Köhler, W., Schachtel, G. & P. Voleske (1996): *Biostatistik*, Springer Verlag, Berlin.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. aus d. Kgl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung u. Abwasserbeseitigung* 1: 33-72.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dtsch. bot. Ges.* 26: 505-519.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. Hydrobiol.* 2: 126-152.
- Köppel, J., Bauer, H.J. & W. Buck (1994): Die Auswahl UVP-relevanter Indikatoren bei Maßnahmen an Fließgewässern. In: Grünewald, U. (Hrsg.): *Wasserwirtschaft und Ökologie*. E. Blottner/Taunusstein: 109-117.
- Korn, N., Jessel, B., Hasch, B. & R. Mühlinghaus (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. BfN-Reihe Naturschutz und biologische Vielfalt 27.
- Körnig, G. (1992): Rote Liste der Mollusken des Landes Sachsen-Anhalt. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 1: 22-23.
- Körnig, G. (1999): Bestandsentwicklung der Weichtiere (Mollusca). In: Frank, D. & V. Neumann (Hrsg.): *Bestandsituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalt*. Ulmer Verlag, Stuttgart:

## Literaturverzeichnis

- 457-466.
- Körnig, G. (2000): Die Gastropodenfauna mitteleuropäischer Auenwälder. *Hercynia* N.F. 33: 257-279.
- Körnig, G. (2001): Weichtiere (Mollusca). In: Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Elbe. Ministerium für Raumplanung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg.
- Körnig, G., Gohr, F., Hartenauer, K., Hohmann, M., Jährling, M., Kleinsteuber, W., Langner, T.J., Lehmann, B., Tappenbeck, L. & M. Unruh (2004): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) des Landes Sachsen-Anhalt. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 39: 155-160.
- Körnig, S. (1989): Die Mollusken der Biospärenreservate „Steckby-Lödderitzer Forst“ und „Vessertal“. Diplomarbeit, Universität Halle/Saale, unveröffentl.
- Kowalik, C., Kraft, J. & J.W. Einax (2003): The Situation of the German Elbe Tributaries – Development of the Loads in the Last 10 Years. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31: 334-345.
- Kowarik, I. & W. Seidling (1989): Zeigerwertberechnungen nach ELLENBERG – Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. *Landschaft u. Stadt* 21: 132-143.
- Kowarik, I. (2006): VI-3.12 Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: Fränzle, O., Müller, F. & W. Schröder (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften*. 16. Lieferung (3/06): 1-18.
- Králiková, A. & P. Degma (1995): Faunistic-Ecological analysis of hoverflies (Diptera, Syrphidae) in some landscape elements of the Danubian lowland with a special reference to the aphidophagous species. Part II. *Ekológia (Bratislava)* 14(3): 237-246.
- Králiková, A. & S. Stollár (1986): Poznatky o pešticovitých (Syrphidae, Diptera) z oblasti vystavby vodného diela na Dunaji. *Dipterologica bohemoslovaca* IV: 85-90.
- Krause, (o.A.) (o.J.): Karte der Reichsbodenschätzung. M: 1:10 000. Blatt 4140/ 300 A.
- Kremen, C. (1992): Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2: 203-217.
- Kremsa, J. & C. Maul (2000): Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe mit Auswertung der Erfahrungen der Hochwasser 1997, 1998 und 2000 im Bereich der Oberen Elbe auf dem Gebiet der Tschechischen Republik. In: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (Hrsg.): *Gewässerlandschaften – Aquatic Landscapes*. ATV-DVWK-Schriftenreihe, 9. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Einzugsgebietsmanagement, Tagungsband Teil 2: 185-188.
- Krige, D.G. (1951): A statistical approach to some basic mine evaluation problems on the Witwatersrand. *Journ. of the Chem. and Metall. Soc. of South Africa* 52: 119-139.
- Krüger, F., Miehlisch, G. & K. Friese (2000): Schadstoffpufferkapazitäten von Vorlandböden an der Mittleren Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Miehlisch, G. & M. Rode (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 189-198.
- Krüger, F. & A. Gröngroft (2003): The Difficult Assessment of Heavy Metal Contamination of Soils and Plants in Elbe River Floodplains. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31: 436-443.
- Kubiena, W.L. (1953): *Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas*. Institut für Bodenkunde-Madrid. 1. Ausgabe. Enke Verlag, Stuttgart.
- Kühlborn, J., Scholten, M. & S. Kofalk (Hrsg.) (2007): *Struktur und Dynamik der Elbe. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*, Bd. 2. Weißensee Verlag, Berlin.
- Kuntze, H., Roeschmann, G. & G. Schwerdtfeger (1994): *Bodenkunde*. 5., neubearbeitete und erweiterte Auflage. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Kuschka, V., Lehmann, G. & U. Meyer (1987): *Zur Arbeit mit Bodenfallen*.

## Literaturverzeichnis

- Beitr. Ent. Berlin 37(1): 3-27.
- Lambeck, R.J. (1997): Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- Landres, P.B., Verner, J. & J.W. Thomas (1988): Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-328.
- Langer, U. & J. Rinklebe (2003): PLFA and Soil Microbial Biomass in an Eutric Gleysol, Eutric Fluvisol, and Mollic Fluvisol at the Elbe River. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 102(1): 299-300.
- Lapen, D.R., Topp, G.C., Edwards, M.E., Gregorich, E.G. & W.E. Curnoe (2004): Combination cone penetration resistance/water content instrumentation to evaluate cone penetration-water content relationship in tillage research. *Soil & Tillage Research* 79: 51-62.
- Larsson, T.B. & J.A. Esteban (2000): Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the Convention on Biological Diversity. CBD. Swedish Scientific Council on Biodiversity, Swedish Environmental Protection Agency & Ministry of the Environment, Government of Catalonia, Stockholm & Barcelona.
- Larsson, T.B. (2001): Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletins* 50.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (1997): Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. Urban & Fischer, München.
- LAU – Landesamt Für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2000): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte 1:200.000. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2000.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (2001): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt – Landschaftsraum Elbe. Berichtes des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3/2001.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (2002): Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. In: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 39. Jahrgang, Sonderheft.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2004a): Rote Listen Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 39.
- LAU – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2004b): Kartieranleitung zur Kartierung und Bewertung der Offenlandlebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt. [http://www.mu.sachsen-anhalt.de/start/fachbereich\\_04/natura2000/kartierung\\_bewertung/files/ffh-kartieranleitung-offenland\\_ges.pdf](http://www.mu.sachsen-anhalt.de/start/fachbereich_04/natura2000/kartierung_bewertung/files/ffh-kartieranleitung-offenland_ges.pdf)
- LAWA – Landesarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2004): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland: Übersichtsverfahren. Kulturbuch Verlag, Berlin.
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S. & A.D. Watt (1998): Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76.
- Lee, S.M. & A. Chao (1994): Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* 50: 88-97.
- Legendre, P. & L. Legendre (1998): *Numerical Ecology*. Second English Edition. *Developments in Environmental Modelling* 20. Elsevier, Amsterdam.
- Leopold, J., Schöne, M. & K. Cölln (1996): Zur Kenntnis der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) der Stadt Köln und ihrer Randgebiete. *Decheniana Beihefte* 35: 433-458.
- Lepš, J. & P. Šmilauer (2003): Multivariate Analysis of Ecological Data using

## Literaturverzeichnis

- CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lesturgez, G., Poss, R., Hartmann, C., Bourdon, E., Noble, A. & S. Ratana-Anupap (2004): Roots of *Stylosanthes hamata* create macropores in the compact layer of a sandy soil. *Plant and Soil* 260: 101-109.
- Leyer, I. (2002): Auengrünland der Mittel- und Niederelbe – vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, der Altau- und am Auenrand der Elbe. *Dissertationes Botanicae*.
- Leyer, I. & K. Wesche, (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie - eine Einführung*. Springer Verlag, Heidelberg
- Lieberoth, I. (1982): *Bodenkunde*. 3. Auflage. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Lieberoth, I., Kopp, D. & W. Schwanecke (1991): Zur Klassifikation der Mineralböden bei der land- und forstwirtschaftlichen Standortkartierung. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 3: 153-163.
- Lilliesköld, M. & M. Scherer-Lorenzen (2000): Ecological processes/global change. In: Larsson, T.B. & J.A. Esteban (Hrsg.): *Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the Convention on Biological Diversity – CBD*. Swedish Sci. Council on Biodiversity, Swedish Env. Protection Agency & Ministry of the Environment, Government of Catalonia, Stockholm & Barcelona: 18-20.
- Lindenmayer, D.B. (1999): Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies, and monitoring programs. *Forest Ecology and Management* 115: 277-287.
- Lindroth, C.H. (1985): *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark*. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15(1). Scandinavian Science Press Ltd., Leiden, Copenhagen.
- Lindroth, C.H. (1986): *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark*. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15(2). Scandinavian Science Press Ltd., Leiden, Copenhagen.
- Linke, S., Norris, R.H., Faith, D.P. & D. Stockwell (2005): ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology* 50: 147-158.
- Lipiec, J. & I. Hakansson (2000): Influences of degree of compactness and matric water tension on some important plant growth factors. *Soil & Till. Res.* 53: 87-94.
- Londo, G. (1975): *Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten*. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Londo, G. (1976): The decimale scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Lozek, V. (1964): *Quartärmollusken der Tschechoslowakei*. *Rozpr. Ustred. úst. geol.* 31, Prag.
- Luff, M.L. (1975): Some features influencing the efficiency of pitfall traps. *Oecologia (Berl.)* 19: 345-357.
- Lutosch, I., Petry, D. & M. Scholz (2002): Auen und Auenschutz in der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Petry, D., Scholz, M. & I. Lutosch (Hrsg.): *Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen*. *UFZ-Bericht* 22: 10-42.
- Mac Nally, R. & E. Fleishman (2002): Using 'indicator' species to model species richness: model development and predictions. *Ecological Applications* 12: 79-92.
- Mac Nally, R. & E. Fleishman (2004): A successful predictive model of species richness based on indicator species. *Conservation Biology* 18: 646-654.
- Mace, G.M. & R. Lande (1991): Assessing extinction threats: towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5: 148-157.
- Maibach, A., Goeldlin de Tiefenau, P. & H.G. Dirickx (1992): *Liste faunistique des Syrphidae de Suisse (Diptera)*. *Misc. Faunistica Helvetica* 1: 1-51.
- Malec, F. & S. Vidal (1986) *Ergänzungen zur Schwebfliegenfauna des Land-*

## Literaturverzeichnis

- kreises Lüchow-Dannenberg (Diptera: Syrphidae). *Drosera* 86(2): 89-95.
- Maltby, E., Hogan, D.V. & R.J. McInnes (1996): Functional Analysis of European Wetland Ecosystems – Phase I (FAEWE). Ecosystems Research Report No 18. European Commission Directorate General Science, Research and Development. Brussels.
- Maltby, E., Digby, U. & C. Baker (2009): Functional assessment of wetlands: Towards evaluation of ecosystem services. Woodhead Publishing, Cambridge.
- Margreiter-Kownacka, M., Pechlaner, R., Ritter, H. & R. Saxl (1984): Die Bodenfauna als Indikator für den Saprobitätsgrad von Fließgewässern in Tirol. *Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck* 71: 119-135.
- Matheron, G. (1965): *Les Variables Regionalisées et leur Estimation*. Paris, Masson et Cie.
- Matheron, G. (1971): *The Theory of Regionalized Variables and its Application*. Ecole des Mines, Fontainebleau.
- Mauch, E., Sanzin, W. & F. Kohmann (1990): Biologische Gewässeranalyse in Bayern. *Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 1/85, 2. Aufl., München.
- Mayr, E. (1967): *Artbegriff und Evolution*. Paul Parey, Hamburg.
- McCullagh, P. & J.A. Nelder (1989): *Generalized Linear Models* (2<sup>nd</sup> ed.). Chapman & Hall, New York.
- McGeoch, M.A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-202.
- McIntyre, S., Lavorel, S., Landsberg, J. & T.D.A. Forbes (1999): Disturbance response in vegetation – towards a global perspective on functional traits. *Journal of Vegetation Science* 10: 621-630.
- Megonigal, J.P., Faulkner, S.P. & W.H. Patrick (1996): The Microbial Activity Season in Southeastern Hydric Soils. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1263-1266.
- Meier, S. & W. Keller (1990): Geostatistik – Einführung in die Theorie der Zufallsprozesse. Akademie-Verlag, Berlin.
- Meilinger, P., Schneider, S. & A. Melzer (2005): The Reference Index Method for the macrophyte-based Assessment of Rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology* 90(3): 322-342.
- Meißner, A. (1998): Die Bedeutung der Raumstruktur für die Habitatwahl von Lauf- und Kurzflügelkäfern (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae). Freiland-ökologische und experimentelle Untersuchung einer Niedermoorzönose. Dissertation, TU Berlin.
- Menz, J. & J. Pilz (1994): Kollokation, Universelles Kriging und Bayesscher Zugang. *Das Markscheidewesen* 101: 62-66.
- Menz, J., Stoyan, D. & N. Kolesnikov (2000): A method for estimating variogram parameters in the presence of trends. *Mathematische Geologie* 5: 59-68.
- Metcalfe, J.L. (1989): Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- Meteorologischer Dienst der DDR (1987): Klimadaten der DDR – Klimatologische Normalwerte 1951/80. Reihe B, Bd. 14. Meteorologischer Dienst der DDR, Potsdam.
- Meyer, D. (1990): Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. BUND, Hannover.
- Meyer, H. & G. Miehl (1983): Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standortseigenschaften der Böden in der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). *Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg* 25: 41-73.
- Michels, U. & U. Zupke (2005): Ökologische Bewertung von Auengewässern.

## Literaturverzeichnis

- sern im Mittelelbegebiet auf der Grundlage des Floodplain-Index. In: Reichhoff L. & K. Reichhoff (Hrsg.): Standörtliche, ökofaunistische und vegetationsdynamische Untersuchungen im Rahmen Naturschutzgroßprojektes „Mittlere Elbe“. Veröffentlichungen des LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 37-44.
- Miehlich, G. (1983): Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg 25: 75-89.
- Miehlich, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktionen von Böden in Auen Mitteleuropas. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 3-17.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis. Island Press., Washington D.C. [<http://www.millenniumassessment.org/en/Products.aspx?>]
- Moore, J.L., Balmford, A., Brook, T., Burgess, N.D., Hansen, L.A., Rahbek, C. & P.H. Williams (2003): Performance of Sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17: 207-218.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G. & R.W. Mannan (1998): Wildlife-habitat relationships – concepts and applications. The University Wisconsin Press, Madison Wisconsin.
- Morley, S.A. & J.R. Karr (2002): Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16: 1498-1509.
- Mosimann, T. (2001): Funktional begründete Leitbilder für die Landschaftsentwicklung. *Geographische Rundschau* 53(9): 4-10.
- Moss, D., Furse, M.T., Wright, J.F. & P.D. Armitage (1987): The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17: 41-52.
- Mückenhausen, E. (1985): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. 3. Auflage. DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- Mühlenberg, M. & T. Hovestadt (1992): Das Zielartenkonzept. *NNA-Berichte* 5(1): 36-41.
- Mühlenberg, M., Henle, K., Settele, J., Poschlod, P., Seitz, A. & G. Kaule (1996): Studying species survival in fragmented landscapes: The approach of the FIFB. In: Settele, J., Margules, C., Poschlod, P. & K. Henle (Hrsg.): Species Survival in fragmented landscapes. The GeoJournal Library Vol. 35, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 152-160.
- Müller, A. (1988): Das Quartär im mittleren Elbegebiet zwischen Riesa und Dessau-Halle. Dissertation, Universität Halle.
- Müller, A., Zerling, L. & C. Hanisch (2003): Geogene Schwermetallgehalte in Auensedimenten und -böden des Einzugsgebietes der Saale. *Abh. der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig* 59(6): 122 S.
- Müller, D., Schöl, A., Bergfeld, T. & Y. Strunck (Hrsg.) (2006): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Müller, G. (1989): Bodenkunde. 3. Auflage. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Müller, J. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen. *Zool. Jb. Syst.* 111: 281-305.
- Müller, S. (1999): Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelelbe. Teil II Zoologie: Säuger (Mammalia), Vögel (Aves), Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Unveröffentlichter Bericht, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und

## Literaturverzeichnis

- Forschung (BMBF).  
MUN LSA (Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen Anhalt) (1994): Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt.  
Munsell (1994): Munsell Soil Color Charts. Revised Edition. Macbeth Division of Kollmorgan Instruments Corporation.  
Murphy, K.J., Castella, E., Clement, B., Hills, J.M., Obrdlik, P., Pulford, I.D., Schneider, E. & M.C.D. Speight (1994): Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. In: Mitsch, W.J. (Hrsg.): Global Wetlands: Old World and New. Elsevier, New York: 659-682.  
Nelles, U. & B. Gerken (1990): Zur Carabidenfauna (Coleoptera: Carabidae) einer südfranzösischen Auenlandschaft – zöologische Charakterisierung hochflut-geprägter Standorte und ihre aktuelle Gefährdung. Acta Bio. Benrodis 2: 39-56.  
Neßhöver, C., Beck, S., Born, W., Dziock, S., Görg, C., Hansjürgens, B., Jax, K., Köck, W., Rauschmayer, F., Ring, I., Schmidt-Loske, K., Unnerstall, H., Wittmer, H. & K. Henle (2007): Das Millennium Ecosystem Assessment – eine deutsche Perspektive. Natur und Landschaft 82(6): 262-267.  
Nettmann, H.-K. (1991): Zur Notwendigkeit regionalisierter Untersuchungen für den zoologischen Arten- und Biotopschutz. In: Henle, K. & G. Kaule (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum, Jülich: 106-113.  
Neumann, F. & U. Irmner (1994): Auswirkungen der Nutzungsintensität auf die Schneckenfauna (Gastropoda) im Feuchtgrünland. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3(1): 11-18.  
Neumann, S.P. (1984): Role of geostatistics in subsurface hydrology. In: Geostatistics in Natural Res. Characterization, Part 2, NATO ASI Series C: Mathematical and Physical Sciences 122.  
Neumeister, H. (1964): Beiträge zum Auelehmproblem des Pleiße- und Elstergebietes. Sonderdruck. Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Deutschen Instituts für Länderkunde, Neue Folge 21/22. VEB Bibliographisches Institut, Leipzig: 65-131.  
Nichols, J.D. & M.J. Conroy (1996): Techniques for estimating abundance and species richness. In: Wilson, D.E., Cole, F.R., Nichols, J.D., Rudran, R. & M.S. Foster (Hrsg.): Measuring and monitoring of biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.  
Nichols, J.D., Boulinier, T., Hines, J.E., Pollock, K.H. & J.R. Sauer (1998): Inference methods for spatial variation in species richness and community composition when not all species are detected. Conservation Biology 12: 1390-1398.  
Niclas, G. & V. Scherfose (2005): Erfolgskontrollen in Naturschutzgroßvorhaben des Bundes. Teil 1: Ökologische Bewertung. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Band 22. Landwirtschaftsverlag, Münster.  
Niedling, A. & H.-W. Scheloske (1999): Erfassung und multivariate Analyse von Laufkäferzönosen an Rohbodenufern in Franken. Angewandte Carabidologie 1: 115-125.  
Nielsen, T.R. (1999): Check-list and distribution maps of Norwegian Hoverflies with description of *Platycheirus laskai* nov. sp. (Diptera- Syrphidae). NINA Fagrapport 035: 1-99. Trondheim.  
Niemelä, J. (2000): Biodiversity monitoring for decision making. Annales Zoologici Fennici 37: 307-317.  
Niemelä, J., Young, J., Alard, D., Askasibar, M., Henle, K., Johnson, R., Kurttila, M., Larsson, T.-B., Matouch, S., Nowicki, P., Paiva, R., Portoghesi, L., Smulders, R., Stevenson, A., Tartes, U. & A. Watt (2005): Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe. Forest Policy and Economics 7(6): 877-890.



## Literaturverzeichnis

- Niemeyer-Lüllwitz, A. & H. Zucchi (1985): Fließgewässerkunde: Ökologie fließender Gewässer unter besonderer Berücksichtigung wasserbaulicher Eingriffe. 1. Aufl., Frankfurt/M., Berlin, München: Diesterweg/Salle, Aarau, Frankfurt/M., Salzburg, Sauerländer.
- Niermann, I. (2003): 3.1.3 Arten und Biotope. In: Wycisk, P. & M. Weber (Hrsg.): Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe – Westlicher Teil. Weißensee Verlag, Berlin: 40-47.
- Nijboer, R.C., Verdonschot, F.M. & D.C. van der Werf (2005): The use of indicator taxa as representatives of communities in bioassessment. *Freshwater Biology* 50: 1427-1440.
- Nofdp (2006): nature-oriented flood damage prevention. Home page: [www.nofdp.net](http://www.nofdp.net). Letzter Zugriff: 18.09.2006
- Norris, R.H. & K.R. Norris (1995): The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Aust. J. Ecol.* 20: 1-6.
- Norris, R.H. & M.C. Thoms (1999): What is river health? *Freshwater Biology* 41: 1-13.
- Norris, R.H. & C.P. Hawkins (2000): Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.
- Noss, R.F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Obrdlik, P. & L. Gracia-Lozano (1992): Spatio-temporal distribution of macrozoobenthos abundance in the Upper Rhine alluvial floodplain. *Arch. Hydrobiol.* 124(2): 205-224.
- Obrdlik, P. & E. Schneider (1994): Analysis of Molluscs and Carabid communities. Proceedings of the 4<sup>th</sup> workshop "Functional Analysis of European Wetland Ecosystems", EC-STEP project 0084-CT90. Miraflores de la Sierra, unveröffentlicht.
- Obrdlik, P., Falkner, G. & E. Castella (1995): Biodiversity of gastropoda in European floodplains. *Verh. Auenkonzepte und Fließgewässerrenaturierung in Europa. Arch. Hydrobiol.* 101: 339-356.
- OECD (1999): Environmental Indicators for Agriculture. Volume 2: Issues and Design. OECD, Paris.
- Oekland, F. (1929): Methodik einer quantitativen Untersuchung der Landschneckenfauna. *Arch. Moll.*, Frankfurt/Main 61(3): 121-136.
- Oelke, E. (Hrsg.) (1997): Sachsen-Anhalt. Mit einem Anhang Fakten-Zahlen-Übersichten. Justus Perthes, Gotha.
- Økland, R.H. (1990): Vegetation Ecology – Theory, Methods, and Applications with Reference to Fennoscandia. Botanical Garden and Museum, University of Oslo, Oslo.
- Olden, J.D. & N.L. Poff (2003): Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterising streamflow regimes. *River Res. Applic.* 19: 101-121.
- Opp, C. (1985): Zur Untersuchung von Bodenverdichtungen aus geographischer Sicht. *Wiss. Z. Universität Halle XXXIV/1985 M, H. 3:* 53-60.
- Oppermann, R. & H.-U. Gujer (Hrsg.) (2003): Artenreiches Grünland bewerten und fördern. MEKA und ÖQV in der Praxis, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. & D.R. Anderson (1978): Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- Overesch, M. & J. Rinklebe (2002): Bindungsformen von As und Cd in Auenböden der Mittleren Elbe. In: Geller, W., Puncochar, P., Guhr, H., v. Tümpling, W., Medek, J., Smrták, J., Feldmann, H. & O. Uhlmann (Hrsg.): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag: 232-233.
- Overesch, M., Rinklebe, J. & G. Broll (2003): Bindungsformen von Pb und Zn in belasteten Auenböden der Mittleren Elbe. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 102: 221-222.
- Overesch, M., Rinklebe, J., Broll, G. &

## Literaturverzeichnis

- H.U. Neue (2007): Metals and arsenic in soils and corresponding vegetation at Central Elbe river floodplains (Germany). *Environmental Pollution*. 145: 800-812.
- Owen, J. & F.S. Gilbert (1989): On the abundance of hoverflies (Syrphidae). *Oikos* 55: 183-193.
- Pachepsky, Y.A., Rawls, W.J., Gimenez, D. & J.P.C. Watt (1998): Use of soil penetration resistance and group method of data handling to improve soil water retention estimates. *Soil & Till. Res.* 49: 117-126.
- Pachepsky, Y.A. & W.J. Rawls (1999): Accuracy and Reliability of Pedotransfer Functions as Affected by Grouping Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1748-1757.
- Pachepsky, Y.A. & W.J. Rawls (2003): Soil structure and pedotransfer functions. *European Journal of Soil Science* 54: 443-451.
- Palmer, M.W. (1990): The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71: 1195-1198.
- Palmer, M.W. (1991): Estimating species richness: the second order jackknife reconsidered. *Ecology* 72: 1512-1513.
- Palmer, M.W. (1993): Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74(8): 2215-2230.
- Pavluk, T.I., bij de Vaate, A. & H.A. Leslie (2000): Development of an index of trophic completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiol.* 427: 135-141.
- Pearce, J. & S. Ferrier (2000a): An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecol. Modelling* 128: 127-147.
- Pearce, J. & S. Ferrier (2000b): Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Modelling* 133: 225-245.
- Pearson, D.L. & F. Cassola (1992): World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6: 376-391.
- Pearson, D.L. & S.S. Carroll (1999): The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography* 26: 1079-1090.
- Pélissier, R., Couteron, P., Dray, S. & D. Sabatier (2003): Consistency between ordination techniques and diversity measurements: two strategies for species occurrence data. *Ecology* 84(1): 242-251.
- Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E. & F. Vasíček (Hrsg.) (1985): *Floodplain Forest Ecosystem – I. Before Water Management Measures*. Praha.
- Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E. & F. Vasíček (Hrsg.) (1991): *Floodplain Forest Ecosystem – II. After Water Management Measures*. Praha.
- Peter, W., Follner, K., Gläser J. & K. Henle (1999): Überprüfung der Höhengenaueigkeit eines Digitalen Geländemodells im Deichvorland der Mittel-elbe mit einem differentiellen globalen Positionierungssystem (DGPS). *Ta-gungsband der GEOöKon '99*: 53-57.
- Peter, W. & S. Stab (2001): Bedeutung und Grenzen von Höhenmodellen für Indikationssysteme in Auen. In: Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): *Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt*. UFZ-Bericht 8/2001: 16-19.
- Petermeier, A., Schöll, F. & T. Tittizer (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe – Ein Literaturbericht. *Lauterbornia, Dinkelscherben*, Heft 24:1-95.
- Peterson, J. & U. Langner (1992): *Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt*. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. 1992, Heft 4.
- Petry, D., Lutosch, I. & M. Scholz (2003): *Auenschutz und Wasserrahmenrichtlinie – eine Herausforderung für Natur-*

## Literaturverzeichnis

- schutz und Landschaftsplanung im Europäischen Kontext – Floodplain ecosystems and the Water Framework Directive – a new challenge for nature conservation. UVP-report 17(3+4): 129-133.
- Pickett, S.T.A. & P.S. White (1985): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, San Diego.
- Pickett, S.T.A., Kolasa, J. & C.G.Jones (1994): Ecological Understanding (The Nature of Theory and the Theory of Nature). Academic Press, San Diego.
- Plachter, H. (1991): Naturschutz. G. Fischer, Stuttgart.
- Plachter, H. & F. Foeckler (1991): Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren. In: Henle, K. & G. Kaule (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung Bd 4. KFA Jülich: 323 - 337.
- Plachter, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. Z. Ökol. u. Naturschutz 3: 87-106.
- Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & U. Riecken (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz 70: 1-566.
- Pledger, S. (2005): The performance of mixture models on heterogeneous closed population capture-recapture. Biometrics 61: 868-873.
- Podraza, P. (2002): Diskrepanz zwischen ökologischem Zustand und ökologischen Potenzialauswirkungen veränderter Zielzustände auf den Auen-schutz. In: Petry, D., Scholz, M. & I. Lutosch (Hrsg.): Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen. UFZ-Bericht 22: 67-70.
- Poff, N.L. & D.D. Hart (2002): How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. BioScience 52(8): 659-668.
- Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N. & S. Schmutz (2006): Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. Journal of Applied Ecology 43: 70-80.
- Precht, A. & K. Cölln (1996): Zum Standortbezug von Malaise-Fallen – Eine Untersuchung am Beispiel der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 8: 449-508.
- Prendergast, J.R. (1997): Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. Ecography 20: 210-216.
- Pressey, R.L. (1994): Ad hoc reservations: forward or backward Steps in developing representative reserve areas? Conservation Biol. 8: 662-668.
- Preußische Landesaufnahmen (1904a): Topographische Karte, Messtischblatt 2239 Barby, Neue Nr. 4037, einzelne Nachträge 1934, M 1:25:000.
- Preußische Landesaufnahmen (1904b): Topographische Karte, Messtischblatt 4149 Coswig, berichtigt 1927, einzelne Nachträge 1983, M 1:25:000.
- Prüter J. & M. Evers (2001): Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339581. NNA (Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz), Schneverdingen. <http://elise.bafg.de/?2900>.
- Purps, J., Damm, C. & F. Neuschulz (2004): Naturschutzgroßprojekt Lenzener Elbtalaue, Brandenburg – Auenregeneration durch Deichrückverlegung an der Elbe. Natur und Landschaft 79(99): 408-415.
- Rainio, J. & J. Niemelä (2003): Ground beetles (Coleoptera. Carabidae) as bioindicators. Biodiversity and Conservation 12: 487-506.
- Rawls, W.J. & Y.A. Pachepsky (2002): Soil consistence and structure as predictors of water retention. Soil Sci. Am. J. 66: 1115-1126.
- Reck, H., Henle, K., Hermann, G., Kaule, G., Matthäus, G., Obergföll, F.-J., Weiß, K. & M. Weiß (1991): Zielarten:

## Literaturverzeichnis

- Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie. In: Henle, K. & G. Kaule (Hrsg.): Arten- und Biotop-schutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum, Jülich: 347-353.
- Reck, H., Walter, R., Osinski, E., Kaule, G., Heint, T., Kick, U. & M. Weiß (1994): Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotop-schutzes: Das „Zielartenkonzept“ als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg. Laufener Seminarbeitr. 4: 65-94.
- Reckendorfer, W., Baranyi, C., Funk, A. & F. Schiemer (2006): Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity: expected effects on aquatic mollusc communities. *Journal of Applied Ecology* 43: 474-484.
- Reddy, K.R. & Jr., W.H. Patrick (1993): Wetland Soils – Opportunities and Challenges. *Soil Science Society of America Journal* 57: 1145-1147.
- Redecker, B. (2001): Schutzwürdigkeit und Schutzperspektive der Stromtal-Wiesen an der unteren Mittelbe – Ein vegetationskundlicher Beitrag zur Leitbildentwicklung. Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen Band 13. Martina Galunder-Verlag, Nümbrecht.
- Rehfeldt, G.E. (1984): Bewertung ostniedersächsischer Flußauen durch Bioindikatorsysteme – Modell einer Landschaftsbewertung. Dissertation, TU Braunschweig.
- Rehfuess, K.E. (1990): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. Auflage. Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Reichhoff, L. & B. Reuter (1978) Die Landschaft an Mittelbe und unterer Mulde. I. Eiszeitliche Fluß- und Landschaftsgeschichte und landschaftsformende Prozesse. *Dessauer Kalender* 22: 66-76.
- Reichhoff, L. (1981): Die Landschaft an Mittelbe und Mulde. Der Wasserhaushalt der Aue. *Dessauer Kalender* 25: 18-22.
- Reichhoff, L. & B. Reuter (1985): Die Landschaft an Mittelbe und unterer Mulde. III. Die Böden der Elbtalniederung. IV. Vegetation und Tierwelt der Elbtalniederung. a) Die Vegetation. *Dessauer Kalender* 29: 88-91.
- Reichhoff, L. & K. Refior (1997): Pflege- und Entwicklungs- (Rahmen-) Plan des Biosphärenreservates „Mittlere Elbe“. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Ministeriums f. Raumordnung und Landwirtschaft d. Landes Sachsen-Anhalt, Dessau.
- Reynoldson, T.B., Bailey, R.C., Day, K.E. & R.H. Norris (1995): Biological guidelines for freshwater sediment based on benthic assessment of sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Aust. J. Ecol.* 20: 198-219.
- Richardot-Coulet, M., Castella, E. & C. Castella (1987): Classification and Succession of former Channels of the french upper Rhône alluvial Plain using Mollusca. *Regulated Rivers* 1: 111-127.
- Rickfelder, T. (i.Dr.): Habitateignung und Schlüsselfaktoren für Carabiden in der Elbaue. Dissertation an der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät der technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- Riecken, U. (1990): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 32: 1-228.
- Riecken, U., Ries, U. & A. Ssymank (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*. Heft 41.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. & K. Ullrich (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland, 2. Fassung: Februar 2003. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 75.
- Rink, E., Henle, K. & S. Stab (2000): Zur Erstellung einer fachlich-statistisch abgestimmten Datenerhebungsstrategie am Beispiel eines synökologisch

## Literaturverzeichnis

- orientierten Forschungsprojektes in den Elbauen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 44(4): 184-190.
- Rink, M. (2003): Ordinationsverfahren zur Strukturanalyse ökosystemarer Feldinformationen und Lebensraumeignungsmodelle für ausgewählte Arten der Elbauen. *Diss. UFZ-Bericht 8/2003*.
- Rinklebe, J., Franke, C., Heinrich, K., Neumeister, H. & H.-U. Neue (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. *Leipziger Geowissenschaften* 11: 129-138.
- Rinklebe, J. & H.-U. Neue (1999): Großmaßstäbige Konzeptbodenkarte des Untersuchungsgebietes „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. *Tagungsband d. Fachtagung Elbe. Dynamik u. Interaktion von Fluß u. Aue. 4.-7. Mai 1999 Wittenberge. Elbe-Ökologie*: 237-238.
- Rinklebe, J., Klimanek, E.-M., Heinrich, K. & H.-U. Neue (1999c): Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 91(2): 699-702.
- Rinklebe, J., Heinrich, K., Morgenstern, P., Franke, C. & H.-U. Neue (2000a): Heavy metal concentrations, distributions and mobilities in wetland soils. In: *Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz-Berlin*: 227-228.
- Rinklebe, J., Heinrich, K. & H.-U. Neue (2000b): Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: *Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York*: 37-46.
- Rinklebe, J., Helbach, C., Franke, F. & H.-U. Neue (2000c): Großmaßstäbige Bodenformenkarte der „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: *Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. Heft 37. Bonn-Bad Godesberg*: 325-328.
- Rinklebe, J., Heinrich, K., Morgenstern, P., Franke, C. & H.-U. Neue (2000d): Heavy metal concentrations, distributions and mobilities in wetland soils. In: *Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz-Berlin. Tagungsband des Statusseminars Elbe – Ökologie vom 2.-5. November 1999 in Berlin*: 227-228.
- Rinklebe, J., Marahrens, S., Böhnke, R., Amarell, U. & H.-U. Neue (2000e): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: *Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York*: 27-35.
- Rinklebe, J., Eißner, C., Klimanek, E.-M., Heinrich, K. & H.-U. Neue (2001a): Die Heterogenität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte in Bodenprofilen von Auenböden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 95: 88-91.
- Rinklebe, J., Heinrich, K., Klimanek, E.-M. & H.-U. Neue (2001b): Bodenmikrobielle Indikatoren für Redoxpotentialänderungen in Auenböden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 96(1): 369-370.
- Rinklebe, J., Ehrmann, O. & H.-U. Neue (2001c): Bodenmikromorphologische Studien von fluviatilen Schichtungen, von Pyriten sowie der Verkittung von Quarzen mit Eisenoxiden in einem Gley aus Auensand über tiefem Auenschluffton. In: *Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): Das RIVA-Projekt. UFZ-Bericht 8/2001*: 154-155.
- Rinklebe, J., Heinrich, K. & H.-U. Neue (2001d): Der umsetzbare Kohlenstoff als Indikator für die potentielle bodenmikrobielle Aktivität in Auenböden.

## Literaturverzeichnis

- UFZ-Bericht 8/2001. (Hrsg.): Scholz, M., Stab, S. & K. Henle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume: 74-83.
- Rinklebe, J., Klimanek, E.-M. & H.-U. Neue (2002a): Dynamik der mikrobiellen Biomasse in Auenböden. Quantifizierung des Einflusses von Überflutungen, Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Wasserspannung und DOC. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft: 157-158.
- Rinklebe, J., Overesch, M. & H.-U. Neue (2002b): Mobilitäten und Bindungsformen von Schwermetallen in Auenböden der Elbe. In: Geller, W., Puncoschar, P., Guhr, H., v. Tümpling, W., Medek, J., Smrták, J., Feldmann, H. & O. Uhlmann (Hrsg.): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag, Stuttgart: 78-81.
- Rinklebe, J. & H.-U. Neue (2003): Ableitbarkeit von Nähr- und Schadstoffkonzentrationen aus Auenbodenformen. Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundlichen Ges. 102(1): 19-20.
- Rinklebe, J. (2003b): Schwermetalle und Arsen in Auenböden der Elbe – ihre Verbreitung, Mobilitäten, Bindungsformen und ihr Transfer in Nutzpflanzen. In: Tagungsband des Statusseminars des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes „Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002. Ergebnisse und Forschungsbedarf : 121-126. [<http://www.halle.ufz.de/data/Tagungsband555.pdf>]
- Rinklebe, J. (2004): Differenzierung von Auenböden der Mittleren Elbe und Quantifizierung des Einflusses von deren Bodenkennwerten auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenenzymaktivitäten von b-Glucosidase, Protease und alkalischer Phosphatase. Dissertation. Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg.
- Rinklebe, J. & H.-U. Neue (2005): Aggregation von Auenbodenformen als Instrument zur Prognose von Nähr- und Schadstoffgehalten. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 107(1): 393-394.
- Rolauffs, P., Stubauer, I., Zahrádková, S., Brabec, K. & O. Moog (2004): Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive – Case studies in Austria, Germany and Czech Republic. Hydrobiologia 516: 285-298.
- Rommel, J. (2000): Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. Studie i.A. der Bundesanstalt f. Gewässerkunde, Koblenz-Berlin. URL: <http://elise.bafg.de/?3408>.
- Rooney, D.J. & B. Lowery (2000): A profile cone penetrometer for mapping soil horizons. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 2136-2139.
- Rosenthal, G., Hildebrandt, J., Hengstenberg, M., Zöckler, C., Lakomy, W., Burfeindt, I. & D. Mossakowski (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland – Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. Angew. Landschaftsökologie 15: 1-336.
- Rosenthal, G. (2003): Selecting Target Species to evaluate the success of wet grassland restoration. Agriculture, Ecosystems and Environment 98: 227-246.
- Rosenzweig, S. & A. Hettrich (2007): Application of Ecological Submodels of INFORM. In: Antonello S.D. (Ed.): Frontiers in Ecology Research – Nova Science, New York: 165-185.
- Rotheray, G.E. (1999): Description and a key to the larval and puparial stages of north-west European Volucella (Diptera, Syrphidae). Studia dipterologica 6: 103-116.
- Rothenbücher, J. & M. Schaefer (2006): Submersion tolerance in floodplain arthropod communities. Basic and Appl. Ecology 7: 398-408
- Rothmaler, W. (1986): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Band 4, Kritischer Band. 6. durchges. Aufl. (Hrsg.): R. Schubert u. W. Vent, Berlin.

## Literaturverzeichnis

- Roux, A.L. (1976): Structure et Fonctionnement des Écosystèmes du Haut-Rhône français. I. Présentation de l'étude. Bull. Ecol. 7(4): 475-478.
- Roux, M. (1991): Interpretation of hierarchical clustering. Applied Multivariate Analysis in SAR and Environmental Studies. In: Devillers, J. & W. Karcher (Hrsg.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 137-152.
- Sachs, L. (1982): Applied Statistics. Springer Verlag, New York.
- Salveter, R. (1998): Habitatnutzung adulter Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) in einer stark gegliederten Agrarlandschaft. Mitteilung der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 71: 49-71.
- Samways, M.J. & N.S. Steytler (1996): Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. Biological Conservation 78: 279-288.
- Schaffers, A.P. & K.V. Sykora (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measures. Journal of Vegetation Science 11: 225-244.
- Schauer, W. (1970): Beitrag zur Entwicklung der Waldbestockungen im NSG Steckby-Lödderitzer Forst. Archiv für Forstwesen 19: 525-541.
- Scheffer, F. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Scheffer/ Schachtschabel. 15. Auflage.: Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Schwertmann, U., Horn, R., Kögel-Knabner, I., Stahr K., Auerswald K., Beyer, L., Hartmann, A., Litz, N., Scheinost, A., Stanjek, H., Welp, G. & B.-M. Wilke (Hrsg.). Spektrum. Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Schenk, J.H. & R.B. Jackson (2002): Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/ above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. Journal of Ecology 90: 480-494.
- Schiemer, F., Baumgartner, C. & K. Tockner (1999): Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. Regul. Rivers Res. Mgmt. 15: 231-244.
- Schirmer, W. (1991a): Zur Nomenklatur der Auenböden mitteleuropäischer Flußauen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 66: 839-842.
- Schirmer, W. (1991b): Bodensequenz der Auenterrassen des Maintals. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 17: 153-186.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. & K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2., neubearbeitete Auflage. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien.
- Schmedtje, U. & M. Colling (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4, 543 S.
- Schmid, G. (1978): Schnecken und Muscheln vom Rußheimer Altrhein. In: „Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft“. Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad. Württ. 10: 269-363.
- Schmid, G. (1983): Mollusken vom Mindelsee. In: Der Mindelsee bei Radolfszell. Monographie eines Naturschutzgebietes auf dem Bodanrück. Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad. Württ. 11: 409-500.
- Schmidt, H. & F. Foeckler (2003): Geschiebereaktivierung im Hochrhein – eine entscheidende Maßnahme für das Flussökosystem. natur & mensch 1: 20-27.
- Schmidt, J. (1994): Revision der mit *Agonum* (s.str.) *viduum* (Panzer, 1797) verwandten Arten (Coleoptera, Carabidae). Beitr. Ent. 44: 3-51.
- Schmid-Egger, C. (1993): Malaisefallen versus Handfang – Der Vergleich zweier Methoden zur Erfassung von Stechimmen (Hymenoptera, Aculeata). Verhandlungen Westdeutscher Entomologentag Düsseldorf 1992: 195-201.
- Schneider, F. (1958): Künstliche Blumen zum Nachweis von Winterquartieren, Futterpflanzen und Tageswanderungen von *Lasiopticus pyrastris* (L.) und anderen Schwebfliegen (Syrphidae Dipt.).

## Literaturverzeichnis

- Mitteilungen d. Schweizerischen Entomologischen Ges. 31(1): 1-24.
- Schneider, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Shaker Verlag, Aachen.
- Schneider, S., Schranz, C. & A. Melzer (2000): Indicating the trophic state of running waters by submersed macrophytes and epilithic diatoms – exemplary implementation of a new classification of taxa into trophic classes. *Limnologica* 30: 1-8.
- Schneider, S. & A. Melzer (2005): Paradigmenwechsel: Von der Trophieindikation zur Bioindikation des Gewässerzustandes der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Link, F.-G. & A. Kohler (Hrsg.): Donau der Europäische Fluss-Auenentwicklung und Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart: 82-97.
- Schnitter, P. & M. Trost (1999): Bestandssituation der Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). In: Frank, D. & V. Neumann (Hrsg.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts, Ulmer Verlag, Stuttgart: 391-406.
- Schöll, F., Haybach, A. & B. König (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 49: 234-247.
- Scholten, M., Anlauf, A., Büchele, B., Faulhaber, P., Henle, K., Kofalk, S., Leyer, I., Meyerhoff, J., Neuschulz, F., Rast, G. & M. Scholz (2005a): The Elbe River in Germany – present state, conflicts, and perspectives of rehabilitation. In: Buijse, T., Klijn, F., Leuven, R., Middelkoop, H., Schiemer, F., Thorp, J. & H. Wolfert (Hrsg.). The rehabilitation of large lowland rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl. (Large Rivers)* 15(1-4), 155(1-4): 579-602.
- Scholten, M., Reusch, H., Foeckler, F. & R. Baufeld (2005b): 5.3 Auengewässer. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin.
- Scholz, M., Stab, S. & K. Henle (Hrsg.): Indikation in Auen – Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. *UFZ-Bericht* 8/2001
- Scholz, M., Gläser, J., Hettrich, A., Schanowski, A., Deichner, O., Foeckler, F. & K. Henle (2004a): Effects of extreme flood events on flora and fauna in Middle Elbe floodplains. *UFZ-Bericht* 18/2004: 167-168.
- Scholz, M., Schulz, C. & T. Horlitz (2004b): Analyse und Bewertung ökologischer und sozioökonomischer Auenfunktionen. In: Möltgen, J. & D. Petry (Hrsg.): Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements. Münster, Workshopbeiträge 15./16. März. *IfGI prints* 21: 205-212.
- Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.) (2005a): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 5-48.
- Scholz, M., Schwartz, R. & M. Weber (2005b): Naturräumliche Grundlagen und Entwicklung der Kulturlandschaft. Kap. 2. In: Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & K. Henle (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Band 4 der Reihe: „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 5-48.
- Schrey, H.P. (1991): Die Interpretation des Eindringwiderstandes zur flächenhaften Darstellung physikalischer Unterschiede in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 154: 33-39.
- Schröder, B. & O. Richter (2000): Are habitat models transferable in space and time? *Z. Ökologie Naturschutz* 8: 195-205.
- Schröder, B. (2000): Zwischen Natur-



## Literaturverzeichnis

- schutz und theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. *Land-schafts-ökol. u. Umweltforschung* 35: 1-202.
- Schröder, B. & B. Reineking (2004): Modellierung der Art-Habitat-Beziehung – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. *UFZ-Bericht* 9/2004: 5-26.
- Schröder, D. (1979): Bodenentwicklung in spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen des Niederrheins. *Habil. Schrift. Universität Bonn*.
- Schröder, O.A. & O.A. Knauf (1977): Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung Blatt Barby 4037, 1:25 000.
- Schubert, R. (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. G. Fischer, Jena.
- Schubert, R., Hilbig, W. & S. Klotz (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. G. Fischer, Jena.
- Schupp, D. (2003): Aktuelle Naturschutz-Indikatoren in den Bundesländern und internationalen Indikatorensets. In: *NNA (Hrsg.): Naturschutz-Indikatoren – Neue Wege im Vogelschutz. NNA-Berichte* 16(2): 19-27.
- Schwartz, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. *Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten. Dissertation*.
- Schwartz, R., Fittschen, R. & L. Kutzbach (1998): Bodenkundliche Kartierung im Verbundprojekt „Indikatoren-system für Elbauen RIVA“. *Unveröffentlichter Bericht an das UFZ*.
- Schwartz, R., Gröngröft, A. & G. Miehl (2003): Entwicklungs- und Gefährdungspotenzial der Böden in der Lenzener Elbaue nach Deichrückverlegung. *Beitr. Forstwirtsch. u. Land-sch.ökol.* 37: 166-174.
- Schwerdtfeger, F. (1975): *Ökologie der Tiere. Bd. 3. Synökologie*. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin.
- Schwineköper, B. (1987): *Provinz Sachsen-Anhalt. Handbuch der historischen Stätten Deutschlands, Band 11*, Alfred Kröner Verlag, Stuttgart.
- Schwineköper, K. Seigert, P. & W. Konold (1992): *Landschaftsökologische Leitbilder. Garten und Landschaft* 6: 33-38.
- Schwoerbel, J. (1999): *Einführung in die Limnologie. 8. Aufl.*, G. Fischer, Stuttgart.
- Schuboth, J. & J. Peterson (2004): *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Sachsen-Anhalts (Stand Februar 2004). Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 37: 20-34.
- Settele, J., Margules, C., Poschlod, P. & K. Henle (Hrsg.) (1996): *Species Survival in Fragmented Landscapes*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.
- Siebeck, O. (1995): *Zusammenführung von Hydrologie und Ökologie in der Umweltforschung. Welche Ökologie ist gefragt? In: Deutsche Forschungsgemeinschaft - Senatskommission für Wasserforschung (Hrsg.): Perspektiven der Wasserforschung (Mitteilung 14). VCH-Verlagsgesellschaft/Weinheim: 182-203*.
- Sielmann, H. (1988): *Tierleben im Auenwald. Auwälder (Siegen)* 19: 52-62.
- Siepe, A. (1989): *Untersuchungen zur Besiedlung einer Auen-Catena am südlichen Oberrhein durch Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der Einflüsse des Flutgeschehens. Dissertation, Universität Freiburg i. Br.*
- Siepe, A. (1994): *Das „Flutverhalten“ von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae), ein Komplex von öko-ethologischen Anpassungen an das Leben in der periodisch überfluteten Aue. I: Das Schwimmverhalten. Zool. Jahrb. Abt. Syst. Oekol. Geogr. Tiere* 121: 515-566.
- Simberloff, D. (1997): *Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? Biol. Conserv.* 83(3): 247-257.
- Simon, M. (1994): *Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe. Zeitschr. f. Wasserwirtschaft-Wassertechnik (WWT)* 7: 25-31.

## Literaturverzeichnis

- Simon, M. (1996): Anthropogene Einflüsse auf das Hochwasser-abflussverhalten im Einzugsgebiet der Elbe. *Wasser und Boden* 48: 19-23.
- Simon, O. & W. Goebel (1999): Zum Einfluß des Wildschweins (*Sus scrofa*) auf die Vegetation und Bodenfauna einer Heidelandschaft. In: Gerken, B. & M. Görner (Hrsg.): *Natur und Kulturlandschaft, Höxter/Jena* 3: 172-177.
- Sládeček V. (1973): System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie: Beiheft 7 Ergebnisse der Limnologie*: 1-218.
- Snedecor, G.W. & W.G. Cochran (1980): *Statistical Methods*. Iowa State University Press, Ames.
- Sommaggio, D. (1999): Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 343-356.
- Sommer, Th., Hesse, G., Luckner, L. & G. Büchel (2000): Grundwasserströmung und Stoffwandlung in Flussauen am Beispiel der Unstrut. In: Friese, K., Witter, B., Miehlisch, G. & M. Rode (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 139-148.
- Southwood, T.R.E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 337-365.
- Southwood, T.R.E. (1996): Natural communities: structure and dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society London Series B* 351: 1113-1129.
- Spang, W.D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planung. *Natur und Landschaft* 67: 158-161.
- Spang, W. (1996): Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken und Laufkäfern als Indikatoren für auentypische Standortbedingungen: eine Untersuchung im Oberrheintal. Diss., Universität Heidelberg (Heidelberger Geographische Arbeiten 102).
- Sperle, T. (2007): Leitfaden zum Monitoring gemäß Art. 11 FFH-Richtlinie. BUND/NABU (Hrsg.). [www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/naturschutz/naturschutzrecht/7.pdf](http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/naturschutz/naturschutzrecht/7.pdf)
- Spezialkarte (1840): Spezialkarte von dem in der Elbaue gelegenen Teilen der Wörlitzer Forst, im Jahre 1840 entworfen von Stellbogen. Landesarchiv Oranienbaum, Karte D 276, Dessau.
- Topographische Karte (1855): Topographische Karte vom Preußischen Staate im Maßstab 1:100.000, Band 213, Dessau, Berlin.
- Spector, S. (2002): Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 16: 1480-1487.
- Speight, M.C.D. (1986): Criteria for the selection of insects to be used as bioindicators in nature conservation research. *Procs 3<sup>rd</sup> Eur. Congress of Entomology Amsterdam*, pt. 3: 485-488.
- Speight, M.C.D. & E. Castella (1995): Bugs in the system: relationships between distribution data, habitat and site evaluation in development of an environmental assessment procedure based on invertebrates. *Proc. 9<sup>th</sup> Int. Coll. Europ. Invertebrate Surv.*, 3.-4. September 1993, WWF Finland, Helsinki, Rep. 7: 1-9.
- Speight, M.C.D., Castella, E., Obrdlik, P. & T. Lavery (1998): *Syrph the Net: the Database of European Syrphidae (Diptera) on the internet*. Vol. 1-10. *Syrph the Net Publications*, Dublin.
- Speight, M.C.D. (1996): *Syrphidae (Diptera) of Central France*. *Volucella* 2: 20-35.
- Speight, M.C.D. (1997): Invertebrate species lists as management tools: an example using databased information about Syrphidae (Diptera). *Environmental Encounter Series* 33: 74-83.
- Speight, M.C.D., Castella, E. & P. Obrdlik (1999) Use of the *Syrph the Net* database. In: Speight, M.C.D., Castella, E., Obrdlik, P. & S. Ball (Hrsg.): *Syrph the Net – The Database of European Syrphidae (Diptera)*, Vol. 17. *Syrph the Net Publications*, Dublin.
- Speight, M.C.D., Castella, E. & P.

## Literaturverzeichnis

- Obrdlik (2000): Use of the Syrph the Net database. In: Speight, M.C.D., Castella, E., Obrdlik, P. & S. Ball (eds.): Syrph the Net - The Database of European Syrphidae, Vol. 25. Syrph the Net Publications, Dublin: 1-99.
- Speight, M.C.D. (2001): Farms as biogeographical units: 2. the potential role of different parts of the case-study farm in maintaining its present fauna of Sciomyzidae and Syrphidae (Diptera). Bulletin of the Irish Biogeographical Society 25: 248-278.
- Speight, M.C.D., Castella, E., Obrdlik, P. & S. Ball (Hrsg.) (2001): Syrph the Net on CD, Issue 1. The database of European Syrphidae. Syrph the Net Publications, Dublin, ISSN 1649-1917.
- Speight, M.C.D. & E. Castella (2001): An approach to interpretation of lists of insects using digitised biological information about the species. Journal of Insect Conservation 5: 131-139.
- Speight, M.C.D. & J.A. Good (2001): Farms as biogeographical units: 3. The potential of natural/semi-natural habitats on the farm to maintain its syrphid fauna under various management regimes. Bull. Ir. Biogeog. Soc. 25: 279-291.
- Speight, M.C.D., Castella, E., Sarthou, J.-P. & C. Monteil (Hrsg.) (2004): Syrph the Net on CD, Issue 2. The database of European Syrphidae. Syrph the Net Publications, Dublin, ISSN 1649-1917.
- Speight, M.C.D. (2005): An "expert System" approach to development of decision tools for use in maintenance of invertebrate biodiversity in forests (Pan-European Ecological Network in forests: Conservation of biodiversity an sustainable management. Proc. 5th Internat. Symposium). Environmental Encounters 57: 133-141.
- SPSS (1997): SPSS 7,5 für Windows
- SPSS (1999): Interaktive Grafiken. 9.0 München.
- SPSS Base 10,0 (1999): Benutzerhandbuch. SPSS Inc.
- SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Ssymank, A., Riecken, U. & U. Ries (1993): Das Problem des Bezugssystems für eine Rote Liste Biotope, Standard-Biototypenverzeichnis, Betrachtungsebenen, Differenzierungsgrad und Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten. In: Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands: Referate und Ergebnisse: 47-58
- Ssymank, A. (1997): Habitatnutzung blütenbesuchender Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) im Landschaftsgefüge des Drachenfelder Ländchens und Ansätze zu einer integrativen Landschaftsbewertung. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 11: 73-78.
- Ssymank, A. & D. Doczkal (1998): Rote Liste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). In: Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H. & P. Pretschner (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bonn-Bad Godesberg: 65-72.
- Ssymank, A., Doczkal, D., Barkemeyer, W., Claußen, C., Löhr, P.-W. & A. Scholz (1999): Syrphidae. In: Schumann, H., Bährmann, R. & A. Stark (Hrsg.): Entomofauna Germanica 2. Checkliste der Dipteren Deutschlands. Studia dipterologica 2: 195-203.
- Stab, S., Amarell, U. & M. Rink (2000): Indikation ökologischer Veränderungen in Auen. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz-Berlin, Projektgruppe Elbe Ökologie Mittl. Nr. 6.: 109-111.
- Starfield, A.M. (1997): A pragmatic approach to modeling for wildlife management. Journal of Wildlife Management 61: 261-270.
- Starck, J.M. (1998): Non-independence of data in biological comparisons. A critical appraisal of current concepts, assumptions and solutions. Theory in Bioscience 117: 109-138.
- Statistisches Bundesamt & Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2000): Kon-

## Literaturverzeichnis

- zepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe – Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 33, Bonn-Bad Godesberg. 262 S.
- Statzner, B. & B. Higler (1986): Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16: 127-139.
- Statzner, B., Resh, V.H. & S. Dolédec (1994): Ecology of the Upper Rhône River: a test of habitat templet theories. *Freshwater Biology* 31: 235-554.
- Statzner, B., Hoppenhaus, K., Arens, M.-F. & P. Richoux (1997): Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology* 38: 109-135.
- Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S. & P. Usseglio-Polatera (2001a): Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* 2: 73-85.
- Statzner, B., Hildrew, A.G. & V.H. Resh (2001b): Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology* 46: 291-316.
- Stelzer, D., Schneider, S. & A. Melzer (2005): Macrophyte based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology* 90(2): 223-237.
- Steneck, R.S. & M.N. Dethier (1994): A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Stock, O. (2005): Untersuchungen zum Verfestigungsverhalten saalezeitlicher Geschiebemergel am Beispiel landwirtschaftlicher Rekultivierungsböden der Niederlausitzer Bergbaufolgelandchaft. Unveröffentl. Diss. (in Vorbereitung), Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik, BTU Cottbus.
- Stuke, J.-H. (1996): Bemerkenswerte Schwebfliegenbeobachtungen (Diptera: Syrphidae) aus Niedersachsen und Bremen I. *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsen* 49: 46-52.
- Stuke, J.-H. (1998): Die Bedeutung einer städtischen Grünanlage für die Schwebfliegenfauna (Diptera: Syrphidae) dargestellt am Beispiel des Bremer „Stadtwaldes“. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Bremen* 44(1): 93-114.
- Stuke, J.-H., Wolff, D. & F. Malec (1998): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 1: 1-16.
- Stuke, J.-H. (2000): Zur Bedeutung der Grißheimer Trockenaue für die Schwebfliegenfauna (Diptera: Syrphidae). In: LfU Baden-Württemberg (Hrsg.) *Vom Wildstrom zur Trockenaue - Natur und Geschichte der Flußlandschaft am südlichen Oberrhein*. verlag regional-kultur, Ubstadt-Weiher: 307-318.
- Swaton, T., Rinklebe, J., Tanneberg, H. & R. Jahn (2003): Verteilungsmuster von Quecksilber und Zink in Auenböden des Saale-Elbe-Winkels. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 102(2): 593-594.
- Szoszkiewicz, K., Ferreira, T., Korte T., Baattrup-Pedersen, A., Davy-Bowker, J. & M. O'Hare (2006): European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydro-biologia* 566: 211-234.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. & P. Usseglio-Polatera (2000): *Invertébrés D'eau Douce. Systématique, Biologie, Écologie*. CNRS ÉDITIONS, Paris: 588 S.
- Tappeiner, U., Tasser, E. & G. Tappeiner (1998): Modelling vegetation patterns using natural and anthropogenic influence factors: preliminary experience with a GIS based model applied to an Alpine area. *Ecological Modelling* 113:

## Literaturverzeichnis

- 225-237.
- Täuscher, L. (1997): Bemerkungen zum Vorkommen von Wassermollusken im Elb-Havel-Winkel. *Untere Havel - Naturkundliche Berichte* 6/7: 52-54.
- Täuscher, L. (1998): Wassermollusken-Funde im brandenburgischen Naturpark Elbtal. *Auenreport* 4: 101-104.
- Teichmann, B. (1994): Eine wenig bekannte Konservierungsflüssigkeit für Bodenfallen. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 38: 25-30.
- ter Braak, C.J.F. & P.F.M. Verdonschot (1995): Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57(3): 255-289.
- ter Braak, C.J.F. & P. Šmilauer (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- ter Braak, C.J.F., Hoijsink, H., Akkermans, W. & P.F.M. Verdonschot (2003): Bayesian model-based cluster analysis for predicting macrofaunal communities. *Ecological Modelling* 160: 235-248.
- TGL Fachbereichstandard 24 300/08 (1986): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte – Horizonte, Bodentypen und Bodenformen von Mineralböden.
- Thienemann, A. (1959): Erinnerungen und Tagebuchblätter eines Biologen. Scheizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S. & J.-M. Olivier (1997): ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7: 75-83.
- Thioulouse, J., Simier, M. & D. Chessel (2004): Simultaneous analysis of a sequence of paired ecological tables. *Ecology* 85(1): 272-283.
- Thompson, F.C. & G. Rotheray (1998): Family Syrphidae. In: Papp, L. & B. Darvas (Hrsg.): *Contributions to a Manual of Palaearctic Diptera Volume 3 Higher Brachycera*. Science Herald, Budapest: 81-140.
- Thomsen, K. (2001): An Account of Large Forest Herbivores in the Past and Present in Denmark – and a Bid on the Future. In: Gerken, B. & M. Görner (Hrsg.): *Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern*. Natur- und Kulturlandschaft 4: 37-44.
- Tietze, F. (1968): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. *Pedobiologia* 8: 50-58.
- Tockner, K., Schiemer, F., Baumgartner, C., Kum, G., Weigand, E., Zweimüller, I. & J.V. Ward (1999): The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 245-258.
- Torp, E. (1994): Danmarks Svirrefluer (Diptera, Syrphidae). *Apollo Books, Danmarks Dyreliv* 6: 1-490.
- Townsend, C.R., Dolédec, S. & M.R. Scarsbrook (1997): Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology* 37: 367-387.
- Trautner, J. & K. Geigenmüller (1987): Sandlaufkäfer – Laufkäfer. *Illustrierter Schlüssel zu den Cicindeliden und Carabiden Europas*. Josef Margraf Verlag, Aichtal.
- Trautner, J. (Hrsg.) (1992): *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. Weikersheim.
- Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & M. Bräunicke (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dezember 1996. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29(9): 261-273.
- Tremp, H. (2005): *Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Tscharntke, T., Gathmann, A. & I. Steffan-Dewenter (1998): Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their

## Literaturverzeichnis

- natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology* 35: 708-719.
- Turak, E., Flack, L.K., Norris, R.H., Simpson, J. & N. Waddell (1999): Assessment of river condition at a large spatial scale using predictive models. *Freshwater Biology* 41: 283-298.
- Turner, H., Kuiper, J.G.J., Thew, N., Bernasconi, R., Ruetschi, J., Wüthrich, M. & M. Gosteli (1998): Atlas der Mollusken der Schweiz und Lichtensteins. *Fauna Helvetica* 2: 515 S.
- Tüxen, R. & H. Ellenberg (1937): Der systematische und der ökologische und der ökologische Gruppenwert. (Zus.). *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. Niedersachsen* 3, Hannover. (Zugl. 81.-87. Jahresber. *Naturhist. Ges. Hannover.*)
- Tüxen, R. (1954): Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. *Angew. Pflanzensoz.* 8 Stolzenau: 64-98.
- UNEP (2001): Indicators and environmental impact assessment – Designing national level monitoring programmes an indicators (SBSSTA – seventh meeting; Item 5.4 of the provisional agenda). Montreal.
- Unger, P.W. (1996): Soil bulk density, penetration resistance, and hydraulic conductivity under controlled traffic conditions. *Soil & Tillage* 37: 67-75.
- Van der Maarel E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39(2): 97-114. The Hague.
- Van Dijk, G.M., Marteiijn, E.C.L. & A. Schulte-Wülwer-Leidig (1995): Ecological rehabilitation of the River Rhine: plans, progress and perspectives. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 377-388.
- Van Dijk, E. (2006): Development of a GIS-based hydraulic-ecological model to describe the interaction between floodplain vegetation and riverine hydraulics. – Masterthesis, University of Twente, Enschede, [http://nofdp.bafg.de/servlet/is/11367/Master\\_The\\_sis\\_Eric\\_van\\_Dijk\\_nofdp\\_%20January2006.pdf](http://nofdp.bafg.de/servlet/is/11367/Master_The_sis_Eric_van_Dijk_nofdp_%20January2006.pdf)
- Vaughan, I.P. & S.J. Ormerod (2005): Increasing the value of principal components analysis for simplifying ecological data: a case study with rivers and river birds. *Journal of Applied Ecology* 42: 487-497.
- Vaz, C.M.P. & J.W. Hopmans (2001): Simultaneous Measurement of soil penetration resistance and water content with a combined penetrometer-TDR moisture probe. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 4-12.
- Venables, W.N. & D.M. Smith (2003): An Introduction to R – Notes on R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics Version 1.8.1 [<http://www.r-project.org/>].
- Verlinden, L. (1991): Zweefvliegen (Syrphidae). *Fauna van België. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen.*
- Vervuren, P.J.A, Blom, C.W.P.M. & H. de Kroon (2003): Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology* 91: 135-146.
- Victorino, S.C. (1996): Einfluß der Bewirtschaftung auf das Bodengefüge und die Aggregatstabilität verschiedener Ackerböden einer norddeutschen Jung-moränenlandschaft. Dissertation, Land-wirtsch. Fakultät, Inst. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, Univ. Kiel.
- Vidal, S. (1983): Zur Schwebfliegen-Fauna des Landkreises Lüchow-Dannenberg (Diptera, Syrphidae). *Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg NF* 25: 327-337.
- Vogel, K., Vogel, B., Rothhaupt, G. & E. Gottschalk (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. Auswahl der Arten, Methoden von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28(6): 179-184.
- VUBD (1999): Handbuch landschafts-ökologischer Leistungen. 3. Auflage. Veröffentlichungen der Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsvverbände Deutschland e.V.
- Vujic, A., Simic, S., Milankov, V., Ra-

## Literaturverzeichnis

- dovic, D., Radisic, P. & D. Radnovic (1998): Fauna Syrphidae (Insecta: Diptera) obedske bare. Posebna izdanja / Zavod za zastitu prirode Srbije, Beograd 17: 1-71.
- Wackernagel, H. (1995): *Multivariate Geostatistics*. Springer Verlag, Berlin.
- Wagner, H.H. (2004): Direct multi-scale ordination with canonical correspondence analysis. *Ecology* 85: 342–351.
- Walker, B.H. (1992): Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6: 18-23.
- Walker, B.H. (1995): Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biol.* 9: 747-752.
- Walther, B.A. & S. Morand (1998): Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology* 116: 395-405.
- Walther, B.A. & J.L. Moore (2005): The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28: 1-15.
- Walther, K. (1977): Die Vegetation des Elbtales – Die Flußniederung von Elbe und Seege bei Gartow (Kr. Lüchow-Dannenberg). *Abh. Verh. naturwiss. Ver. Hamburg, NF 20 (Suppl.):* 1-123.
- Ward, J.V. (1997): An Expansive Perspective of Riverine Landscapes: Pattern and Process Across Scales. *GAIA* 6(1): 52-60.
- Ward, J.V., Tockner, K. & F. Schiemer (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.
- Warthemann, G. & L. Reichhoff (2001): Die Pflanzengesellschaften des Auengrünlandes im Biosphärenreservat Mittlere Elbe (Sachsen-Anhalt) im historischen, räumlichen und syntaxonomischen Vergleich. *Tuexenia* 21: 153-178.
- Weber, R.-P. (2005): Möglichkeiten und Grenzen der Integration des Vertragsnaturschutzes in die Grünlandbewirtschaftung am Beispiel des Biosphärenreservates Flusslandschaft Mittlere. Weißensee Verlag, Berlin.
- Wechsung, F., Becker, A. & P. Gräfe (2005): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Weißensee Verlag, Berlin.
- Weidenfeller, M. (1990): Jungquartäre fluviale Geomorphodynamik und Bodenentwicklung in den Talauen der Mosel bei Trier und Nennig. Dissertation, Universität Trier.
- Weitmann, G. (1997): Untersuchung der Malakofauna des Guntersblumer Unterfeldes unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen der Trinkwassergewinnungsanlagen, 1. Untersuchungsjahr 1997. Abschlußbericht, Mainz, 50 S.
- Wiechmann, H. (1999): Semiterrestrische Böden - Anmerkungen zur Systematik der Auenböden. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 44. Eigenschaften und Funktionen von Auenböden an der Elbe: 144-154.
- Wiechmann, H. (2000): Die bodensystematische Kennzeichnung von Auenböden. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & M. Rode (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 19-25.
- Wiegand, T., Revilla, E. & F. Knauer (2004): Dealing with uncertainty in spatially explicit population models. In: Henle, K., Margules, C.R., Lindenmayer, D., Saunders, D.A. & C. Wissel (Hrsg.): *Species Survival in Fragmented Landscapes: Where to from now? Biodiversity and Conservation* 13: 53-78.
- Wiegand, G. (1986): Grenzen und Möglichkeiten der Datenanalyse in der Pflanzenökologie. *Tuexenia* 6: 365-378.
- Wiegand, G., Schulz, F. & U. Bröring (1999): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode, Physica-Verlag, Heidelberg.
- Wiegand, G., Bernotat, D., Gruehn, D., Riecken, U. & J. Vorwald (2002): Gelbdruck „Biotope und Biotoptypen“. In: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner,

## Literaturverzeichnis

- R. & U. Riecken: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* 70: 281-328.
- Wildi, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Stiftung Rübel 90: 1-226.
- Williams, B.K., Nichols, J.D. & M.J. Conroy (2002): *Analysis and Management of Animal Populations.*, Academic Press, San Diego.
- Wilmanns, O. (1993): *Ökologische Pflanzensoziologie.* – 5. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- Wilson, J.B. (1999): Guilds, functional types and ecological groups. *OIKOS* 86: 507-522.
- Winkelbrandt, A. (1990): Anforderungen an Bioindikatoren (Tierarten und -gruppen) aus der Sicht von Landschaftsplanung und Fachplanungsbeiträgen von Naturschutz und Landschaftspflege. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 32: 75-83.
- Wisskirchen, R. & H. Haeupler (1998): *Standartliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.* Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Witter, B. (1999): Verteilungsmuster chlorierter Kohlenwasserstoff-Verbindungen in Auenböden der Elbe. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 44: 99-107.
- Wohlgemuth-von Reiche, D., Griegel, A. & G. Weigmann (1997): Reaktion terrestrischer Arthropodengruppen auf Überflutungen der Aue im Nationalpark Unteres Odertal. *Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster* 18: 193-207.
- Wright, J.F., Moss, D., Armitage, P.D. & M.T. Furse (1984): A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14:221-256.
- Wright, J.F., Armitage, P.D., Furse, M.T. & D. Moss (1988): A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23(3): 1548-1552.
- Wright, J.F., Armitage, P.D., Furse, M.T. & D. Moss (1989): Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers* 4(2): 147-155.
- Wycisk, P. & M. Weber (2003): Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - Westlicher Teil. *Weißensee Verlag, Berlin.*
- Young, G.D., Adams, B.A. & G.C. Topp (2000): A portable data collection system for simultaneous cone penetrometer force and volumetric soil water content measurement. *Can. J. Soil Sci.* 80: 23-31.
- Zahlheimer, W.A. (1979): Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 38: 3-398.
- Zahner, V. (2001): Dammbauaktivitäten des Bibers (*Castor fiber*) und ihr Einfluß auf Forstbestände in Bayern. In: Gerken, B. & M. Görner (Hrsg.): *Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern.* *Natur u. Kulturlandschaft* 4: 462-465.
- Zehlius-Eckert, W. (1998) Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. *Laufener Seminarbeiträge* 8: 9-32.
- Zeissler, H. (1984): Mollusken im Biber-schutzgebiet Steckby (Bezirk Magdeburg). *Malakologische Abhandlungen Staatliches Museum f. Tierkde Dresden* 10(4): 19-38.
- Zerling, L., Hanisch, C., Junge, F.W. & A. Müller (2003): Heavy Metals in Saale Sediments – Changes in the Contamination since 1991. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31: 368-377.
- Zulka, K.P. (1994): Natürliche Hochwasserdynamik als Voraussetzung für das Vorkommen seltener Laufkäferarten (Coleoptera, Carabidae). *Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmus.* 8: 203-215.



## Anhang 3: Veröffentlichungsliste Mathias Scholz 2000 bis 2021

### Veröffentlichungen 2021

- JANUSCHKE, K., BRUNZEL, S., HERING, D., RUMM, A., **SCHOLZ, M.**, STAMMEL, B. (2021): „Biozönotische Auenzustandsbewertung“ – digitaler Workshop: Auenmagazin (20): 54-55:
- JANUSCHKE, K., HERING, D., STAMMEL, B., BRUNZEL, S., **SCHOLZ, M.**, RUMM, A., SATTLER, J., FÖECKLER, F., FISCHER-BEDTKE, C., MAKIEJ, A., EHLERT, T. (2021): Biozönotische Auenzustandsbewertung zur Erfolgskontrolle: Auenmagazin (20): 20-28.
- KADEN, U.S., FUCHS, E., GEYER, S., HEIN, T., HORCHLER, P., RUPP, H., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., WEIGELHOFER, G. (2021): Soil characteristics and hydromorphological patterns control denitrification at the floodplain scale: Front. Earth Sci. 9, art. 708707.
- SCHOLZ, M.**, LUDEWIG, K., BIWER, S., LINDOW, M., KLEINWÄCHTER, M., (2021): Zehnter Auenökologischer Workshop auf der digitalen Burg Lenzen/Elbe:Auenmagazin (20): 56-57.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., BABOROWSKI, M., EHLERT, T., KASPERIDUS, H.D., KRÜGER, F., HORCHLER, P., NEUKIRCHEN, B., RUPP, H., **SCHOLZ, M.**, SYMMANK, L. & NATHO, S. (2021): Simple modelling for a large-scale assessment of total phosphorus retention in the floodplains of large rivers. Wetlands 41 (6), art. 68.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., BABOROWSKI, M., EHLERT, T., KASPERIDUS, H.D., KRÜGER, F., HORCHLER, P., NEUKIRCHEN, B., RUPP, H., **SCHOLZ, M.**, SYMMANK, L., NATHO, S. (2021): Correction to: Simple modelling for a large-scale assessment of total phosphorus retention in the floodplains of large rivers: Wetlands 41 (7), art. 89.
- SHUPE, H.A., HARTMANN, T., **SCHOLZ, M.**, JENSEN, K., LUDEWIG, K. (2021): Carbon stocks of hardwood floodplain forests along the Middle Elbe: The influence of forest age, structure, species, and hydrological conditions. Water 13 (5), art. 670.
- STAMMEL, B., FISCHER, C., CYFFKA, B., ALBERT, C., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, H., FÖECKLER, F., GERSTNER, L., HOFFMANN, T.G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H.D., LINNEMANN, K., MEHL, D., PODSCHUN, S.A., RAYANOV, M., RITZ, S., RUMM, A., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., PUSCH, M.T., GELHAUS, M. (2021): Assessing land use and flood management impacts on ecosystem services in a river landscape (Upper Danube, Germany). River Res. Appl. 37 (2): 209 – 220.
- WIRTH, C., ENGELMANN, R.A., HAACK, N., HARTMANN, H., RICHTER, R., SCHNABEL, F., **SCHOLZ, M.**, SEELEDILBAT, C. (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald : ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. Biodiversity conservation and climate change in the floodplain forest of Leipzig. Biologie in unserer Zeit 51 (1): 55-65.

### Veröffentlichungen 2020

- CHRISTIANSEN, T., AZLAK, M., IVITS-WASSER, E., GLOBEVNIK, L., SNOJ, L., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., HENLE, K., SCHMEDTJE, U., KAMPA, E., BIRK, S., KAIL, J., JANUSCHKE, K., VÖLKER, J., LYCHE SOLHEIM, A. (2020): Floodplains: a natural system to preserve and restore. EEA Report 24/2019. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 54 pp.

- DAMM, C., GERSTNER, L., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (2020): Regelwerk für Maßnahmen in den Modellgebieten für den Habitatindex. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 209-212.
- DAMM, C., LOTTI, J., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., **SCHOLZ, M.**, STAMMEL, B., GERSTNER, L. (2020): Anwendung des RESI Habitatindex für die Modellregionen am Oberrhein. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 253-271.
- FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HORCHLER, P., KASPERIDUS, H.D., RUMM, A., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 149-170.
- FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (2020): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020, 382 S.
- FISCHER-BEDTKE, C., IWANOWSKI, J., PODSCHUN, S.A., BECKER, A., FISCHER, H., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HOFFMANN, T.G., HORNUNG, L., KASPERIDUS, H.D., LINNEMANN, K., RITZ, S., RUMM, A., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., THIELE, J., VENOHR, M., WILDNER, M., MEHL, D. (2020): Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen bei Umsetzung typspezifischer Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe von Hopstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen. In: **FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 293-324.
- FISCHER-BEDTKE, C., VILOVIC, V., PODSCHUN, S.A., ALBERT, C., DAMM, C., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HARTJE, V., HOFFMANN, T.G., KASPERIDUS, H.D., MEHL, D., PUSCH, M., RITZ, S., RUMM, A., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., **SCHOLZ, M.**, DEHNHARDT, A. (2020): Ökosystemleistungen der Flüsse und ihrer Auen: Einflussfaktoren und Nutzungen. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 17-57.
- GELHAUS, M., PODSCHUN, S.A., ALBERT, C., BECKER, A., CHAKHVASHVILI, E., FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., DAMM, C., GERSTNER, L., HOFFMANN, T.G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H.D., LINNEMANN, K., MEHL, D., PUSCH, M., RAYANOV, M., RITZ, S., RUMM, A., SANDER, A., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., WILDNER, M., STAMMEL, B. (2020): Ergebnisse der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller- bis zur Lechmündung. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 325-363.

- HARRIS, R.M.B., LOEFFLER, F., RUMM, A., FISCHER, C., HORCHLER, P., **SCHOLZ, M.**, FOCKLER, F. & HENLE, K. (2020): Biological responses to extreme weather events are detectable but difficult to formally attribute to anthropogenic climate change. *Sci. Rep.* 10 , art. 14067
- KADEN, U.S., FUCHS, E., HECHT, C., HEIN, T., RUPP, H., **SCHOLZ, M.** & SCHULZ-ZUNKEL, C. (2020): Advancement of the acetylene inhibition technique using time series analysis on air-dried floodplain soils to quantify denitrification potential. *Geosciences* 10 (11), art. 431.
- MEHL, D., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HOFFMANN, T.G., IWANOWSKI, J., PODSCHUN, S.A., RUMM, A., **SCHOLZ, M.**, STAMMEL, B. (2020): Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen vor und nach der Renaturierung der Nebel. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. *UFZ-Bericht 2/2020*: 273-292.
- NISSL, M., STAMMEL, B., LENTZ, A., FOCKLER, F., PARZEFALL, C., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H.D., **SCHOLZ, M.** & RUMM, A. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung im Fluss – AquaRESI. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. *UFZ-Bericht 2/2020*: 171-179.
- PODSCHUN, S.A., FISCHER-BEDTKE, C., ALBERT, C., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HARTJE, V., HOFFMANN, T.G., KASPERIDUS, H.D., MEHL, D., PUSCH, M., RITZ, S., RUMM, A., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., **SCHOLZ, M.** (2020): Einführung in den River Ecosystem Services (RESI) - Ansatz. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. *UFZ-Bericht 2/2020*: 5-16.
- PUSCH, M., PODSCHUN, S.A., STAMMEL, B., FISCHER, H., FISCHER-BEDTKE, C., MEHL, D., **SCHOLZ, M.** (2020): Anwendung des River Ecosystem Service Index (RESI) in der Wasserwirtschaft und im Naturschutz. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. *UFZ-Bericht 2/2020*: 365-372.
- RITZ, S., LINNEMANN, K., BECKER, A., KASPERIDUS, H.D., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., VENOHR, M., WILDNER, M., FISCHER, H. (2020): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. *UFZ-Bericht 2/2020*: 93-140.
- RUMM, A., **SCHOLZ, M.**, STAMMEL, B., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., FOCKLER, F. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna – Mollix In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. *UFZ-Bericht 2/2020*: 193-208.
- SCHOLZ, M.** & SCHULZ-ZUNKEL, C. (2020): Reinigungsleistung von Gewässern und Auen. *Aqua viva* 4, 22-25.

- SCHOLZ, M.**, DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H.D., RUMM, A., STAMMEL, B., HENLE, K. (2020): Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung“ – Bundesweiter Ansatz für die Aue. In: FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., MEHL, D., PODSCHUN, S., PUSCH, M., STAMMEL, B., SCHOLZ, M. (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 141-148.
- SCHRENNER, H., SCHULZ-ZUNKEL, C., RAST, G., GAPINSKI, C., ANLANGER, C., BONDAR-KUNZE, E., BRAUNS, M., DZIOCK, F., VON HAAREN, C., HEIN, T., HENLE, K., KASPERIDUS, H.D., KLIMMER, N., KOLL, K., KÖNIG, M., KRETZ, L., KRUMMHAAR, B., SPRÖSSIG, C., SCHNAUDER, I., SENDEK, A., **SCHOLZ, M.**, SEELE-DILBAT, C., NOGUEIRA TAVARES, C., VIEWEG, M., WEITERE, M. & WIRTH, C. (2020): Reflexion des Naturschutz-, Forschungs- und Umweltbildungsprojekts „Wilde Mulde“. Auenmagazin (17): 22-27.
- STAMMEL, B., DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HORCHLER, P., KASPERIDUS, H.D., RUMM, A., **SCHOLZ, M.** (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung – Florix. In: **Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Mehl, D., Podschun, S., Pusch, M., Stammel, B., Scholz, M.** (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2/2020: 181-191.
- SYMMANK, L., NATHO, S., **SCHOLZ, M.**, SCHRÖDER, U., RAUPACH, K. & SCHULZ-ZUNKEL, C. (2020): The impact of bioengineering techniques for riverbank protection on ecosystem services of riparian zones. Ecol. Eng. 158 , art. 106040.
- WIRTH, C., FRANKE, C., CARMENKE, I., DENNER, M., DITTMANN, V., HOMANN, K., RUDOLF, H., SCHMOLL, A., **SCHOLZ, M.**, SENFT, I., STEUER, P., WILKE, T. & ZABOJNIK, A. (2020): Dynamik als Leitprinzip zur Revitalisierung des Leipziger Auensystems. UFZ discussion papers 9/2020. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig, 62 S.

## Veröffentlichungen 2019

- ENGELMANN, R. A., HAACK, N., HENLE, K., KASPERIDUS, H.D., NISSEN, S., SCHLEGEL, M., **SCHOLZ, M.**, SEELE-DILBAT, C. WIRTH, C. (2019): Reiner Prozessschutz gefährdet Artenvielfalt im Leipziger Auwald. UFZ discussion papers 8/2019. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig, 14 S.
- FISCHER, C., DAMM, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HARRIS, R.M.B., HOFFMANN, T.G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H., MEHL, D., PODSCHUN, S.A., RUMM, A., STAMMEL, B & **SCHOLZ, M.** (2019): The “Habitat Provision” index for assessing floodplain biodiversity and restoration potential as an ecosystem service—method and application. Front. Ecol. Evol. 7, art. 483
- FISCHER, C., **SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., STAMMEL, B., GELHAUS, M., RUMM, A., FOCKLER, F., DAMM, C., HORCHLER, P., GERSTNER, L., PODSCHUN, S.A., PUSCH, M. (2019): River Ecosystem Service Index (RESI) – Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung“. Ergebnisse der Jahrestagung 2018 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der Deutschen und Österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL) : Hochschule Rhein-Waal (HSRW), Kamp-Lintfort, Kamp-Lintfort, 10.-14. Sept. 2018. Eigenverlag der DGL, Essen.: 104 – 112.
- PUSCH, M.T., PODSCHUN, S.A., ALBERT, C., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, C., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., IWANOWSKI, J., HOMANN, T.G., MEHL, D., RAYANOV, M.,

- RITZ, S., RUMM, A., **SCHOLZ, M.**, STAMMEL, B., THIELE, J. & VENOHR, M. (2019): Ökosystemleistungen von Flussauen bewerten: Der RESI-Ansatz. Auenmagazin (16): 6 – 10.
- SCHOLZ, M.**, RIEDEL, J., SEELE, C., ENGELMANN, R., HEINRICH, J., HENLE, K., HERKELRATH, A., KASPERIDUS, H.D., KIRSTEN, F., LÖFFLER, F., MASUROWSKI, F., VIEWEG, M., WIRTH, C., SAHLBACH, T. (2019): Das Projekt Lebendige Luppe – ausgewählte wasserwirtschaftliche Aspekte der Leipziger Nordwestaue. DWA Jahrbuch 2019 Gewässer-Nachbarschaften : Schulung und Erfahrungsaustausch, naturnahe Gewässerunterhaltung, präventiver Hochwasserschutz. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. [DWA] - Landesverband Sachsen/Thüringen, Dresden: 162 – 175.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., **SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., MEHL, D. & HENLE, K. (2019): The loss of ecosystem functions in riverine floodplains in Germany. In: Schröter, M., Bonn, A., Klotz, S., Seppelt, R., Baessler, C., (eds.): Atlas of ecosystem services : drivers, risks, and societal responses. Springer International Publishing, Cham: 361 – 364.
- STÖLTING, S., SCHMIDT, H., **SCHOLZ, M.**, LOHWASSER, D., FOECKLER, F. & RUMM, A. (2019): Die Aue der Unteren Saale: Abhängigkeit der Vegetation von hydrologischen Standortfaktoren. Auenmagazin (15): 32 – 40.

## Veröffentlichungen 2018

- FISCHER, C., BEICHLER, S.A., DAMM, C., FOECKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., PUSCH, M., RUMM, A., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** (2018): River Ecosystem Service Index (RESI) - Erfassung und Bewertung der Ökosystemleistung "Habitatbereitstellung". Artenschutzreport (38): 14 – 17.
- PODSCHUN, S.A., ALBERT, C., COSTEA, G., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, C., FISCHER, H., FOECKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HARTJE, V., HOFFMANN, T.G., HORNUNG, L., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H.D., LINNEMANN, K., MEHL, D., RAYANOV, M., RITZ, S., RUMM, A., SANDER, A., SCHMIDT, M., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., WILDNER, M. & PUSCH, M. (2018): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. Berichte des IGB 31/2018. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin, 187 S.
- PODSCHUN, S.A., THIELE, J., DEHNHARDT, A., MEHL, D., HOFFMANN, T.G., ALBERT, C., VON HAAREN, C., DEUTSCHMANN, K., FISCHER, C., **SCHOLZ, M.**, COSTEA, G. & PUSCH, M.T. (2018): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. The ecosystem service concept - a chance for integrative water resource management. Hydrol. Wasserbewirtsch. 62 (6): 453 – 468.
- RUMM, A., FOECKLER, F., DZIOCK, F., ILG, C., **SCHOLZ, M.**, HARRIS, R.M.B. & GERISCH, M. (2018): Shifts in mollusc traits following floodplain reconnection: Testing the response of functional diversity components. Freshw. Biol. 63 (6): 505 – 517.
- SCHOLZ, M.**, SEELE, C., ENGELMANN, R.A., HARTMANN, T., HEINRICH, J., HENLE, K., HERKELRATH, A., KASPERIDUS, H.D., KIRSTEN, F., LÖFFLER, F., MASUROWSKI, F., SAHLBACH, T., WIRTH, C. & RIEDEL, J. (2018): Das Projekt Lebendige Luppe – ein Beitrag zur Renaturierung der Leipziger Nordwest-Aue. Auenmagazin (14): 14 – 21.

## Veröffentlichungen 2017

- ALBERT, C., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., HANSJÜRGENS, B., DEHNHARDT, A., DÖRING, R., JOB, H., KÖPPEL, J., KRÄTZIG, S., MATZDORF, B., REUTTER, M., SCHALTEGGER, S., **SCHOLZ, M.**, SIEGMUND-SCHULTZE, M., WIGGERING, H., WOLTERING, M. & VON HAAREN, C. (2017): An economic perspective on land use decisions in agricultural landscapes: Insights from the TEEB Germany Study. *Ecosyst. Serv.* 25: 69 – 78.
- CARRIZO, S.F., LENGYEL, S., KAPUSI, F., SZABOLCS, M., KASPERIDUS, H.D., **SCHOLZ, M.**, MARKOVIC, D., FREYHOF, J., CID, N., CARDOSO, A.C. & DARWALL, W. (2017): Critical catchments for freshwater biodiversity conservation in Europe: identification, prioritisation and gap analysis. *J. Appl. Ecol.* 54 (4): 1209 – 1218.
- DISTER, E., SCHNEIDER, E. & **SCHOLZ, M.** (2017): Allgemeine Grundlagen. In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 25 – 40.
- FISCHER, C., ILG, C., GERISCH, M., FOECKLER, F., RUMM, A., LÖFFLER, F., HORCHLER, P. & **SCHOLZ, M.** (2017): Räumliche und zeitliche Übertragbarkeit von Habitatmodellen für Artengruppen mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen entlang der Mittleren Elbe. In: Horchler, P., **Scholz, M.**, (Hrsg.): Daten und Modelle: Anwendungen in der Praxis. 7. Auenökologischer Workshop, 16.-18.5.2017 Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz ; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig, S. 64.
- FOECKLER, F., SCHMIDT, H., HEYMER, C., BECK, M., **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., RUMM, A. (2017): Der Molluskenindex (Mollix) - ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Universität für Bodenkultur Wien, 26.-30. Sept. 2016. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Hardegsen: 91 – 96.
- FOECKLER, F., SCHMIDT, H., **SCHOLZ, M.**, DEICHNER, O., KOBIALKA, H., MEINDORFER, K., HEINRICHFREISE, A. & RUMM, A. (2017): DIE UNTERE SAALE - DIE BIODIVERSITÄT UNGESTAUTER UND GESTAUTER ABSCHNITTE. In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 301 – 312.
- FRANCIK, H.H., SCHULZ-ZUNKEL, C., RUPP, H., FUCHS, E., HORCHLER, P., SYMMANK, L. & **SCHOLZ, M.** (2017): Ermittlung potenzieller Nährstoffretentionsraten als Ökosystemleistung der Flussauen am Beispiel von Stickstoff – AZOTE. In: Horchler, P., **Scholz, M.** (Hrsg.): Daten und Modelle: Anwendungen in der Praxis. 7. Auenökologischer Workshop, 16.-18.5.2017 Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz ; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig, S. 74
- HANSJÜRGENS, B., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., BERGHÖFER, A., BONN, A., DEHNHARDT, A., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., MATZDORF, B., OSTERBURG, B., RING, I., RÖDER, N., **SCHOLZ, M.**, THRÄN, D., SCHALLER, L., WITING, F. & WÜSTEMANN, H. (2017): Ökosystembasierte Klimapolitik für Deutschland. In: Marx, A., (Hrsg.): *Klimaanpassung in Forschung und Politik*. Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH - Springer Spektrum, Wiesbaden: 237 – 260.
- HERING, D., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.** & STAMMEL, B. (2017): Hintergrund und Zielsetzung. In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G.,

- SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 21 – 24.
- HORCHLER, P. & **SCHOLZ, M.** (2017): Daten und Modelle: Anwendungen in der Praxis. 7. Auenökologischer Workshop, 16.-18.5.2017 Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz ; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig, 82 S.
- JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, GELHAUS, M., STAMMEL, B., HERING, D. (2017): Metadaten - aktueller Bestand zum Monitoring in Auen: In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 119 – 147.
- JANUSCHKE, K., STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.** & HERING, D. (2017): Diskussion und Fallbeispiele. In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., **Scholz, M.**, Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E., Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 403 – 427.
- RIEDEL, J., SAHLBACH, T., **SCHOLZ, M.**, MASUROWSKI, F., KASPERIDUS, H.D., ENGELMANN, R., SEELE, C., MARLOW, F., MANSEL, H., BRÜCKNER, F. & SANDIG, F. (2017): Die Verwendung gekoppelter Modelle in der Planung von Auenrevitalisierungsprojekten am Beispiel des Projektes "Lebendige Luppe" aus dem Bundesprogramm Biologische Vielfalt. The employment of coupled models in the planning of floodplain revitalisation projects based on the example of the "Lebendige Luppe" ("Living Loop") project from the Federal German Bio-Diversity Programme. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10 (12): 750 – 755.
- RUMM, A., GERISCH, M., ILG, C., FOECKLER, F., **SCHOLZ, M.** (2017): Entwicklung der Molluskendiversität nach der Deichöffnung im Roßlauer Oberluch. In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., **Scholz, M.**, Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E., Egger, G., (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 365 – 373.
- SCHNEIDER, E., **SCHOLZ, M.**, DISTER, E., MEHL, D., KURTH, A., HAMER, H. (2017): Biodiversität in Auen: In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., **Scholz, M.**, Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E., Egger, G., (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 41 – 78.
- SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg., 2017): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, 498 S.
- SCHOLZ, M.**, DISTER, E., EHLERT, T., MEHL, D., SCHNEIDER, E., FOECKLER, F., DAMM, C., RUMM, A., KRÜGER, F., SCHULZ-ZUNKEL, C., EGGER, G. & WERLING, M. (2017): Nutzung, Auenzustand und Renaturierung. In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 79 – 118.
- SCHOLZ, M.**, FOECKLER, F., RUMM, A., GERISCH, M., ILG, C., FISCHER, C., LÖFFLER, F. & P. HORCHLER (2017): Wirkung von Extremhochwasserereignissen - Mittelelbe. In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G., (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 183 – 192.

- SCHULZ-ZUNKEL, C., RAST, G., SCHRENNER, H., BABOROWSKI, M., BAUTH, S., BONDAR-KUNZE, E., BRAUNS, M., BROMBERGER, S., DZIOCK, F., GAPINSKI, C., GRÜNDLING, R., VON HAAREN, C., HEIN, T., HENLE, K., KAMJUNKE, N., KASPERIDUS, H.D., KOLL, K., KRETZ, L., KRÜGER, F., MÖWS, R., OTTE, M., PUCHER, M., SCHMIDT, C., SCHNAUDER, I., **SCHOLZ, M.**, SEELE, C., NOGUEIRA TAVARES, C., VON TÜMLING, W., VIEWEG, M., WARTHEMANN, G., WEITERE, M., & WIRTH, C. (2017): Wilde Mulde – Revitalisierung einer Wildflusslandschaft in Mitteldeutschland. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 54: 46 – 65.
- STAMMEL, B., **SCHOLZ, M.**, ACKERMANN, W., HORCHLER, P. (2017): Räumliche Vielfalt der Pflanzenarten in den großen Auen Deutschlands. In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E., EGGER, G. (Hrsg.): *Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt* 163: 167 – 182.
- VITZTHUM, M., **SCHOLZ, M.**, WILKE, T. & NISSEN, S. (2017): Projekt Lebendige Luppe will trockene Flussbetten wieder füllen. *Fachtagung zur Auenentwicklung in Leipzig. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10 (3): 135 – 136.
- VLAIC, M., SIEVERT, R., **SCHOLZ, M.**, HERKELRATH, A. & GROßE, W.-R. (2017): Die Papitzer Lehmlachen im Projekt Lebendige Luppe – Schutz eines wertvollen Amphibienlebensraumes in der Leipziger Nordwest-Aue. *Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen* 18: 12 – 28.
- WÜSTEMANN, H., BONN, A., ALBERT, C., BERTRAM, C., BIBER-FREUDENBERGER, L., DEHNHARDT, A., DÖRING, I., ELSASSER, P., HARTJE, V., MEHL, D., KANTELHARDT, J., REHDANZ, K., SCHALLER, L., **SCHOLZ, M.**, THRÄN, D., WITING, F., HANSJÜRGENS, B. (2017): Synergies and trade-offs between nature conservation and climate policy: Insights from the “Natural Capital Germany – TEEB DE” study. *Ecosyst. Serv.* 24: 187 – 199.

## Veröffentlichungen 2016

- JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, GELHAUS, M., STAMMEL, B. & HERING, D. (2016): Floodplain and river monitoring. *Freshwater Metadata Journal* 16: 1 – 16.
- JANUSCHKE, K., LEDESMA-KRIST, G., **SCHOLZ, M.**, GELHAUS, M., STAMMEL, B. & D. HERING (2016): Biologisches Auenmonitoring in Deutschland. *Auenmagazin* (10),: 21 – 26.
- KAMPA, E., ANZALDÚA, G., LANGAAS, S., KRISTENSEN, P., SCHMEDTJE, U., ISOARD, S., GEORGI, B., CUGNY SEGUIN, M., BULC, T.G., KLEMENČIČ, A.K., JANKOVIČ, M., POPIT, S., SERŠEN, N.J., PAS, Y., ROERINK, J., GUTIÉRREZ, F.A., CIFUENTES Y DE LA CERRA, N., DEL CARMEN MOLINA, M., WAWRYN, W., WAACK-ZAJĄC, A., WAGNER, I., OFENBÖCK, T., ENGLAND, J., SHUKER, L., OSHEA, R., WEBB, D., PANKSEP, K., MILLER, S., FERGUS, T., SALONSAARI, J., KIRNER, S., **SCHOLZ, M.**, WILKE, T., RIEDEL, J., VLAIC, M., GUÉRIN, S., TERRENS, I., HAESEVOETS, A., MØLLER PEDERSEN, C., JENSEN, I.H., CHIRU, E., GABOR, O., STATE, R., ROUSSEL, A.-C. & CATRINOIU, D. (2016): Rivers and lakes in European cities: past and future challenges. *EEA Report 26/2016*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 51 S.
- RUMM, A., FOECKLER, F., DEICHNER, O., **SCHOLZ, M.** & M. GERISCH (2016): Dyke-slotting initiated rapid recovery of habitat specialists in floodplain mollusc assemblages of the Elbe River, Germany. *Hydrobiologia* 771 (1): 151 – 163.
- SCHOLZ, M.**, ENGELMANN, R., SEELE, C., HERKELRATH, A., KRÜGER, A., HARTMANN, T., HEINRICH, J., WIRTH, C., RIEDEL, J. & H.D. KASPERIDUS (2016): Challenges in floodplain and river restoration



in the Elbe catchment - case study "Lebendige Luppe" - revitalization project in Leipzig's urban floodplain forest. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2016 = Magdeburgský seminár o ochraně vod 2016, 6.-7.10.2016 Dresden. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Magdeburg: 51 – 54.

- VANNEUVILLE, W., WOLTERS, H., **SCHOLZ, M.**, WERNER, B., UHEL, R., SNOJ, L., GLOBEVNIK, L., MYSIK, J., SEIJGER, C. & SCHULZ-ZUNKEL, C. (2016): Flood risks and environmental vulnerability : exploring the synergies between floodplain restoration, water policies and thematic policies. EEA Report 1/2016. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 78 pp.
- VON KEITZ, S., DEHNHARDT, A., KLAUER, B., **SCHOLZ, M.**, ANLAUF, A., BARKMANN, J., BIRZLE-HARDER, B., DEFFNER, J., FUCHS, E., GERISCH, M., HAASE, P., MEYERHOFF, J., SCHMIDT-WYGASCH, C., SCHRÖDER, U. & SIEWERT, A. (2016): Ökosystemleistungen von Gewässern und Auen. In: von Haaren, C., Albert, C., Hansjürgens, B., Brenck, M., Dietrich, K., Moesenfechtel, U., Ratte, C., Ring, I., Schröter-Schlaack, C. & Schweppe-Kraft, B. (Hrsg.): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen : Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung ; [Langfassung]. Naturkapital Deutschland – TEEB DE, Berlin, Leipzig: 206 – 239.

## Veröffentlichungen 2015

- DEHNHARDT, A., **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHRÖDER, U., FUCHS, E., EICHHORN, A. & RAST, G., (2015): Die Rolle von Auen und Fließgewässern für den Klimaschutz und die Klimaanpassung. In: HARTJE, V., WÜSTEMANN, H., BONN, A. (Hrsg.): Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Naturkapital und Klimapolitik - Synergien und Konflikte. Technische Universität Berlin ; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 172 – 181.
- EVERS, M. & **M. SCHOLZ** (2015): Sozioökonomische Charakterisierung. In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J. & Evers, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 142 – 145.
- HANSJÜRGENS, B., WÜSTEMANN, H., BERTRAM, C., BONN, A., DEHNHARDT, A., DÖRING, R., DOYLE, U., EL-SASSER, P., HARTJE, V., JENSEN, R., OSTERBURG, B., REHDANZ, K., RÖDER, N., **SCHOLZ, M.**, THRÄN, D., VOHLAND, K., BIBER-FREUDENBERGER, L. & PERMIEN, T. (2015): Synergien und Konflikte von Klimapolitik und Naturschutz: Zusammenfassung und Handlungsoptionen. In: HARTJE, V., WÜSTEMANN, H., BONN, A. (Hrsg.): Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Naturkapital und Klimapolitik - Synergien und Konflikte. Technische Universität Berlin ; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 190 – 210.
- HORCHLER, P.J., **SCHOLZ, M.** & FUCHS, E. (2015): Was würde es kosten, die Sohlerosion am Niederrhein nicht zu bekämpfen? – Versuch einer Bilanzierung der Veränderung der Auenvegetation. Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern. 5. Ökologisches Kolloquium am 5./6. Mai 2015 in Koblenz. Veranstaltungen / BfG 3. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: 69 – 82.
- HORLITZ, T., **SCHOLZ, M.**, WEBER, M. & I., LEYER (2015): Vom Leitbild zur Maßnahme. In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J. & Evers, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 458 – 473.

- JÄHRLING, K.-H., EVERS, M., **SCHOLZ, M.**, BAUFELD, R., WEBER, M. & LEYER, I. (2015): Ökologisch ausgerichteter Hochwasserschutz. In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J. & Evers, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 503 – 521.
- KRÜGER, F., **SCHOLZ, M.**, KREIBICH, M. & BABOROWSKI, M. (2015): Sedimentrückhalt in den Elbauen. Sediment retention in the floodplains of the river Elbe. Hydrol. Wasserbewirtsch. 59 (12): 380 – 395.
- RUMM, A., FOECKLER, F., **SCHOLZ, M.** & GERISCH, M. (2015): Deichöffnung im Roßlauer Oberluch (Mittel-elbe, Sachsen-Anhalt) – Auswirkungen auf die Diversität und Artenzusammensetzung der Molluskenfauna. In: Feit, U., Korn, H., (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt XIV: aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, vorgestellt auf einer wissenschaftlichen Expertentagung an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 25.-29. August 2014. BfN-Skripten 397: 65–71.
- SCHOLZ, M.** & F. MESSNER (2015): Auen als Rohstofflagerstätte. In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J. & Evers, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 166 – 171.
- SCHOLZ, M.** & F. MESSNER (2015): Umweltverträglicher Kiesabbau. In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J. & Evers, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 600 – 602.
- SCHOLZ, M.**, HORLITZ, T., WEBER, M. & I. LEYER (2015): Indikation und Bewertung. In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J. & Evers, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 453 – 457.
- SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., SCHULZ-ZUNKEL, C., BORN, W., MEHL, D. & EHLERT, T. (2015): Herausforderungen der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen aus ökologischer Sicht. Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern. 5. Ökologisches Kolloquium am 5./6. Mai 2015 in Koblenz. Veranstaltungen / BfG 3. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: 18 – 30.
- SCHOLZ, M.**, PUHLMANN, G. & R. BAUFELD (2015): Neues Auenverständnis für die Elbe. In: KOFALK, S., SCHOLTEN, M., FAULHABER, P., BAUFELD, R., KLEINWÄCHTER, M., KÜHLBORN, J. & EVERS, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 638 – 641.
- SCHWARZ, R., KOFALK, S., SCHOLTEN, M., FAULHABER, P. & **SCHOLZ, M.**, (2015): Entwicklung und heutiger Zustand von Fluss und Aue. In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J. & Evers, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 2/3. Weißensee Verlag, Berlin: 9 – 33.
- VOHLAND, K., DOYLE, U., ALBERT, C., BERTRAM, C., BIBER-FREUDENBERGER, L., BONN, A., BRECK, M., BURKHARD, B., FÖRSTER, J., FUCHS, E., GALLER, C., VON HAAREN, C., IBISCH, P.L., KAPHENGST, T., KLASSERT, C., KLENKE, R., KLOTZ, S., KREFT, S., KÜHN, I., MARQUARD, E., MEHL, D., MEINKE, I., NAUMANN, K., RECKERMANN, M., REHDANZ, K., RÜTER, S., SAATHOFF, W., SAUERMAN, J.,

- SCHOLZ, M., SCHRÖDER, U., SEPPELT, R., THRÄN, D. & WITING, F. (2015): Ökosystemleistungen, Biodiversität und Klimawandel: Grundlagen. In: HARTJE, V., WÜSTEMANN, H., BONN, A. (Hrsg.): Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Naturkapital und Klimapolitik - Synergien und Konflikte. Technische Universität Berlin ; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 66 – 99.
- WÜSTEMANN, H., HARTJE, V., BONN, A., HANSJÜRGENS, B., BERTRAM, C., DEHNHARDT, A., DÖRING, R., DOYLE, U., ELSASSER, P., MEHL, D., OSTERBURG, B., REHDANZ, K., RING, I., **SCHOLZ, M.** & VOHLAND, K. (2015): Natural capital and climate policy – synergies and conflicts. Summary for decision makers. Original German version 2014. Technische Universität Berlin ; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig, 77 S.
- ZAL, N., BASTRUP-BIRK, A., BARIAMIS, G., **SCHOLZ, M.**, TEKIDOU, A., KASPERIDUS, H.D., BALTAS, E., MIMIKOU, M., WERNER, B., VANNEUVILLE, W., KURNIK, B., KRISTENSEN, P. & R. UHEL (2015): Water-retention potential of Europe's forests: a European overview to support natural water-retention measures. EEA Technical Report 13/2015. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 41 S.

## Veröffentlichungen 2014

- KRÜGER, F., BABOROWSKI, M., RUPP, H. & SCHOLZ, M. (2014): The meaning of floodplain sedimentation in the frame of a catchment wide sediment management concept. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2014. Gewässerzustand der Elbe - neue Herausforderungen. 18.-19.9.2014, Spindelmühle = Magdeburgský seminář o ochraně vod 2014. Stav vod v povodí Labe – nové výzvy. 18.-19.9.2014, Špindlerův Mlýn. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Wernigerode: 46 – 49.
- KRÜGER, F., **SCHOLZ, M.**, KREIBICH, M. & BABOROWSKI, M. (2014): Sedimentrückhalt in den Elbauen : Studie zur Erarbeitung des Sedimentrückhaltes in Auen als Teilfunktion des Sedimenttransportgeschehens an der Elbe. Abschlussbericht, Februar 2014. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig, Magdeburg, 67 S.
- LUDEWIG, K., KORELL, L., LÖFFLER, F., **SCHOLZ, M.**, MOSNER, E. & JENSEN, K. (2014): Vegetation patterns of floodplain meadows along the climatic gradient at the Middle Elbe River. *Flora* 209 (8), 446 – 455.
- MARKOVIC, D., CARRIZO, S., FREYHOF, J., CID, N., LENGYEL, S., **SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D. & DARWALL, W., (2014): Europe's freshwater biodiversity under climate change: distribution shifts and conservation needs. *Divers. Distrib.* 20 (9): 1097 – 1107.
- MEHL, D., EBERTS, J., SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H.D., HOPF, T., OSSENKOP, M. & PIEPER, B. (2014): Das Blaue Band : Naturschutz als Chance für die Wasserstraßenreform. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Berlin, 48 S.
- RUMM, A., **SCHOLZ, M.**, BUSHART, M., FOECKLER, F. (2014): Molluskeln als Bioindikatoren in Auenlebensräumen am Beispiel der Elbe und Donau. In: Vössing, A., (Hrsg.): Zehn Jahre Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 2004-2014. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 11. Nationalparkstiftung Unteres Odertal, Schwedt, Oder: 28 – 34.
- VITZTUM, M. & **SCHOLZ, M.** (2014): Fachtagung zur Auenrevitalisierung. *Nat. Landschaft* 89 (1): 39 – 40.
- WÜSTEMANN, H., HARTJE, V., BONN, A., HANSJÜRGENS, B., BERTRAM, C., DEHNHARDT, A., DÖRING, R., DOYLE, U., ELSASSER, P., MEHL, D., OSTERBURG, B., REHDANZ, K., RING, I., **SCHOLZ, M.** & VOHLAND,

K. (2014): Naturkapital und Klimapolitik : Synergien und Konflikte ; Kurzbericht für Entscheidungsträger. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), 77 S.

## Veröffentlichungen 2013

MEHL, D., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & EHLERT, T. (2013): Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 6 (9): 493 – 499.

MEHL, D., **SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., HOPF, T. & PIEPER, B. (2013): Ein Blaues Band für den Naturschutz: die Wasserstraßenreform als Chance für Gewässer und Auen. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Berlin, 6 S.

## Veröffentlichungen 2012

BORN, W., MEYER, V., **SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., SCHULZ-ZUNKEL, C. & B. HANS-Jürgens (2012): Ökonomische Bewertung Ökosystemfunktionen von Flussauen. In: **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: 147-168.

KRÜGER, F., BABOROWSKI, M., RUPP, H. & **M. SCHOLZ** (2012): Large-scale sediment retention in the Elbe river floodplains. Die Elbe und ihre Sedimente. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Hamburg. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe IKSE: Magdeburg/Wernigerode: 47-50.

LAUTENBACH, S., MAES, J, KATTWINKEL, M., SEPPELT, R., STRAUCH, M., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., VOLK, M., WEINERT, J. & C.F. DORMANN (2012): Mapping water quality related ecosystem services –applications for nitrogen and pesticides. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 8 (1-2): 35-49.

MEHL, D., STEINHÄUSER, A., KASPERIDUS H.D. & **M. SCHOLZ** (2012): HOCHWASSERRETENTION. In: **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 34-47.

MEHL, D., STEINHÄUSER, A., KASPER, D., KASPERIDUS, H.D. & **M. SCHOLZ** (2012): Treibhausgasemissionen in Flussauen. In: **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 85-101.

**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: 257 S.

**SCHOLZ, M.** , MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. Henle (2012): Einführung. In: **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: 17-33.

**SCHOLZ, M.**, CIERJACKS, A., KASPERIDUS, H.D., SCHULZ-ZUNKEL, C., RUPP, H., STEINMANN, A. & F. KRÜGER (2012): Kohlenstoffvorrat in Flussauen. In: **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 73-85.

**SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., ILG, C. & K. HENLE (2012): Habitatfunktion. In: **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 102-146.

**SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., MEHL, D. & C. SCHULZ-ZUNKEL (2012): Wirkung von Deichrückverlegungen auf die Auenfunktionen. In: **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 169-183.

**SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., MEHL, D., BORN, W. & C. SCHULZ-ZUNKEL (2012): Szenarien künftiger Auenentwicklung. In: **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 184-197.

**SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., SCHULZ-ZUNKEL, C. & MEHL, D. (2012): Betrachtung von Auenfunktionen vor und nach der Deichrückverlegung bei Lenzen. In: Struck, A., Garbe, H., Felinks, B. (Hrsg.): Auenreport Spezial. Die Deichrückverlegung bei Lenzen : erste Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung. Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam: 85 – 91.

**SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Forschungsbedarf. In: **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: 198-206.

**SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Zusammenfassung. In: **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: 207-214.

**SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W., GWILLYM-MARGIANTO, S. & K. HENLE (2012): Summary - Analysis and evaluation of ecosystem functions and services of floodplains in Germany. In: **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: 215-221.

SCHULZ-ZUNKEL, C., **SCHOLZ, M.**, KASPERIDUS, H.D., KRÜGER, F., NATHO, S. & M. VENOHR (2012): Nährstoffrückhalt. In: **SCHOLZ, M.**, MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 48-72.

## Veröffentlichungen 2011

- DZIOCK, F., GERISCH, M., SIEGERT, M., HERING, I., **SCHOLZ, M.** & R. ERNST (2011): Reproducing or dispersing? Using trait based-habitat templet models to analyse Orthoptera response to flooding and land use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 145 (1): 85-94.
- MAES, J., BRAAT, L., JAX, K., HUTCHINS, M., FURMAN, E., TERMANSEN, M., LUQUE, S., PARACCHINI, M.L., CHAUVIN, C., WILLIAMS, R., VOLK, M., LAUTENBACH, S., KOPPEROINEN, L., SCHELHAAS, M.-J., WEINERT, J., GOOSSEN, M., DUMONT, E., STRAUCH, M., GÖRG, C., DORMANN, C.F., KATTWINKEL, M., ZULIAN, G., VARJOPURO, R., RATAMÄKI, O., HAUCK, J., FORSIUS, M., HENGEVELD, G., PEREZ-SOBA, M., BOURAOUI, F., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., LEPISTÖ, A., POLISHCHUK, Y. & BIDOGLIO, G. (2011): A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 1. PEER Report 3. Partnership for European Environmental Research, Helsinki, 143 S.
- KASPERIDUS H.D. & **M. SCHOLZ** (2011): Auen und Auenwälder in urbanen Räumen. In: WIRTH, C., REIHER, A., ZÄUMER, U. & H.D. Kasperidus (Hrsg.): *Der Leipziger Auwald – ein dynamischer Lebensraum*. Tagungsband zum 5. Leipziger Auensymposium am 16. April 2011. UFZ-Bericht 6/2011: 26-30.

## Veröffentlichungen 2010

- FOLLNER, K., HOFACKER, A., GLÄSER, J., DZIOCK, F., GERISCH, M., FOCKLER, F., ILG, C., SCHANOWSKI, A., **SCHOLZ, M.** & K. HENLE (2010): Accurate environmental bioindication in floodplains in spite of an extreme flood event. *River Research and Application*: 26(7):877-886, DOI: 10.1002/rra.1300
- LISS, M., KATTWINKEL, M., KASKE, O., BEKETOV, M., STEINICKE, H., SCHOLZ, M. & HENLE, K. (2010): Considering protected aquatic non-target species in the environmental risk assessment of plant protection products. Federal Environment Agency (UBA), Dessau-Roßlau, 59 S.
- SCHOLZ, M., HEUSER, J., ILG, C., FOCKLER, F., HENLE, K. (2010): Managementstrategien des Naturschutzes beim Bundeswasserstraßenneu- und ausbau sowie Unterhaltung. In: Epple, C., Korn, H., Kraus, K., Stadler, J., (Hrsg.): *Biologische Vielfalt und Klimawandel*. BfN-Skripten 274. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn: 29 – 31.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H.D., BORN, W., HENLE, K. (2010): Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen in Deutschland. In: EPPLE, C., KORN, H., KRAUS, K., STADLER, J. (Hrsg.): *Biologische Vielfalt und Klimawandel*. BfN-Skripten 27. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn: 26 – 28

## Veröffentlichungen 2009

- BORCHARDT, D., EHLERT, T., FOLLNER, K., HOFFMANN, A., GRIEBLER, C., ILG, C., KOENZEN U., MEINERS, G., MOHAUPT, V., NEUKIRCHEN, B., RICHTER, S., **SCHOLZ, M.** & K. VAN DE WEYER (2009): Biodiversity of surface waters, floodplains and groundwater - Results of the symposium, October 29./30.2008 Bonn Germany. - IN: Mohaupt, V. (UBA) & T. Ehlert (BfN) (Eds.): 1.8-1.45.
- DZIOCK, F., FOCKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER, J., HENLE, K., ILG, C. & **M. SCHOLZ** (2009): Driving forces, indicators and life strategies in floodplains. In: MOHAUPT, V. (UBA) & T.

EHLERT (BfN): Biodiversity of surface waters, Floodplains and groundwater, 29./30. Oktober 2008, Bonn: 2.25-2.26.

- FOECKLER, F., HENLE, K., GERKEN, B., DZIOCK, F. & **M. SCHOLZ** (2009): Indikation und Prognose ökologischer Veränderungen in Auen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 13-18.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., ILG, C., SCHMIDT, H., **SCHOLZ, M.** & K. HENLE (2009): Mollusken im Auengrünland des Biosphärenreservates Mittelbe vor und nach dem extremen Sommerhochwasser 2002. In: 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelbe. Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelbe. Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 76-85.
- GLAESER, J., KONJUCHOW, F. & **M. SCHOLZ** (2009): Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Auengrünlandvegetation an der Mittleren Elbe. In: Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelbe. Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 86-95.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOLLNER, F., FOECKLER, F., RING, A., RINK, M., STAB, S. & **M. SCHOLZ** (2009): Entwicklung von Indikationssystemen - methodische Grundlagen. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 35-52.
- HENLE, K., DZIOCK, F., RINK, M., FOECKLER, F., FOLLNER, K., FUCHS, E., RINK, A., KLOTZ, S., ROSENZWEIG, S., **SCHOLZ, M.** & S. STAB (2009): Versuchsplanung und statistische Auswertungen im RIVA-Projekt. In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 85-100.
- HERING, I., **SCHOLZ, M.**, GERISCH, M., ILG, C. & F. DZIOCK (2009): Heuschreckengemeinschaften im Roßlauer Oberluch an der Mittleren Elbe. In: Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelbe. Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 135-142.
- ILG, C., DEICHNER, O., FOECKLER, F., SCHMIDT, H., HENLE, K., & **M. SCHOLZ** (2009): Molluskengemeinschaften im Deichrückverlegungsgebiet Roßlauer Oberluch im Biosphärenreservat Mittelbe. In: 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelbe. Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 130-134.
- MALTBY, E. (ED.), BAKER, C.J., BARKER, T., DIGBY, U., HOGAN, D.V. E., MCINNES, R.J., BISHOP, K.H., BLACKWALL, M.S.A., CLÉMENT, B., PAPADIMOS, D., **SCHOLZ, M.**, SCHULZ-ZUNKEL, C., SEFERLIS, M., TELLAM, J., VERHOEVEN, J.T.A. & M.L. VERHOEVEN (2009): Functional Assessment of Wetlands. Towards evaluation of ecosystem services. CRC Press, Boston, 672 p.
- SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (2009) (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S.
- SCHOLZ, M.**, HENLE, K., FOECKLER, F., FOLLNER, K. & F. DZIOCK (2009): Biologische Indikationssysteme in Auen. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 19-34.
- SCHOLZ, M.**, STAB, S., FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERKEN, B., GIEBEL, H., PETER, W., HÜSING, V., KLOTZ, S., NEUE, H.-U. & K. HENLE (2009): Das RIVA-Projekt: Übersicht und Ziele. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 61-68.

- SCHOLZ, M.**, AMARELL, U., BÖHNKE, R., GLÄSER, J., RINKLEBE, J. & S. STAB (2009): Charakterisierung der Untersuchungsgebiete. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOCKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 69-84.
- SCHOLZ, M.**, FOLLNER, K. & K. HENLE (2009): Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOCKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 335-348.
- SCHOLZ, M.**, FOLLNER, K., FOCKLER, F., DZIOCK, F., SCHMIDT, H., HÜSING, V. & K. HENLE (2009): Verwendung des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOCKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart, 386-408.
- SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., FUCHS, E., STAB, S. & F. FOCKLER (2009): Fazit und Ausblick. In: **SCHOLZ, M.**, HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOCKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 409-417.
- SCHOLZ, M.**, RUPP, H., PUHLMANN, G., ILG, C., GERISCH, M., DZIOCK, F., FOLLNER, K., FOCKLER, F., GLÄSER, J., KONJUCHOW, F., KRÜGER, F., REGNER, A., SCHWARZE, E., V. TÜMPLING, W., DUQUESNE, S., LIESS, M., WERBAN, U., ZACHARIAS, S. & K. HENLE (2009): Deichrückverlegungen in Sachsen-Anhalt und wissenschaftliche Begleituntersuchungen am Beispiel des Roßlauer Oberluchs In: 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe. Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelelbe. Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 103-115.
- SCHOLZ, M.**, DZIOCK, F., GLAESER, J., FOCKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GIEBEL, H., HÜSING, V., KONJUCHOW, F., ILG, C., SCHANOWSKI, A. & K. HENLE (2009): Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf ausgewählte Artengruppen - eine Einführung in das Projekt HABEX. In: 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe. Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelelbe. Naturschutz im Land Sachsen Anhalt. 46. Jg., Sonderheft 2009/1: 58-67.

## Veröffentlichungen 2008

- ILG C., DZIOCK F., FOCKLER F., FOLLNER F., GERISCH M., GLAESER J., RINK A., SCHANOWSKI A., **SCHOLZ M.**, DEICHER O. & K. HENLE (2008) Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. *Ecology* 89: 2392-2398.
- SCHOLZ, M.**, RUPP, H., DIETRICH, P., WERBAN, U., ILG C., GERISCH, M., KRÜGER, F., MEISSNER R., FOCKLER F., GLAESER J., SCHULZ-ZUNKEL C., TÜMPLING W., DUQUESNE, S., ZACHARIAS, S., HENLE. K. (2008) Effects of floodplain restoration measures on hydrology and biodiversity: monitoring of dike relocation in the Rosslauer Oberluch. 4 th ECRR International Conference on River restoration. Conference proceedings.
- SCHOLZ, M.**, RUPP, H., ILG, C., FOCKLER, F., DIETRICH P., DUQUESNE S., GERISCH M., GLÄSER, J., KRÜGER F., MEYER V., MEIßNER R., SCHULZ-ZUNKEL, C., V. TÜMPLING, W., WERBAN U., ZACHARIAS S. & K. HENLE (2008): Effects of floodplain restoration measures on hydrology and biodiversity: monitoring of dike relocation in the Rosslauer Oberluch. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008 – Tagungsband: 219.



## Veröffentlichungen 2007

- GLAESER, J., FOLLNER, K., HOFACKER, A., DZIOCK, F., FOECKLER, F., GERISCH, M., SCHANOWSKI, A., **SCHOLZ, M.** & K. HENLE (2007): Zeitliche Übertragbarkeit eines Bioindikationsystems nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsband 2006:156-161.
- ILG, C., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, F., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI A., **SCHOLZ, M.**, DEICHER, O. & K. HENLE (2007): Impact of an extreme summer flood event on Elbe grassland biodiversity. Comm. Meeting of the Ecological Society of Germany, Switzerland and Austria, Marburg (Germany).

## Veröffentlichungen 2006

- DZIOCK, F., F. FOECKLER, **M. SCHOLZ**, S. STAB & K. HENLE (eds.) (2006): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 269-388.
- DZIOCK, F., F. FOECKLER, **M. SCHOLZ**, S. STAB & K. HENLE (2006): Preface – In: DZIOCK, F., F. FOECKLER, **M. SCHOLZ**, S. STAB & K. HENLE (eds.) (2006): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 269-700.
- DZIOCK, F., K. HENLE, F. FOECKLER, K. FOLLNER, & M. SCHOLZ (2006): Bioindicator systems in floodplains - a review. - In: DZIOCK, F., F. FOECKLER, **M. SCHOLZ**, S. STAB & K. HENLE (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 271-291.
- HENLE, K., F. DZIOCK, F. FOECKLER, K. FOLLNER, S. STAB, V. HÜSING, A. HETTRICH, M. RINK & **M. SCHOLZ**, 2006: Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains - The Approach of the RIVA Project. - In: DZIOCK, F., F. FOECKLER, **M. SCHOLZ**, S. STAB & K. HENLE (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 292-313.
- HENLE, K., **M. SCHOLZ**, F. DZIOCK, S. STAB & F. FOECKLER (2006): Bioindication and functional response in floodplain systems: Where to from here? International Review of Hydrobiology – Special Issue - 91(4): 380-387.

## Veröffentlichungen 2005

- SCHOLTEN, M., ANLAUF, A., BÜCHELE, B., FAULHABER, K. HENLE, S. KOFALK, I. LEYER, J. MEYERHOFF, F. NEUSCHULZ, G. RAST, **M. SCHOLZ** (2005): The Elbe River in Germany – present state, conflicts, and perspectives of rehabilitation. In: BUIJSE, T., KLIJN, F., LEUVEN, R., MIDDELKOOP, H. SCHIEMER, F., THORP, J., WOLFERT, H.: The rehabilitation of large lowland rivers – Large Rivers Vol. 15, No. 1-4 - Arch. Hydrobiol. Suppl. 155/1-4: 579-602.
- SCHOLZ, M.**, STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (eds.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin, 380pp. – mehrere Beiträge:

- SCHOLZ, M.**, STAB, S., HENLE, K. & F. DZIOCK (2005): Einleitung. Kap. 1. In: **SCHOLZ, M.**, STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (eds.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 1-4.
- SCHOLZ, M.**, SCHWARTZ, R., WEBER, M. (2005): Naturräumliche Grundlagen und Entwicklung der Kulturlandschaft. Kap. 2. In: **SCHOLZ, M.**, STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (eds.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 5-48.
- HILDEBRANDT, J., FOCKLER, F., BRUNKE, M., SCHOLTEN, M., BÖHMER, H.J., DZIOCK, F., HENLE, K. & **M. SCHOLZ** (2005): Konzeptionelle Grundlagen für ökologische Fragestellungen. Kap. 3. In: **SCHOLZ, M.**, STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (eds.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 49-66.
- DZIOCK, F.**, GLÄSER, J., BONN, A., DEICHNER, O., FOCKLER, F., GEHLE, T., HAGEN, K., JÄGER, U., KLAUSNITZER, B., KLAUSNITZER, U., NEUMANN, V., SCHMIDT, P.A. & **M. SCHOLZ** (2005): Auenwald. – Kap. 5.4. In: **SCHOLZ, M.**, STAB, S., **DZIOCK, F.** & **K. HENLE** (eds.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 194-233.
- HILDEBRANDT, J. DZIOCK, F., BÖHMER, H.-J., FOLLNER, K., SCHOLTEN, M., **SCHOLZ, M.** & K. HENLE (2005): Lebensraum ‚Stromlandschaft Elbe‘ - eine Synthese. Kap. 6. In: **SCHOLZ, M.**, STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (eds.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 265-295.
- SCHOLZ, M.**, STAB, S., HENLE, K. & F. DZIOCK (2005): Fazit und Ausblick. Kap. 7. In: **SCHOLZ, M.**, STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (eds.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Weißensee Verlag, Ökologie, Berlin: 297-305.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H., **SCHOLZ, M.**, HETTRICH, A., FUCHS, E., & K. HENLE (2005): Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL- Ed.) – Tagungsbericht 2004 (Potsdam) der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Weißensee-verlag Berlin: 319-324.

## Veröffentlichungen 2004

- SCHOLZ, M.**, SCHULZ, C. & TH. HORLITZ (2004): Analyse und Bewertung ökologischer und sozioökonomischer Auenfunktionen. In: MÖLTGEN, J. & D. PETRY (eds.): INTERDISZIPLINÄRE Methoden des Flussgebietsmanagements. Münster. Workshopbeiträge 15./16. März. IfGI prints 21: 205-212. ISBN 3-936616-21-3
- EICHHORN, A., RAST, G., WARTEMANN, G., SCHULZ, C. & **M. SCHOLZ** (2004): Rehabilitation of alluvial forests by dike replacement in the Middle Elbe floodplain. In: GELLER et al. (eds.): Proceedings of the 11th Magdeburg Seminar on Waters in Central and Eastern Europe. In: UFZ- Bericht 18/2004: 221.
- SCHOLZ, M.**, GLÄSER, J., HETTRICH, A., SCHANOWSKI, A., DEICHNER, O., FOCKLER, F., DZIOCK, F. & K. HENLE (2004): Effects of extreme flood events on flora and fauna in Middle Elbe floodplains.

In: GELLER et al. (eds.): Proceedings of the 11th Magdeburg Seminar on Waters in Central and Eastern Europe. In: UFZ- Bericht 18/2004: 167-168.

## Veröffentlichungen 2003

- BRENKEN, H. I. LEYER & **M. SCHOLZ** (2003): Management of Seasonally Flooded Grasslands 1.67.3.4. In: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Biodiversity Conservation and Habitat Management - 3. Management (for Biodiversity) of Savannahs and Other Open Habitats. Knowledge Base for sustainable Development - An Insight into the ENCYCLOPEDIA OF LIFE SUPPORT SYSTEMS, UNESCO Publishing-Eolss Publishers, Oxford, UK. [<http://www.eolss.net>].
- PETRY, D., LUTOSCH, I. & **SCHOLZ, M.** (2003): Auenschutz und Wasserrahmenrichtlinie – eine Herausforderung für Naturschutz und Landschaftsplanung im Europäischen Kontext - Floodplain ecosystems and the Water Framework Directive – a new challenge for nature conservation. UVP-report 17/3+4: 129-133.
- SCHULZ, C., **SCHOLZ, M.** HORLITZ, TH. & I. LUTOSCH (2003): Funktionale Analyse und Bewertung von Auen am Beispiel der Mittleren Elbe. In: International Association for Landscape Ecology Deutschland, Tagungsband zur 4. Jahrestagung der IALE –Region Deutschland: Landnutzungswandel: Ist-Zustand & Rahmenbedingungen – Szenarien – Bewertung. Eberswalde: 80.

## Veröffentlichungen 2002

- FOLLNER, K., **M. SCHOLZ** & K. HENLE (2002): Indication of Ecological Changes in Riverine Wetlands of the Elbe. In: Trémolières, M. et al. (eds.): European Floodplains - Floodplain Protection and Restoration. Strassbourg: 42.
- FOLLNER, K., **M. SCHOLZ** & K. HENLE (2002): Indikation ökologischer Veränderungen in Auen. In: Geller et al. (eds.): Elbe – Neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B.G. Teubner, Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden: 263-266.
- HENLE, K. & **SCHOLZ, M.** (2002): Erwartungen an ein Entscheidungshilfesystem aus ökologischer Sicht. In: Einsatz ökologischer Modellsysteme zur Unterstützung von Entscheidungen bei Eingriffen in Fließgewässern. BfG-Veranstaltungen 4/2002. Koblenz: 13-22.
- MANZKE, U. & **M. SCHOLZ** (2002): Amphibien in der Niedersächsischen Elbtalaue: Bestandsaufnahmen, Bewertung und Konsequenzen für den Artenschutz am Beispiel eines EU-life-Projektes. In: Zeitschrift für Feldherpetologie 9: 39-59.
- PETRY, D., **M. SCHOLZ** & I. LUTOSCH (eds.) (2002): Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen. UFZ-Bericht 22/2002. Leipzig, Halle. 100 p. [http://www.ufz.de/\(de\)/news/publications/ufz-ber.html#2002](http://www.ufz.de/(de)/news/publications/ufz-ber.html#2002)
- PETRY, D., I. LUTOSCH & **M. SCHOLZ**, (2002): Auen und Auenschutz in der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Petry, D., M. Scholz & I. Lutosch (eds.): Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen. UFZ-Bericht 22/2002. Leipzig, Halle: 10–42.
- SCHOLZ, M.**, T. HORLITZ, I. LUTOSCH & K. HENLE (2002): Neue Wege in der Analyse und Bewertung von Landschaftsökologie und Sozio-Ökonomie in Auen am Beispiel der Elbe in Hinsicht auf die

Umsetzung der EU-WRRL. In: Geller et al (eds.): Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B.G. Teubner, Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden: 133–136.

SCHOLZ, J. & **M. SCHOLZ** (2002): Zum neunzigjährigen Bestehen des Botanischen Gartens Bielefeld. In: In: Gärtnerisch-Botanischen Brief - GBB Nr.147 / 2002-2: 31–33.

## Veröffentlichungen 2001

BRUNS, S., **M. SCHOLZ**, F. MESSNER (2001): Naturschutzrelevante Effekte des Kiesabbaus und ihre naturschutzfachliche Bewertung. In: Horsch, H., Ring, I. & Herzog, F. (eds.): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung - Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und –umsetzung:, Metropolisverlag, Marburg: 188-197.

BRUNS, S., **M. SCHOLZ**, F. MESSNER (2001): Naturschutzrelevante Effekte des Kiesabbaus. In: Horsch, H., Messner, F. & Volk, M.. (eds.): Integriertes Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum, UFZ-Bericht 24/2001. Leipzig, Halle: 143-172.

**SCHOLZ, M.** & K. HENLE (2001): Living indicators can be used to assess the condition of floodplains. 1st International Symposium on Landscape Dynamics of Riverine Corridors. March 25-30, 2001 Ascona, Switzerland. <http://www.riverine-landscapes.ch/Scholz.htm>

**SCHOLZ, M.**, S. STAB & K. HENLE (eds.) (2001): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. UFZ-Bericht 8/2001. Leipzig, Halle. 190 p.

DZIOCK, F., K. HENLE, **M. SCHOLZ, M.**, & S. STAB (2001): Grenzen und Möglichkeiten von Indikationssystemen. In: SCHOLZ, M., S. STAB & K. HENLE (Ed.): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. UFZ-Bericht 8/2001. Leipzig, Halle: 39-43.

**SCHOLZ, M.**, S. STAB & K. HENLE (2001): Das RIVA-Projekt. Übersicht und Ziele. In: SCHOLZ, M., S. STAB & K. HENLE (eds.): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. UFZ-Bericht 8/2001. Leipzig, Halle: 14-18.

## Veröffentlichungen 2000

AG KABE (HENLE, K, **M. SCHOLZ**, W. WEBER, D. BRINSCHWITZ, S. GEYER, F. MESSNER, S. GEYLER, M. RODE, F. FOECKLER, A. SCHANOWSKI, H. R. SCHWENNINGER, F. DZIOCK, & S. STAB) (2000): Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe (KABE): Grundlagen zur Einschätzung ihrer großräumigen ökologischen Auswirkungen. BfG – Mitteilungen der Projektgruppe Elbe-Ökologie Nr. 7. 120 p. <http://elise.bafg.de/servlet/is/3352/>

HENLE, K., **M. SCHOLZ**, S. STAB, M. RINK, R. BÖHNKE, J. RINKLEBE, G. MEYENBURG, K. HEINRICH, U. AMARELL, F. FOECKLER, O. DEICHNER, A. SCHANOWSKI, W. FIGURA, F. DZIOCK, K. FOLLNER, E. FUCHS, W. PETER, & V. HÜSING (2000): Methodische Grundlagen zur Entwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen. In.: Gewässerlandschaften – bmbf Symposium Elbeforschung. ATV-DVWK Schriftenreihe 21. Hennef.: 173–201.

MESSNER, F., **SCHOLZ, M.** (2000): Großräumiger Kiesabbau in den Elbauen. In: Jahresbericht '98-'99 des Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle GmbH:151-160.

PUHLMANN, G., **SCHOLZ, M.** (2000): Neue Auen für die Elbe. In: UFZ-Magazin Lebensräume: Schwerpunktthema Flusslandschaften Forschung an der Elbe. Nr. 5: 28–29.

- RODE, M. **SCHOLZ, M.** (2000): Auen als Teil der Flusslandschaft. In: Jahresbericht '98-'99 des Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle GmbH: 110-120.
- SCHOLZ, M.** & HENLE, K. (2000): Robustes Indikationssystem für ökologische Veränderungen. In: GELLER, W., P. PUNCOCHAR, D. BARION, H. FELDMANN, H. GUHR, V. JIRÁSEK, M. SIMON & J. SMRTAK (eds.): Gewässerlandschaften – 9. Magdeburger Gewässerschutzseminar Einzugsgebietsmanagement. ATV-DVWK Schriftenreihe 22. Hennef: 226–227.
- SCHOLZ, M.** & DZIOCK, F. (2000): Lebendige Messfühler zeigen den Zustand der Auen. In: Jahresbericht '98-'99 des Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle GmbH: 121-129.
- SCHOLZ, M.** (2000): Ökologische Auswirkungen des Kiesabbaus in den Elbauen. In: UFZ-Magazin Lebensräume: Schwerpunktthema Flusslandschaften Forschung an der Elbe. Nr. 5:28–29.
- SCHOLZ, M.** (2000): Ein Indikationssystem für ökologische Veränderungen in Auen –Pflanzen, Schnecken, Laufkäfer zeigen Veränderungen im Lebensraum Flussaue an. In.: Augenblick – Zeitung für das Biosphärenreservat Mittlere Elbe, 5. Jg. Nr. 1: 7.
- SCHOLZ, M.** (2000): Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe (KABE): Grundlagen zur Einschätzung ihrer großräumigen ökologischen Auswirkungen. In: Statusseminar Elbe-Ökologie Tagungsband - BfG – Mitteilungen der Projektgruppe Elbe-Ökologie Nr. 6: 263-264.

## **Eidesstattliche Erklärung über die eigenständige Abfassung der Arbeit**

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne unzulässige Hilfe oder Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Ich versichere, dass Dritte von mir weder unmittelbar noch mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten haben, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen, und dass die vorgelegte Arbeit weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde zum Zweck einer Promotion oder eines anderen Prüfungsverfahrens vorgelegt wurde. Alles aus anderen Quellen und von anderen Personen übernommene Material, das in der Arbeit verwendet wurde oder auf das direkt Bezug genommen wird, wurde als solches kenntlich gemacht. Insbesondere wurden alle Personen genannt, die direkt an der Entstehung der vorliegenden Arbeit beteiligt waren.

Hannover, den 07.07.2021

Mathias Scholz

## **Erklärung - Vorveröffentlichungen zur Dissertation**

Teilergebnisse bzw. Einzelartikel dieser kumulativen Dissertation wurden mit Zustimmung meiner Betreuerin der Arbeit Prof. Dr. C. von Haaren vorab veröffentlicht,

Hannover, den 07.07.2021

Mathias Scholz